



UNIVERSIDAD DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

LOS AGROECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS DE
ZONAS SEMIÁRIDAS: VALORACIÓN Y DEMANDA
DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

D. José Antonio Albaladejo García

2022



UNIVERSIDAD DE MURCIA
FACULTAD DE BIOLOGÍA
DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA APLICADA

TESIS DOCTORAL

LOS AGROECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS DE
ZONAS SEMIÁRIDAS: VALORACIÓN Y DEMANDA
DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

D. José Antonio Albaladejo García

*Memoria de investigación para optar a la Mención Internacional de
Doctor en el Programa de Doctorado en Biodiversidad y Gestión
Ambiental*

Tesis dirigida por:

Dr. D. José Miguel Martínez Paz
Universidad de Murcia

Dr. D. Francisco José Alcón Provencio
Universidad Politécnica de Cartagena

Murcia, 2022

A mis abuelos, Antonio e Isabel

AGRADECIMIENTOS

Llevaba tiempo pensando en escribir estas palabras que ponen punto y final a la mejor etapa de mi vida. Siempre recordaré estos años que me han permitido ser mejor investigador, pero, sobre todo, mejor persona. Hacer una tesis doctoral supone un desafío para todo doctorando cuyo trabajo, nada sencillo, es apoyado por distintas personas. A continuación, me gustaría mencionar a todas aquellas personas que me han apoyado y han contribuido en mi progreso académico-científico.

En primer lugar, les debo expresar el mayor de mis agradecimientos a mis directores, José Miguel Martínez Paz y Francisco Alcón Provencio. Esta tesis doctoral no hubiese sido posible sin su ayuda y sin la confianza que depositaron en mí. Me gustaría destacar el papel que ha tenido José Miguel. Creo que no he conocido a una persona que me haya aportado tanto como él. Siempre perseverante, exigente, dispuesto a enseñarme, a guiarme en el camino, y a darme muy buenos consejos tanto en lo profesional como en lo personal. Esto en definitiva se ha traducido en motivación y mucho agradecimiento por mi parte.

Ha sido un placer trabajar en el Departamento de Economía Aplicada de la Universidad de Murcia. Me gustaría agradecer a Federico Martínez Carrasco-Pleite y a Myriam Rodríguez Pasquín sus valiosos comentarios y orientaciones cuando me tocaba dar clases de economía. También agradecer a Alfredo Pérez Morales, del Departamento de Geografía, que me aconsejó y ayudó a decantarme por el “caballo ganador” en mis inicios como doctorando. Me gustaría dar las gracias también a mis compañeros de la Universidad Politécnica de Cartagena, en particular a María Dolores de Miguel, Erasmo López Becerra, Víctor Martínez García y José Ángel Zabala. De todos ellos, siempre le estaré agradecido a José Ángel por los inolvidables momentos vividos en nuestra estancia en Leeds y por todo lo que me ha enseñado. También quiero agradecer la buena compañía y los consejos que me dio Rafael Trueba durante su estancia en Murcia.

Todas aquellas personas que he conocido en mis estancias de investigación merecen también un agradecimiento. Concretamente, quiero dar las gracias a los profesores Ángel Perni de la Universidad de Cádiz y a Martin Dallimer de la Universidad de Leeds a los que agradezco enormemente su acogida y todo lo que me enseñaron.

Por supuesto, este trabajo es resultado del apoyo incondicional de mi familia. Mis padres, José y Toñi, mi hermana, María, y mi sobrino, Hugo. Sin ellos esta etapa de mi vida habría sido mucho más difícil. Ellos han creído y confiado en mí mucho más que yo mismo, y siempre han estado conmigo en todas las decisiones que he tomado desde

que empecé mi aventura universitaria. No quiero olvidarme tampoco de mis abuelos Salvador y Rita, que siempre me han dado ánimos para afrontar todos los retos que me he planteado. También quiero acordarme de mis abuelos Antonio e Isabel, que fallecieron durante el segundo curso de mi carrera universitaria, pero que han estado ahí presentes, dándome fuerzas para seguir adelante en los momentos más duros. Estoy seguro de que estarían muy contentos y orgullosos del trabajo que he realizado.

A mis amigos, los de (casi) toda la vida, y a los más recientes, no puedo dejar de eludirlos. Agradecer a mis amigos de la “chupi”, a Isma, Pedro, Benja, Javi, Laura, Toñi, MD y Miriam, a mis dos “chicos completos”, Sergio y Pedro, y al bachatero de Alberto. Gracias a sus ánimos y a todos los planes que hemos realizado he podido desconectar para volver a conectar con más fuerza al trabajo. En la misma línea, debo mencionar a amigos como Carlos, Lourdes, MJ o Jonathan que, aunque vea poquito, siempre tienen buenas palabras hacia mí y cuando nos reunimos es como si el tiempo no pasara. Asimismo, debo de dar las gracias a todas las compañeras de piso que he tenido estos años por hacerme más amena la rutina diaria.

Esta investigación no habría sido posible sin el apoyo financiero del Ministerio de Educación y Formación Personal (FPU 16/03562), así como de los proyectos de investigación AGRISERVI: AGL2015-64411-R (MINECO/FEDER) del Ministerio de Ciencia e Innovación, y el proyecto la 20912/PI/18 de la Fundación Séneca: Agencia Regional de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia.

Por último, igual que halagamos y aplaudimos el buen trabajo realizado por los demás, deberíamos agradecer internamente el nuestro. Es necesario agradecerse a uno mismo porque hay sacrificios que muchos no entienden. Por eso, para acabar me gustaría expresar lo orgulloso que estoy de mí mismo y de lo conseguido, pues al final, solo yo sé las complicaciones que he sufrido, lo que he sentido, lo que cuesta conseguir las cosas y las situaciones que he tenido que lidiar para salir adelante.

Esta experiencia finaliza para dar paso a muchas otras nuevas.

Seguimos...

José A. Albaladejo García

Índice de contenidos

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	5
1. Servicios ecosistémicos como marco conceptual de análisis	6
2. Servicios y contra-servicios ecosistémicos de los agroecosistemas	9
3. Objetivos de la investigación	12
4. Marco metodológico general	14
4.1. Técnicas espaciales.....	14
4.2. Métodos de preferencias declaradas	16
5. Estructura de la tesis.....	19
CAPÍTULO 2. SERVICIOS Y CONTRA-SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA AGRICULTURA DE LA REGIÓN DE MURCIA	23
1. Introducción.....	24
2. Materiales y métodos	26
2.1. Área de estudio.....	26
2.2. Cuantificación y mapeo de los servicios y contra-servicios de los ecosistemas	27
2.3. Cuantificación y mapeo de ES/EDS en los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas.....	28
2.3.1. Suministro de alimentos (ES de abastecimiento).....	30
2.3.2. Agua (EDS de abastecimiento)	30
2.3.3. Tratamiento de residuos y depuración de aguas (EDS de regulación) ...	30
2.3.4. Regulación climática (ES de regulación)	31
2.3.5. Diversidad genética (ES de regulación).....	31
2.3.6. Recreación (ES cultural).....	33
2.3.7. Índices globales de provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos.....	35
2.4. Relaciones por pares	35
3. Resultados	36
3.1. Cuantificación y distribución espacial de la provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos	36
3.2. Índices globales de provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos ..	39
3.3. Relaciones por pares entre servicios y contra-servicios ecosistémicos.....	40
4. Discusión.....	42
5. Conclusiones.....	44
CAPÍTULO 3. SERVICIO ECOSISTÉMICO DE REGULACIÓN CLIMÁTICA.....	47
1. Introducción.....	48
2. Materiales y métodos	50

2.1. Área de estudio.....	50
2.2. Metodología.....	51
2.2.1. Extracción de la temperatura de la superficie terrestre y sus factores de influencia.....	52
2.2.2. Modelo de regresión espacial.....	54
3. Resultados.....	55
3.1. Distribución espacial de la temperatura de la superficie terrestre.....	55
3.2. Análisis de diferencias de la temperatura de la superficie terrestre.....	56
3.3. Modelos de temperatura de la superficie terrestre.....	57
3.4. Predicciones de temperatura de la superficie terrestre basadas en los cambios de uso y cobertura del suelo.....	62
4. Discusión.....	62
5. Conclusiones.....	65
CAPÍTULO 4. SERVICIO ECOSISTÉMICO DE LA CALIDAD ESTÉTICA DEL PAISAJE	67
1. Introducción.....	68
2. Materiales y métodos.....	70
2.1. Métodos para cuantificar la calidad estética del paisaje.....	70
2.2. Área de estudio.....	71
2.3. Determinación y cuantificación de los atributos del paisaje.....	73
2.4. Método de los experimentos de elección.....	75
2.4.1. Diseño del experimento de elección.....	75
2.4.2. Especificación del modelo de utilidad.....	76
3. Resultados.....	78
3.1. Características de los atributos de calidad estética y de la muestra poblacional.....	78
3.2. Estimación de las preferencias de calidad estética del paisaje.....	80
3.3. Cuantificación y mapeo de la calidad estética del paisaje.....	83
3.4. Evaluación preliminar de políticas de gestión del paisaje.....	85
4. Discusión.....	88
5. Conclusiones.....	89
CAPÍTULO 5. PREFERENCIAS SOCIALES DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BADLANDS	91
1. Introducción.....	92
2. Materiales y métodos.....	94
2.1. Área de estudio.....	94
2.2. Metodología de análisis de preferencias.....	96
2.3. Diseño de encuesta.....	98
2.4. Recogida de datos.....	99

3. Resultados	100
3.1. Percepción general de la población	101
3.2. Resultados globales del análisis conjunto	102
3.3. Diferencias en los resultados del análisis conjunto por grupos.....	103
3.4. Simulación de estrategias	105
4. Discusión.....	107
5. Conclusiones.....	110
CAPÍTULO 6. VALORACIÓN SOCIOECONÓMICA DE LOS HUERTOS URBANOS	113
1. Introducción.....	114
2. Materiales y métodos	117
2.1. Área de estudio.....	117
2.2. Métodos	118
2.3. Recogida de datos	120
2.4. Descripción de la muestra.....	121
3. Resultados	122
3.1. Evaluación de servicios ecosistémicos	122
3.2. Análisis de la demanda	123
3.3. Determinantes de la disposición al pago.....	124
3.4. Análisis de puntos calientes.....	126
4. Discusión.....	128
5. Conclusiones.....	131
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES	133
CHAPTER 7. CONCLUSIONS	139
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	145
ANEXOS	179
Anexo I. Capítulo 2.....	180
Anexo II. Capítulo 3.....	184
Anexo III. Capítulo 4.....	186
Anexo IV. Capítulo 5.	189
Anexo V. Capítulo 6.	193

Índice de figuras

Figura 1. Clasificación de los servicios ecosistémicos.	8
Figura 2. Servicios y contra-servicios desde y hacia la agricultura.....	10
Figura 3. Marco global de la provisión de ES y EDS en agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas.....	11
Figura 4. Sistemas de cultivo de la Región de Murcia.....	26
Figura 5. Distribución espacial de los índices normalizados de servicios y contra-servicios ecosistémicos.	38
Figura 6. Distribución espacial del IGES.....	40
Figura 7. Correlaciones de Pearson entre diferentes servicios y contra-servicios ecosistémicos.	41
Figura 8. Zona de estudio Campo Cartagena.	51
Figura 9. LST (°C) (a) y usos del suelo (b) en el año 1984 del área de estudio.....	56
Figura 10. LST comarcal (°C) (a); usos del suelo agrícola (b); y LST (°C) en parcelas de cítricos (c) en el año 2016 del área de estudio.....	56
Figura 11. Distribución espacial de R ² local (a); coeficientes locales del modelo GWR: constante (b), NDVI (c), NDWI (d), Altitudes (e); y residuos estándar (f).....	61
Figura 12. Localización de los frutales del área de estudio.	72
Figura 13. Ejemplo de conjunto de elección.....	76
Figura 14. Distribución espacial de calidad estética del paisaje en función de las clases: (a) MNL; (b) Clase 1; (c) Clase 2; (d) Clase 3.	84
Figura 15. Distribución espacial de los escenarios de CS en función de las clases: (a), (b), (c) MNL; (d), (e), (f) Clase 1; (g), (h), (i) Clase 2; (j), (k), (l) Clase 3.	87
Figura 16. Badlands de la Región de Murcia.....	95
Figura 17. Zona de estudio (zona de actuación proyecto Murcia-Río) y huertos urbanos en el municipio de Murcia.	118
Figura 18. Resultados del Getis-Ord Gi* para la WTPT.	127

Índice de tablas

Tabla 1. Descripción e indicadores de servicios y contra-servicios ecosistémicos.....	29
Tabla 2. Ponderación (%) de los servicios y contra-servicios ecosistémicos del IGES.	35
Tabla 3. Medias regionales de los indicadores de servicios y contra-servicios ecosistémicos de cada tipo de cultivos (2018).....	37
Tabla 4. Distribución de la superficie agrícola (%) (1975 – 2018).....	42
Tabla 5. Evolución de los índices ES/EDS (1975 – 2018).....	42
Tabla 6. Resultados del primer modelo de regresión OLS y GWR.....	58
Tabla 7. Resultados del segundo modelo de regresión OLS y GWR.....	59
Tabla 8. Resultados del tercer modelo de regresión OLS y GWR.....	59
Tabla 9. ANOVA de la mejora en el ajuste del modelo de GWR sobre OLS.	60
Tabla 10. Predicciones de LST para tierras de regadío y de secano.	62
Tabla 11. Resumen de los atributos y sus niveles utilizados.	74
Tabla 12. Descripción de los atributos de calidad estética.....	78
Tabla 13. Descripción de la muestra de encuestados.....	79
Tabla 14. Resultados de las estimaciones.....	81
Tabla 15. Características sociodemográficas y actitudinales de las clases identificadas.	83
Tabla 16. Definición, valores de calidad estética del paisaje y escenarios de las políticas de gestión agrícola.....	86
Tabla 17. Perfiles (A-H) presentados a los encuestados.....	99
Tabla 18. Acuerdo de las declaraciones relacionadas con el fenómeno de la erosión del suelo. Frecuencia absoluta.....	101
Tabla 19. Las medidas de gestión de Badlands y el criterio de los agentes.	102
Tabla 20. Resultados del modelo OLS y OLOGIT.....	102
Tabla 21. Parth-worths (PW) medios y su importancia relativa (RI).	103
Tabla 22. Part-worths (PW) e importancia relativa (RI) para cada grupo de encuestados.	104
Tabla 23. Niveles de utilidad para diferentes estrategias de política de gestión.	107
Tabla 24. Índice de importancia y preferencias de los servicios ecosistémicos.	123
Tabla 25. Descriptiva de la disposición a pagar WTPT (€/hogar/mes).....	124
Tabla 26. Estimación logit de la WTPB.....	125
Tabla 27. Estimación tobit de la WTPT.....	126
Tabla 28. Variables medias para los puntos calientes y fríos de la WTPT.....	128

Listado de acrónimos

A continuación, se muestra el listado de acrónimos utilizados en esta tesis, los cuales corresponden con sus siglas en inglés:

• ACW	Trabajador activo
• ADMTEC	Técnicos de la administración
• AECI	Índice de compromiso ecológico afectivo
• AG	Huertos urbanos
• AGE	Edad
• AHP	Proceso jerárquico analítico
• AQL	Calidad estética del paisaje
• ASUB	Superficie de huertos sustitutos
• BIO	Biodiversidad
• BUILD	Edificaciones
• CHI	Identidad histórica/cultural
• CS	Excedente del consumidor
• CYC	Ciclismo
• DIST	Distancia
• DIST-COAST	Distancia a la costa
• DRYL	Paisajes de secano observados por las personas
• ECUL	Servicios culturales
• EDS	Contra-servicio ecosistémico
• ENASSO	Asociaciones medioambientales
• ERO	Reducir riesgo erosión
• ES	Servicio ecosistémico
• ESUP	Servicios de abastecimiento
• EREG	Servicios de regulación
• F90	>90 % superficie cubierta de frutales
• FB50	Superficie 50 % frutales, 50 % suelo desnudo
• FH50	Superficie 50 % frutales, 50 % herbáceos
• FPR	Paisajes de frutales observados por las personas
• FTLN	Producción de alimentos
• GAST	Gastronomía
• GEND	Género
• GIS	Sistemas de Información Geográfica
• GWR	Regresión ponderada geográficamente
• HED	Alto nivel educativo
• HIK	Senderismo
• HOUSZ	Tamaño del hogar
• ICE	Efecto frío del regadío
• IES	Índice normalizado de ES y EDS
• IGES	Índice global de la provisión de ES y EDS
• INC	Ingresos percibidos por los agricultores
• INCOMF	Ingresos mensuales
• IRRL	Paisajes intensivos observados por personas
• LANDS	Contemplación del paisaje
• LC	Modelo de clases latentes
• LED	Bajo nivel educativo
• LST	Temperatura de la superficie terrestre
• MNL	Regresión logística multinomial
• MOTOR	Actividades deportivas a motor
• MWAT	Elementos de agua modernizados

• NDBI	Índice de diferencia normalizada edificada
• NDVI	Índice de diferencia normalizada de vegetación
• NDWI	Índice de diferencia normalizada de agua
• NVEG	Vegetación natural
• OBSL	Paisajes agrícolas observados por las personas
• OLOGIT	Modelo logit ordenado
• OLS	Mínimos cuadrados ordinarios
• PHOTO	Fotografía
• PIC	Índice de preferencia de ES culturales
• PIR	Índice de preferencia de ES regulación
• PIS	Índice de preferencia de ES abastecimiento
• POLL	Contaminación de acuíferos
• POPULA	Población
• PROCON	Prohibir construcciones
• PROMOT	Prohibir actividades a motor
• PROSOC	Promover valores socioambientales
• RECI	Índice de compromiso ecológico real
• RECRE	Oportunidades de recreación
• RESAGR	Restringir expansión actividad agrícola
• RESCIE	Investigadores y científicos
• RESFOR	Restringir repoblación forestal
• ROAD	Carreteras asfaltadas
• SAC	Actividades científicas-educativas
• SED	Estudios de secundaria
• SUB	Huertos sustitutivos
• SUPF	Superficie de frutales
• TAIR	Temperatura del aire
• TEMP	Reducción temperatura superficial terrestre
• TEV	Valor económico total
• TRAN	Zona de paso
• TWAT	Elementos de agua tradicionales
• USER	Usuarios
• VECI	Índice de compromiso ecológico verbal
• VFF	Visitar a la familia/amigos
• WATER	Consumo de agua en regadíos
• WTA	Disposición a aceptar
• WTP	Disposición a pagar

RESUMEN

Los agroecosistemas proporcionan servicios (ES) y contra-servicios ecosistémicos (EDS), siendo la demanda social de los mismos uno de sus retos actuales. Los ES son los beneficios que la sociedad obtiene de un determinado ecosistema, mientras que los EDS son los impactos negativos que los ecosistemas originan a la sociedad. Los ES suelen agruparse para su análisis en cuatro grandes categorías: abastecimiento, regulación, culturales y de soporte.

Un tipo de ecosistema de particular interés son los agroecosistemas ubicados en las zonas semiáridas de la cuenca mediterránea, tanto por la variedad de servicios que proporcionan, dado su elevado carácter multifuncional, como por su elevada vulnerabilidad a los cambios del uso del suelo y a los efectos del cambio climático, etc. Así, el analizar la provisión y las relaciones de los ES/EDS de los agroecosistemas y determinar su valoración es clave para conseguir un diseño eficaz de las políticas agrícolas que conduzcan al modelo de agricultura adaptado a las demandas sociales.

En la literatura científica existe un vacío en la investigación de ES/EDS de agroecosistemas de zonas semiáridas en el mediterráneo, no en cuanto a los aspectos de tecnología de la producción, pero sí en lo que respecta en los niveles de provisión de servicios y su demanda social, especialmente en agroecosistemas específicos, como son los presentes en áreas peri-urbanas o en zonas de aridez extrema.

En este contexto, el objetivo de la presente tesis doctoral es generar nuevo conocimiento sobre los ES/EDS proporcionados por los agroecosistemas mediterráneos en zonas semiáridas, incidiendo en el diseño y aplicación de enfoques para el análisis de su provisión y demanda social. El caso de estudio, la Región de Murcia (Sureste de España), resulta especialmente apropiado para este fin, dado el marcado carácter dual que presenta su agricultura, donde conviven secanos poco productivos, regadíos altamente tecnificados con orientación netamente comercial y regadíos tradicionales en las vegas con marcados componentes culturales. Para la consecución de este objetivo se desarrollan y adaptan metodologías de identificación y cuantificación de ES/EDS, aplicándose tanto técnicas espaciales, utilizando herramientas de Sistemas de Información Geográfica, como métodos de valoración socioeconómica dentro del enfoque de las preferencias declaradas, utilizando valoración contingente, ranking contingente y experimentos de elección.

Para lograr el objetivo se caracterizan los ES/EDS más relevantes en los agroecosistemas mediterráneos semiáridos, y se seleccionan y construyen un conjunto de variables e indicadores para los mismos para una cuantificación y mapeo regional de la provisión del

suministro de alimentos, consumo de agua, tratamiento de residuos y depuración de aguas, regulación climática, diversidad genética y oportunidades de recreo. Estos indicadores ofrecen una visión global novedosa, tanto del nivel como de la distribución territorial de ES/EDS. Respecto al ES de regulación climática se lleva a cabo un análisis espacial más detallado de su provisión que lleva a proponer un método para su cuantificación en los agroecosistemas leñosos. Asimismo, y dada la influencia que tiene la calidad estética del paisaje sobre la provisión de otros servicios culturales como la recreación, se cuantifica específicamente este ES considerando conjuntamente la perspectiva objetiva y subjetiva del paisaje.

Respecto al estudio de la demanda social dos son los casos abordados: las preferencias sociales de los agroecosistemas en zonas secas con valores culturales diferenciales (Badlands) y el bienestar social generado por la implantación de huertos urbanos en ecosistemas peri-urbanos degradados.

Los resultados obtenidos aportan nuevos criterios a considerar en la formulación de políticas agroambientales y de uso del territorio que permitan a los gestores comprender mejor las relaciones entre los ES/EDS agrícolas, en aras de tomar decisiones que maximicen el bienestar social.

Palabras clave: Agricultura; Bienestar; Métodos de preferencias declaradas; Políticas de gestión; Sistemas de Información Geográfica.

ABSTRACT

Determining the provision of and social demand for the ecosystem services (ES) and counter-services (EDS) provided, given the influence they have on human well-being, is one of the current challenges in the study of agroecosystems. ES are the benefits that society obtains from a given ecosystem, while EDS are the negative social impacts caused by an ecosystem. ES are usually grouped to be studied in four broad categories: provisioning, regulating, cultural and supporting.

One of the main ecosystems located in the semi-arid areas of the Mediterranean basin is the agricultural systems, or agroecosystems. Agroecosystems are characterised on the one hand by the variety of services they provide, given their highly multifunctional nature, and on the other by their high vulnerability to the effects of climate change, land use changes, etc. Thus, analysing the provision and relationships of ES/EDS of agroecosystems, and determining their valuation, is key to achieve an effective design of agricultural policies that would lead to the socially demanded model of agriculture.

Currently, there is a gap in research literature on ES/EDS of Mediterranean semi-arid agroecosystems, not in terms of production technology aspects, but in terms of service provision levels and social demand, especially in certain areas such as peri-urban spaces or extreme aridity areas.

The aim of this thesis is to generate new knowledge on the ES/EDS provided by Mediterranean agroecosystems in semi-arid areas, focusing on the design and application of approaches for the analysis of their provision and social demand. The case study, the Region of Murcia (Southeast Spain), is particularly appropriate for this purpose, given the existence of a dual character of its agriculture, combining rainfed agriculture, not very productive, highly technified irrigation systems, with a clear commercial orientation and, traditional irrigation systems in the fertile riversides with cultural components coexist. In order to achieve this aim, methodologies for the identification and quantification of ES/EDS are developed and adapted, applying both spatial techniques, using Geographic Information Systems tools, and socio-economic valuation methods through the stated preferences approach, using contingent valuation, ranking contingent and choice experiments.

Given the most relevant ES/EDS in semi-arid Mediterranean agroecosystems identified in the literature, this thesis identifies and constructs a set of variables and indicators for them. Thus, a regional quantification and mapping of the provision of food supply, water consumption, waste treatment and water purification, climate regulation, genetic diversity and recreational opportunities is carried out, which offers a novel global vision of both the

level and the territorial distribution of ES/EDS. Regarding the climate regulation ES, a more detailed spatial analysis of its provision is carried out, leading to the proposal of a method for its quantification in perennial crops agroecosystems. Likewise, and given the influence that the aesthetic quality of the landscape has on the provision of other cultural services such as recreation, this ES is specifically quantified by considering the objective and subjective perspective of the landscape together.

Regarding the study of social demand, two cases are studied: the social preferences of agroecosystems in drylands with high cultural values (Badlands); and the social welfare generated by the implementation of allotment gardens in degraded peri-urban ecosystems.

The results obtained provide new criteria to be considered in the formulation of agri-environmental and land-use policies that allow managers to better understand the relationships between agricultural ES/EDS, in order to make decisions that maximise social welfare.

Keywords: Agriculture; Well-being; Stated preference methods; Management policies; Geographic Information Systems.

Title: Mediterranean agroecosystems in semi-arid areas: valuation and demand for ecosystem services.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1. Servicios ecosistémicos como marco conceptual de análisis

La publicación en 2005 de “La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio” (MEA, 2005), estudio en el que se sistematizan, clasifican y valoran los bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas, constituye la formalización de un nuevo enfoque, conocido como el de los “Servicios Ecosistémicos”, para abordar la relación de los ecosistemas y el ser humano.

Bajo este enfoque, un ecosistema es una unidad funcional formada por componentes vivos y no vivos, ligados por una trama de relaciones biofísicas que intercambian materia y energía y se auto organizan en el tiempo. Los servicios ecosistémicos (ES) son las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano y pueden clasificarse en tres grandes grupos (abastecimiento, regulación y culturales) además de los servicios de soporte, cuyo rol es mantener los procesos del ecosistema y permitir la provisión de otros ES (MEA, 2005). Entre los muchos y variados ES que pueden proporcionar los ecosistemas se encuentran la regulación climática, el control de erosión e inundaciones, la polinización, la producción de alimentos o madera, la biodiversidad, los valores recreativos, los valores estéticos, etc. No obstante, algunos ecosistemas también pueden proporcionar contra-servicios ecosistémicos (EDS), entendidos como los impactos negativos que genera el ecosistema sobre el bienestar humano (Shackleton et al., 2016). Algunos ejemplos de EDS pueden ser la contaminación de acuíferos, la erosión, el consumo de recursos hídricos no renovables o la pérdida de hábitats (Zabala et al., 2021a; Zhang et al., 2007).

Los ES (considerados en sentido amplio incluyendo los EDS) tienen un efecto en el bienestar humano, entendido como la mejora/empeoramiento de las condiciones de vida. Los ES pueden verse afectados por impulsores directos de cambio, cuando cualquier factor altera directamente los ecosistemas de manera natural o inducida por los seres humanos afectando al flujo de servicios (Alcamo et al., 2005). También pueden influir sobre los niveles de provisión de ES los impulsores indirectos de cambio, entendidos estos como factores y procesos sociopolíticos que actúan de un modo más difuso alterando los ecosistemas a través de su acción, sobre uno o más impulsores directos de cambio (Rounsevell et al., 2010). El estudio de los ES suele poner en relieve la necesidad de conservar los ecosistemas gracias a los múltiples servicios que los mismos proveen hacia la sociedad y sobre la que tiene lugar un efecto en la salud, bienestar y prosperidad (Corvalan et al., 2005). La valoración económica de los ES permite conocer el impacto de estos sobre el bienestar humano. En la valoración se han de considerar cinco

componentes: materiales básicos, salud, seguridad y estabilidad de vida, buenas relaciones sociales y libertad de acción y elección.

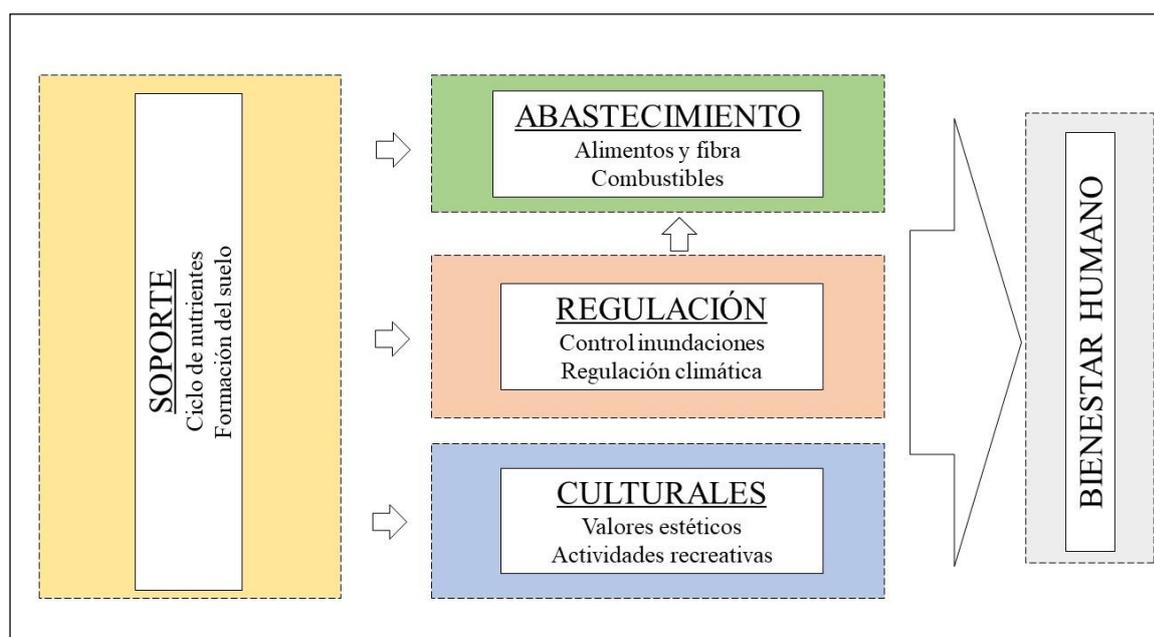
La clasificación y valoración de los ES ha sido objeto de debate en la literatura, existiendo una discusión académica sobre definiciones, clasificaciones, escalas geográficas y temporales (Ojea et al., 2012; Zabala et al., 2021a). El informe "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB, 2010) recoge una modificación de la clasificación realizada por MEA (2005), basada en considerar los cambios de los servicios finales experimentados por el ecosistema para su valoración. En este sentido, existe acuerdo en la comunidad científica sobre la no inclusión de los ES de soporte en los análisis de valoración (Fu et al., 2011), dado que, al estar relacionados con funciones de regulación, se incurriría en una doble contabilización del beneficio si se valora el servicio de soporte y el servicio final.

El concepto de ES en la literatura se va continuamente adaptando para incorporar las novedades que se van produciendo en el estudio de los mismos, de modo que, por ejemplo, se ha pasado de "los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas" (MEA, 2005) a "las contribuciones que los ecosistemas hacen al bienestar humano" (Haines-Young & Potschin, 2018). Esta última definición, incluida en la denominada "Common International Classification of Ecosystem Services" (CICES), focaliza el análisis en la parte de la producción del ecosistema que es directamente consumida o usada por los beneficiarios. Esta clasificación contempla un nivel de desagregación de sección, división y grupo, clase y tipo de clase, además de distinguir entre ES final, bienes y beneficios ecosistémicos (productos) y bienestar humano.

El CICES proporciona un marco conceptual apropiado y consistente para la comparación de ES entre países y es totalmente congruente con las metodologías de creación de mapas "Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services" (MAES) de la UE, la cual establece que "los Estados miembros de la Unión Europea, con la ayuda de la Comisión, cartografiarán y evaluarán el estado de los ecosistemas y sus servicios en su territorio nacional, evaluarán el valor económico de dichos servicios y promoverán la integración de estos valores en los sistemas de contabilidad y notificación a nivel nacional y de la Unión Europea" (MAES et al., 2016).

De manera simplificada, se presenta una clasificación de los ES en la Figura 1 (Alcamo et al., 2005) con algunos ejemplos de los más representativos.

Figura 1. Clasificación de los servicios ecosistémicos.



Fuente: Elaboración propia a partir de Alcamo et al. (2005).

Uno de los retos actuales en la investigación de los ES es identificar la capacidad de un ecosistema para proporcionar servicios, conocer la provisión o el uso real de esos servicios, estimar la demanda social (Martínez-López et al., 2014) y, demostrar como los ES están influenciados tanto por las propiedades de un ecosistema como por las necesidades sociales (Burkhard et al., 2012). Así, hay que diferenciar claramente entre la capacidad de un ecosistema para producir un ES, la provisión real de ese servicio y la demanda social del mismo. La capacidad de un ecosistema para generar servicios difiere de los servicios reales prestados a la sociedad, como es por ejemplo el caso de una explotación agrícola que puede producir menos de los que sería capaz con otro modelo de gestión, o un humedal puede tener mayor capacidad para filtrar el nitrógeno de lo que realmente se necesita en el sistema (Villamagna et al., 2013).

Así, la capacidad de un ecosistema es su potencial para prestar ES basándose en las propiedades biofísicas, las condiciones sociales y las funciones ecológicas (Van Oudenhoven et al., 2012). La provisión de ES son los servicios realmente obtenidos por las personas que pueden cuantificarse como la cantidad de servicios prestados o indirectamente como el número de beneficiarios atendidos. La provisión de ES puede cuantificarse mediante indicadores biofísicos (ej. m³ de agua suministrada, reducción de temperaturas en °C, etc.) apoyados de técnicas de modelización, datos de satélite y análisis espacial (Villamagna et al., 2013). La demanda de ES es la suma de los servicios ecosistémicos actualmente consumidos, usados o valorados, para un área en particular y en un periodo de tiempo determinado (Burkhard et al., 2012). La demanda puede

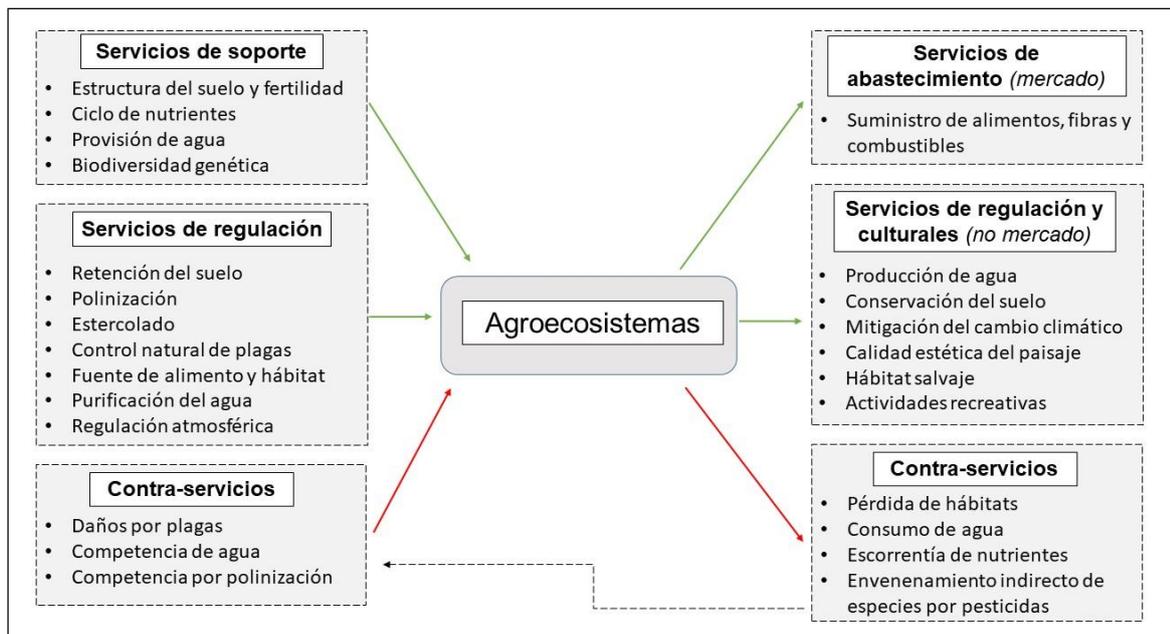
valorarse a través de indicadores no monetarios, incluyendo la percepción de la importancia de los diferentes servicios (Martínez-Paz et al., 2019), utilizando técnicas de valoración económica (Zabala et al., 2021b), o con la combinación de estos enfoques, mediante un marco metodológico para el análisis integral de ES (Schirpke et al., 2019a). Para algunos ES, especialmente los de abastecimiento, la demanda puede venir representada por los precios de mercado si los bienes o servicios proporcionados son susceptibles de intercambios comerciales. Sin embargo, muchos ES como los de regulación, los culturales, etc., que, por sus características de externalidades, bienes públicos, etc., no pasan por el mercado, se hace necesaria la aplicación de técnicas de valoración de no mercado que permitan obtener la demanda de la sociedad por los mismos.

2. Servicios y contra-servicios ecosistémicos de los agroecosistemas

Los servicios ecosistémicos (ES) de los ecosistemas agrícolas, o agroecosistemas, son el eje central de los análisis que conforman esta tesis. Los agroecosistemas son ecosistemas que han sido modificados para optimizar su provisión de ES de abastecimiento como el suministro de alimentos o fibras, fundamentalmente. La antropización se produce principalmente a través de las prácticas agrícolas que afectan al funcionamiento propio de estos ecosistemas. De este modo, los agroecosistemas producen ES debido tanto al funcionamiento propio del ecosistema como a la intervención humana en los mismos (Mach et al., 2015). Esta interferencia antrópica puede no tener siempre los resultados positivos deseables y algunas prácticas agrícolas pueden afectar negativamente a la capacidad de proporcionar ES y originar la aparición de EDS (Shackleton et al., 2016). En la Figura 2 se recogen los principales ES/EDS relacionados con la agricultura (Zhang et al., 2007).

Los ES/EDS de los agroecosistemas proporcionan tanto beneficios como costes a la sociedad, que pueden presentarse como económicos, medioambientales y/o sociales, y se derivan del uso directo e indirecto de los servicios, de la opción de utilizarlos en el futuro (valor de opción) o incluso de su existencia (valor de no uso).

Figura 2. Servicios y contra-servicios desde y hacia la agricultura.

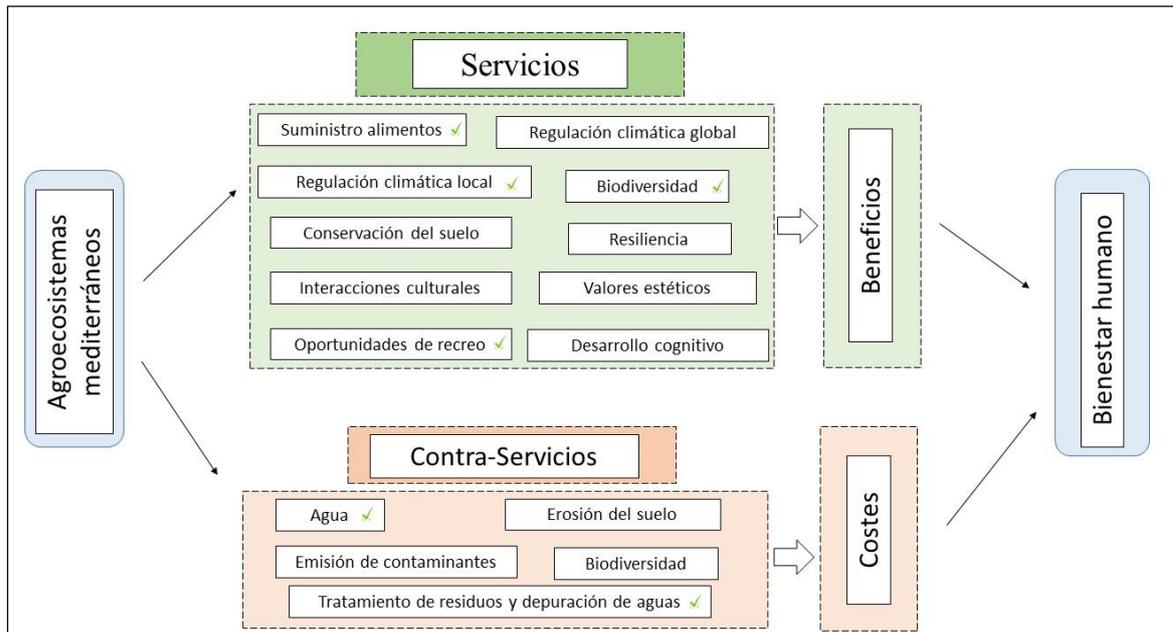


Fuente: Elaboración propia a partir de Zhang et al. (2007).

En regiones áridas y semiáridas, una continua e intensa transformación de sus agroecosistemas ha dado lugar, en general, a una reducción de la provisión de ES y un aumento de EDS (Malek & Verburg, 2018). Es el caso del área mediterránea, donde el abandono de las zonas rurales menos productivas y la intensificación del uso del suelo en zonas fértiles (García-Llorente et al., 2012) ponen en peligro el carácter multifuncional de la agricultura tradicional originada por la coevolución histórica de la sociedad y el medio natural (Nieto-Romero et al., 2014).

Los principales ES/EDS que deben ser valorados en los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas fue abordado en el reciente estudio de Zabala et al. (2021a), que establecieron por primera vez un marco global para acomodar la provisión de ES/EDS de estos ecosistemas dentro de las clasificaciones de ES existentes: MEA (2005), TEEB (2010) y CICES (Haines-Young & Potschin, 2018), e identificaron los principales ES/EDS proporcionados en estos agroecosistemas mediterráneos (Figura 3).

Figura 3. Marco global de la provisión de ES y EDS en agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas.



Fuente: Elaboración propia a partir de Zabala et al. (2021a).

De los 15 ES/EDS identificados, y a través de una consulta a expertos, estos autores determinaron los 6 servicios y contra-servicios más importantes para el caso de la agricultura mediterránea de zonas semiáridas: suministro de alimentos, regulación climática local, biodiversidad, oportunidades de recreo, agua, y tratamiento de residuos y depuración de aguas (Zabala et al. 2021a).

A partir de estos resultados, realizaron una evaluación de la demanda social por estos servicios (Zabala et al., 2021b), cuantificando la utilidad que tienen para la población los ES y la desutilidad de los EDS. Una posterior ampliación del estudio (Alcon et al., 2022a) ha permitido a estos mismos autores analizar la contribución del agua de riego a la provisión de ES/EDS de los agroecosistemas mediterráneos mostrando la repercusión de los beneficios y costes del regadío sobre el bienestar social.

Pese a estos avances en el conocimiento de la demanda y provisión de ES/EDS en agroecosistemas mediterráneos, aún hay muchos aspectos de los mismos que permanecen inexplorados. Por ello, esta tesis pretende avanzar a través del estudio de la demanda de ES de naturaleza agrícola en ecosistemas específicos, como son las áreas de aridez extrema o las zonas peri-urbanas, que apenas han sido tratados en la literatura científica, centrada hasta el momento en evaluar los agroecosistemas en conjunto.

3. Objetivos de la investigación

El objetivo general de esta tesis doctoral es generar nuevo conocimiento sobre los servicios ecosistémicos (ES) proporcionados por los agroecosistemas mediterráneos en zonas semiáridas, incidiendo en el diseño de nuevos enfoques para el análisis de su provisión y demanda social.

La consideración de la agricultura de zonas semiáridas viene marcada por la importancia y variedad de los ES/EDS que en la misma se producen. En estas zonas de cultivo es frecuente encontrar un sistema agrícola dual cuando se consideran solamente los ES de abastecimiento: secano poco productivo frente a un regadío tecnificado con producciones de alto valor añadido. Pero cuando se consideran las otras categorías de ES (regulación y culturales) el balance se hace más complejo. Aspectos como la pérdida de suelo y la erosión, el consumo de recursos hídricos no renovables o la conservación de la biodiversidad y de los paisajes agrícolas tradicionales, son, por poner algunos ejemplos, ES/EDS cruciales en un análisis integral del bienestar social que los ecosistemas agrícolas proporcionan. La importancia de este balance completo se incrementa más si cabe si se tiene en cuenta los futuros impactos del cambio climático sobre los agroecosistemas de estas áreas, que sin duda alterará su composición y niveles de provisión de ES/EDS.

Este objetivo general se articula y alcanzará con la consecución de cinco objetivos parciales:

Objetivo 1. Cuantificar y cartografiar la provisión de los ES/EDS más importantes.

Este primer objetivo parcial viene justificado por la carencia de estudios en la literatura científica sobre la cuantificación y la cartografía de la provisión de ES/EDS en estos ecosistemas agrícolas. Una valoración de la provisión de ES/EDS de agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas ampliaría y complementaría la información disponible sobre el estado actual y la evolución previsible de los agroecosistemas, factor clave para la formulación y seguimiento de las políticas agroambientales.

Objetivo 2. Cuantificar el ES de regulación climática a escala local.

La provisión del ES de regulación climática es uno de los servicios ecosistémicos menos estudiados en la literatura de ES, que además no ha sido analizado para el caso específico de agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas. Ello justifica establecer como un objetivo parcial la provisión de este ES de regulación, que necesitará de un análisis de provisión a escala espacial local.

Objetivo 3. Cuantificar el ES de calidad estética del paisaje.

Este tercer objetivo viene justificado por la influencia que tiene el ES cultural de la calidad estética del paisaje en la provisión de otros ES culturales, como el de recreación o el disfrute indirecto. Este servicio cultural no ha sido cuantificado específicamente para el caso de los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas, donde solo se conocen estudios de algunos componentes determinados.

Objetivo 4. Estudiar la demanda social de la conservación de los Badlands.

Como ya se señaló en el epígrafe anterior, no hay estudios que analicen las preferencias de la población de la provisión de ES de los agroecosistemas cuando los mismos compiten por el uso del suelo con ecosistemas singulares de zonas secas, como desiertos o Badlands. Es por eso que este cuarto objetivo busca estudiar el trade-off social de los ES que se pueden producir en ambos tipos de ecosistemas, a la vez que se evalúa la demanda social y el modelo de gestión para los ecosistemas áridos y erosionados singulares.

Objetivo 5. Estudiar la demanda social por la implementación de huertos urbanos en agroecosistemas peri-urbanos degradados.

La valoración de la recuperación de ecosistemas degradados con su transformación en huertos urbanos, agroecosistema con una singular provisión de ES culturales, además de los servicios de abastecimiento, constituye el quinto objetivo de esta investigación. El deterioro del entorno en zonas urbanas y peri-urbanas, muchas veces por abandono de los agroecosistemas allí existentes, requiere de la implementación de iniciativas de recuperación, siendo las actividades agrícolas de carácter social una opción en auge en todo el mundo. Pese a su indudable interés, la literatura apenas recoge algún caso de estudio de la demanda social del tipo de iniciativas que serán analizadas en este trabajo.

Todos estos objetivos, donde cada uno tiene una temática de estudio diferenciada, tienen el denominador común su zona de aplicación, los agroecosistemas de la Región de Murcia (Sureste de España), para dar respuesta de manera global al objetivo general de la tesis. Esta región mediterránea está caracterizada por un clima semiárido con escasas precipitaciones (< 400 mm/año) y altas temperaturas medias anuales (18 °C). La existencia de suelos de buena calidad y los aprovechamientos conjuntos de recursos hídricos procedentes del Tránsito Tajo-Segura y las aguas subterráneas han llevado a un importante desarrollo del sector agrícola, que tiene en la disponibilidad de agua uno de sus factores limitantes (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018). En la agricultura de la Región de Murcia conviven explotaciones de regadío tradicionales ubicados en las vegas de los ríos, con explotaciones de regadío intensivas altamente competitivas y

explotaciones de secano altamente dependientes de las condiciones climáticas del año y de las políticas de apoyo institucionales.

Así, la Región de Murcia constituye un espacio idóneo para el desarrollo de los objetivos planteados en esta investigación, ya que permite analizar y evaluar distintas alternativas y combinaciones en cuanto a la provisión de ES/EDS de todas las categorías que proporcionan sus agroecosistemas. A su vez, los agroecosistemas murcianos muestran una competencia en el uso de recursos (suelo y agua) con otros ecosistemas naturales (Badlands) o artificiales (campos de golf) u otros tipos de actividades económicas como el urbanismo. La heterogeneidad del caso de estudio hace que, más allá de su interés particular, el trabajo desarrollado constituya una guía de puesta a punto de las metodologías que pueden ser aplicadas a otras zonas con condiciones agroambientales muy similares, como es el caso del Oeste de Australia, California, Israel o México.

4. Marco metodológico general

El marco de estudio y clasificación de servicios ecosistémicos (ES) utilizado en toda la investigación es el CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) que pone el foco en la parte de la producción del ecosistema que es directamente consumida o usada por los beneficiarios. CICES proporciona un marco apropiado y consistente para la comparación de ES entre distintas zonas y su evaluación aplicando la metodología de mapeo y evaluación MAES (Haines-Young & Potschin, 2018).

En cuanto a las técnicas específicas a aplicar en esta tesis, dos son los tipos principales: técnicas espaciales y métodos de preferencias declaradas. A continuación, se presentan, a grandes rasgos, estas técnicas y en los sucesivos capítulos de resultados se entrará más en detalle en su descriptiva y aplicación para cada caso de estudio específico.

4.1. Técnicas espaciales

La aplicación de técnicas espaciales tiene su base en el uso de herramientas de Sistemas de Información Geográfica (GIS). Los GIS permiten trabajar con información georreferenciada, lo cual representa un avance respecto a los mapas clásicos pues no solo se incluyen los datos espaciales y su representación, sino también todo el conjunto de operaciones que pueden realizarse sobre el mapa. Los GIS permiten separar la información espacial en capas temáticas diferentes e independientes, trabajando sobre ellas de manera rápida y eficaz, constituyendo una herramienta versátil y de amplio alcance (Sastre, 2010). En un GIS cualquier proceso de análisis que requiera distancias necesita que los datos estén en un sistema de coordenadas proyectado que utilice una

unidad de medida. Una de las proyecciones más populares, que es la utilizada en esta tesis, es el sistema de coordenadas UTM que utiliza como unidad de medida los metros (m).

La principal potencialidad de los GIS es el análisis espacial (superposición, determinación de áreas de influencia, análisis de vecindad, distancias...), el cual otorga a estos sistemas una gran capacidad de modelización (Sastre, 2010). Para el caso particular de esta tesis dos son las técnicas de análisis espacial disponibles en los GIS que cabría destacar: la regresión ponderada geográficamente (GWR) y el análisis de puntos calientes y fríos (Hot and Cold spots).

En la regresión por mínimos cuadrados ordinarios (OLS) se genera un único conjunto de coeficientes, considerando que todas las observaciones tienen el mismo efecto en la regresión. Cuando se dispone de datos situados en diferentes posiciones espaciales conocidas, la GWR permite que las relaciones entre las variables independientes y dependientes del modelo de regresión estimado varíen según la ubicación, pasando del modelo global que proporcionan los OLS a uno local (Fotheringham et al., 2003). La GWR tiene en cuenta la autocorrelación espacial de las variables dependientes e independientes, siendo el Índice de I de Moran la medida estadística comúnmente utilizada para estos casos (Hadayeghi et al., 2010).

Brevemente, en la estimación por GWR se construye una ecuación OLS separada para cada ubicación del conjunto de datos, que incorpora las variables explicativas que caen dentro del ancho de banda (vecindad) de cada ubicación objetivo. El ancho de banda es la banda de distancia (o cantidad de vecinos) que se va a utilizar en cada ecuación de GWR (Ivajnsič et al., 2014). Si no se introduce manualmente el ancho de banda, la mayoría de software que realiza este análisis permite al investigador seleccionar un ancho de banda por defecto o usar el adaptativo. La diferencia entre estos dos anchos de banda radica en que el primero calcula una distancia fija que puede resultar ineficiente en zonas con pocas observaciones, mientras que el adaptativo calcula el número óptimo de observaciones vecinas sobre la observación considerada. El ancho de banda adaptativo es el que más se recomienda en la literatura (Fotheringham et al., 2003), y es el utilizado en esta tesis.

La ponderación geográfica de las observaciones utilizadas en cada una de las ecuaciones de regresión hace que las observaciones tengan menos influencia (peso) en los resultados de regresión de la observación considerada cuanto mayor sea su distancia a la misma. Los pesos se estiman mediante una función kernel (gaussiano, bicuadrado, exponencial...) de las distancias, habiendo empleado en esta tesis un kernel gaussiano

adaptativo, el cual garantiza que cada observación de regresión tenga varios vecinos, evitando así la colinealidad local (Brunsdon et al., 1996). Con este kernel y una vez se ha seleccionado el ancho de banda se utiliza la aproximación de validación cruzada o el Criterio de Información de Akaike (AIC) para evaluar el número óptimo de observaciones vecinas que se ha obtenido (Hadayeghi et al., 2010).

La GWR, como técnica de exploración estructural, permite visualizar las relaciones espaciales estímulo-respuesta y si dichas relaciones varían en el espacio. También tiene una utilidad predictiva, lo que requiere disponer o haber estimado por otros métodos los valores de las variables explicativas de cada una de las ubicaciones en las que se quiere predecir (Brunsdon et al., 1996).

El análisis de puntos calientes y fríos (Hot and Cold spots) es una técnica espacial univariante aplicada en esta tesis utilizando herramientas GIS. El mismo identifica para una variable distribuida en el espacio las agrupaciones de la misma estadísticamente significativas según valores altos y bajos (Johnston & Ramachandran, 2014), utilizando el estadístico G_i^* de Getis-Ord (Getis & Ord, 2010) que sigue una distribución normal (z). La hipótesis nula para el análisis de puntos calientes y fríos es la aleatoriedad espacial, es decir la ausencia de agrupaciones espaciales. Valores de z muy altos o muy bajos, en las colas de la distribución normal, indica que es poco probable (p . valor) que exista una aleatoriedad del patrón espacial teórico representado por la hipótesis nula, rechazando la misma.

4.2. Métodos de preferencias declaradas

La agricultura es una actividad con un marcado carácter multifuncional ya que se obtienen conjuntamente bienes y/o servicios susceptibles de ser intercambiados en el mercado (alimentos, fibras, etc.) como otros sociales y ambientales, que tienen el carácter de externalidades (positivas o negativas) o de bienes públicos (Mach et al., 2015). Esta última característica implica que o no existe un mercado para dichos bienes y servicios, o los mercados existentes no funcionan de manera adecuada, ya que no remuneran la producción en su totalidad. La economía ambiental ha adaptado las herramientas y métodos del análisis microeconómico clásico, desarrollando técnicas de valoración de no mercado que parten de la base de que los individuos obtienen utilidad de todos los bienes y servicios como los ES/EDS (Johnston et al., 2017). En concreto, la valoración de no mercado busca establecer una valoración monetaria (o en términos de utilidad) para los beneficios/costes que refleje la ganancia/pérdida de bienestar debido al aumento/reducción de la provisión de determinados bienes o servicios (Pearce & Turner, 1990). El valor económico de los bienes o servicios que se obtienen mediante estas

técnicas de valoración no pretende reflejar un precio de intercambio en el sentido de los mercados neoclásicos, sino un indicador monetario de su contribución al bienestar (Haab & McConnell, 2002).

Sobre los fundamentos teóricos de los métodos de valoración de no mercado y de sus dos enfoques básicos para la elicitación de preferencias (reveladas y declaradas) existe gran cantidad de trabajos, que hace que los mismos estén profusamente documentados y no cabe pasar a exponerlos con detalle en esta tesis. Cabe recomendar al interesado trabajos como los de Cummings et al. (1986), Mitchell & Carson (1989), Carson (1992), Bateman & Turner, (1993), Riera (1994), Azqueta (2002), Bateman et al. (2002), o Freeman et al. (2014).

En esta tesis se van aplicar varias técnicas de la familia de preferencias declaradas, las cuales permiten valorar un determinado bien o servicio ambiental, o variaciones en el nivel de provisión de sus ES/EDS, mediante la creación de un mercado hipotético en los que las personas expresan, mediante encuestas, sus preferencias (Hoyos, 2010). Al utilizarse mercados simulados permiten calcular cambios en el bienestar de los individuos antes de que se produzca una decisión respecto al bien o servicio ambiental a valorar a priori (ex-ante) y a posteriori (ex-post). Entre los métodos de preferencias declaradas que cuentan con mayor respaldo académico e institucional (Mariel et al., 2021) están la valoración contingente y el análisis conjunto (ranking contingente y los experimentos de elección) que son las tres técnicas implementadas en esta tesis.

En los métodos de preferencias declaradas los cuestionarios son la vía para construir los mercados hipotéticos, donde la oferta viene representada por el entrevistador y la demanda por la persona entrevistada. Es necesario proporcionar al entrevistado la información sobre el activo que se quiere valorar, de tal forma que conozca el bien o servicio que se está valorando y las variaciones del mismo. Así, la aplicación de los métodos de preferencias declaradas pueden estructurarse en las siguientes etapas (Johnston et al., 2017): (1) determinar el cambio en la calidad ambiental (variación del ES/EDS) que se busca valorar, en unidades monetarias o de utilidad, (2) definir la población objetivo relevante para el trabajo, (3) concretar los elementos de la simulación del mercado, tales como las preguntas sobre la disposición a pagar (WTP) y el vehículo de pago, (4) decidir la modalidad de entrevista, (5) seleccionar la muestra y el método de muestreo, (6) redactar el cuestionario incluyendo todas aquellas preguntas relevantes para el análisis de preferencias y percepciones, (7) realizar las entrevistas, (8) explotar estadísticamente los datos y (9) presentar e interpretar los resultados.

Para el caso del análisis conjunto, se debe de incorporar además una etapa inicial dedicada a la definición de los atributos del activo a valorar y los niveles que tendrá cada uno de los atributos que se combinan para crear los perfiles (o alternativas) a evaluar por los encuestados (Toubia, 2018). El estudio de la literatura existente sobre el activo a valorar suele facilitar y precisar los atributos (y sus niveles) más significativos que definen al bien. Un aumento del número de atributos y niveles eleva el número de perfiles lo que puede resultar problemático para el encuestado a la hora de realizar la elección (Hoyos, 2010), siendo necesario optimizar el diseño del ejercicio, para lo que existen diversas aproximaciones, como los criterios de eficiencia A, C, D y S (Olsen & Meyerhoff, 2017).

El formato de la pregunta es propio de cada técnica: ordenación de perfiles en el ranking contingente, en el que el encuestado debe de ordenar de mayor a menor prioridad en función de sus preferencias, y la elección de la alternativa preferida en el experimento de elección, donde al encuestado se le presenta un conjunto de alternativas de entre las que escogerá aquella que prefiera (Bateman et al., 2002). Todas las encuestas utilizadas en este trabajo han seguido la modalidad de entrevista personales “cara a cara” que pese a suponer un mayor esfuerzo que otros métodos (internet, teléfono...) resulta más efectiva para preguntas complejas y/o numerosas (Riera, 1994).

La naturaleza hipotética de los métodos de preferencias declaradas y el empleo de encuestas son las fuentes principales de sesgos potenciales en su aplicación. Así los sesgos más frecuentemente citados en la literatura para este tipo de ejercicios son: sesgo de vehículo de pago, sesgo del punto de partida, sesgo del entrevistador, sesgo de la información, sesgo hipotético, sesgo estratégico, y sesgo de muestreo (Baker & Ruting, 2014; Perni et al., 2021; López-Becerra & Alcon, 2021).

En esta tesis con el fin de minimizar su aparición e intensidad se han aplicado las recomendaciones más habituales. Así se combinaron las charlas informativas previas con material gráfico de apoyo a las encuestas con el fin de mitigar el sesgo hipotético y el sesgo de información (Penn & Hu, 2019). Se utilizaron encuestadores con experiencia previa como entrevistadores con el propósito de disminuir la presencia del sesgo del entrevistador (Riera, 1994). Se realizaron también cuestionarios piloto, además de para corregir algunos aspectos de la encuesta final, minimizar el sesgo del vehículo de pago y de la información (de Ayala et al., 2015). Otro de los sesgos a evitar en estos ejercicios es el sesgo de muestreo. Se siguió un muestreo aleatorio simple y al finalizar se comprobó que efectivamente la muestra final era representativa de la población objetivo en términos de las principales variables sociodemográficas con el fin de evitar el sesgo de muestreo (Baker & Ruting, 2014).

Una vez realizadas las encuestas, se construye una base de datos con la información de las mismas, que debe depurarse con cuidado para evitar malas codificaciones, registros incompletos, etc. (Riera, 1994) con la que se procede al análisis estadístico y de resultados. En esta tesis se han utilizado análisis univariantes (descriptiva cuantitativa y cualitativa), bivariantes (análisis de correlaciones, ANOVA, etc.) y multivariantes (Mínimos cuadrados ordinarios, diversos tipos de modelos en probabilidad, regresiones truncadas, etc.). Los fundamentos de estas técnicas estadísticas pueden encontrarse en muchos de los manuales de estadística y econometría existentes, pudiendo recomendar Greene (1997) y Mariel et al. (2021).

5. Estructura de la tesis

Esta tesis se estructura en un total de 7 capítulos, además de las referencias bibliográficas y anexos, que permitirán dar respuesta al objetivo. Al presente capítulo introductorio le siguen los resultados obtenidos, que se recogen en los capítulos del nº 2 al nº 6, finalizando con el capítulo nº 7 donde se presentan las conclusiones, limitaciones y futuras líneas de investigación. La secuencia de capítulos no se corresponde con la secuencia temporal en el que las investigaciones que los forman se desarrollaron, habiéndose ordenado en el documento agrupados en función de los objetivos que abordan.

Cada uno de los capítulos de resultados viene estructurado como un artículo científico estándar, con los apartados habituales en los mismos. Esto posibilita que puedan leerse de forma independiente y en el orden que se prefiera. Esta estructura tiene como hándicap el que hay conceptos, definiciones, etc., que se repiten entre capítulos. Asimismo, cabe señalar aquí que los acrónimos y las cifras en figuras y tablas se muestran en nomenclatura inglesa.

La estructura final de esta tesis es:

- **Capítulo 1. Introducción general.** Este primer capítulo presenta el enfoque de servicios ecosistémicos, su aplicación para el caso de los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas, los objetivos de la investigación, la metodología y técnicas y la estructura formal del trabajo.
- **Capítulo 2. Servicios y contra-servicios ecosistémicos de la agricultura de la Región de Murcia.** Se realiza un análisis general de la provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos (ES/EDS) utilizando, para ello, datos obtenidos de las estadísticas oficiales e información espacial de los GIS. Este capítulo permite

establecer el contexto espacial de la zona en lo que respecta a la agricultura y los niveles de ES, proporcionando un marco general al resto de análisis.

- **Capítulo 3. Servicio ecosistémico de regulación climática.** Se cuantifica de forma más detallada el ES de regulación climática mediante el estudio de patrones espaciales de reducción de la temperatura de la superficie terrestre (LST) y se construyen modelos OLS y GWR para comprobar los factores explicativos y el método más apropiado para su cuantificación.
- **Capítulo 4. Servicio ecosistémico de la calidad estética del paisaje.** Se cuantifica la provisión de la calidad estética del paisaje utilizando como caso de estudio el paisaje de la floración de los frutales de Cieza. Para realizar dicha evaluación se considera conjuntamente la perspectiva objetiva y subjetiva del paisaje basada en, por un lado, la identificación y caracterización de los principales elementos que influyen en la calidad estética del paisaje, y por otro, en las preferencias de la población por el paisaje. Para evaluar dichas preferencias sociales se utiliza la técnica de los experimentos de elección. Este capítulo recoge una investigación todavía en elaboración y por tanto algunos de sus resultados cabe considerarlos aún preliminares.
- **Capítulo 5. Preferencias sociales de los servicios ecosistémicos de los Badlands.** Se realiza la evaluación de las preferencias sociales por la provisión de ES en Badlands, principalmente culturales y de biodiversidad, considerando también los potenciales ES de abastecimiento y regulación de la actividad agrícola que podría ocupar estos ecosistemas de aridez extrema. Para analizar estas preferencias sociales se implementa una encuesta usando la técnica ranking contingente que permite valorar la importancia relativa y la utilidad proporcionada por cada tipo de ES analizado.
- **Capítulo 6. Valoración socioeconómica de los huertos urbanos.** Se realiza un estudio de la demanda social por un proyecto de implementación de huertos urbanos en la periferia de la ciudad de Murcia, recuperando un ecosistema degradado. Utilizando el método de valoración contingente se obtiene la disposición a pagar por disponer de una parcela de huertos urbanos, analizando los factores que explican los montantes obtenidos y estudiando su patrón espacial.

- **Capítulo 7. Conclusiones.** Se recogen a modo de resumen los principales resultados obtenidos en esta tesis. Asimismo, se relacionan las limitaciones y posibles mejoras de la misma con las líneas de investigación futuras que también se presentan en este último capítulo. Este capítulo también se recoge en lengua inglesa para cumplir con los requerimientos del programa de doctorado con “Meción Internacional”.

CAPÍTULO 2. SERVICIOS Y CONTRA-SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA AGRICULTURA DE LA REGIÓN DE MURCIA

1. Introducción

Los agroecosistemas se caracterizan por su influencia antrópica, la cual ha desempeñado un importante papel a la hora de, además de buscar la seguridad alimentaria, mantener una amplia gama de servicios ecosistémicos (ES). Los ES son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (Balzan et al., 2020) y que pueden agruparse en cuatro categorías: abastecimiento, regulación, culturales y de soporte (MEA, 2005; Haines-Young & Potschin, 2018). No obstante, en los agroecosistemas también existen contra-servicios ecosistémicos (EDS), entendidos como los impactos negativos que genera el ecosistema sobre el bienestar humano (Shackleton et al., 2016).

A lo largo de la historia, las sociedades han ido transformando los ecosistemas agrarios (Nieto-Romero et al., 2014), lo que ha dado lugar a una compleja y variada interacción de procesos en estos espacios (ej.: procesos de urbanización, intensificación de la agricultura, cambios de actividades y desarrollos turísticos...) (Vigl et al., 2017). Estos cambios del uso del suelo tienen un impacto en los agroecosistemas, especialmente en zonas de escasez hídrica, como en las regiones áridas y semiáridas (Malek & Verburg 2018), provocando en muchos casos una reducción (en cantidad y/o calidad) de los ES proporcionados por estos ecosistemas y un aumento de los EDS.

En las zonas semiáridas de la cuenca mediterránea, dos han venido siendo las características diferenciales de esta situación: abandono de las zonas rurales menos productivas, y la intensificación del uso del suelo en las más fértiles (García-Llorente et al., 2012). Así en los últimos años los agroecosistemas mediterráneos se han centrado en la provisión de un único servicio ecosistémico, el alimentario, lo que ha mermado la capacidad de estos ecosistemas para ofrecer un flujo diverso de ES (Gordon et al., 2010). Esto ha llevado, asimismo, a un aumento de EDS relacionados con la producción de alimentos, como es la contaminación de aguas subterráneas (Zabala et al., 2021a). Esto ha llevado a hacer peligrar la elevada multifuncionalidad de la agricultura mediterránea de zonas semiáridas, originada por la coevolución histórica de la sociedad y el medio natural desde su origen (Nieto-Romero et al., 2014).

El conocer y evaluar la provisión conjunta de los ES/EDS que los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas proporcionan y considerar el impacto que tiene estos ecosistemas en el bienestar humano (Blanco et al., 2019) es el primer objetivo ineludible a la hora de formular cualquier medida de gestión o políticas destinadas a asegurar agroecosistemas sostenibles (Sandhu et al., 2019). El ignorar algunos de los ES o EDS podría dar lugar una subestimación o sobrestimación de los beneficios proporcionados por los agroecosistemas (Schaubroeck, 2017), lo que llevaría a formular soluciones

subóptimas de provisión y tomar decisiones equivocadas por parte de los gestores de los agroecosistemas (Barot et al., 2017).

El estudio de la provisión de ES/EDS se viene abordando mediante metodologías de mapeo (Maes et al., 2016), que implica explicitar su inventario y análisis espacial. En los últimos años ha aumentado el interés por saber dónde y cómo se concentran el mayor número de ES (Sylla et al., 2020) y cómo se relacionan entre sí (Lee & Lautenbach, 2016), como una forma de entender la relación de los múltiples ES, evitando compensaciones no deseadas de ES/EDS y aprovechando las sinergias entre los mismos (Dou et al., 2020). El mapeo de ES se ha realizado en muchos tipos de ecosistemas y con diversos ámbitos espaciales, que van desde cuencas hidrográficas (Kong et al., 2018), zonas montañosas (Lin et al., 2018), áreas rurales (Fernández-Campo et al., 2017), áreas peri-urbanas (Sylla et al., 2020) o regiones climáticas (Quintas-Soriano et al., 2019).

Sin embargo, muy pocos estudios han utilizado técnicas de mapeo en el caso de agroecosistemas (Yu et al., 2020) y no se han encontrado estudios que mapeen y evalúen la provisión de ES sobre agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas. Tampoco son frecuentes los estudios en la literatura de mapeo de ES que consideren a la vez los EDS, (Groot et al., 2018) pese a que la evaluación conjunta de ambos con una perspectiva espacial permite definir con mayor precisión la multifuncionalidad del ecosistema y la interacción de los servicios y contra-servicios (Crouzat et al., 2015).

En este contexto, el objetivo de este capítulo es cuantificar y mapear la provisión de ES y EDS en agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas, estudiando sus relaciones por pares y evaluando desde una perspectiva espacial los efectos de cambios de uso del suelo. Para ello, se utiliza como caso de estudio los agroecosistemas de la Región de Murcia (SE-España), una región mediterránea semiárida en la cual conviven los cultivos de secano con regadíos tradicionales y zonas regables muy tecnificadas.

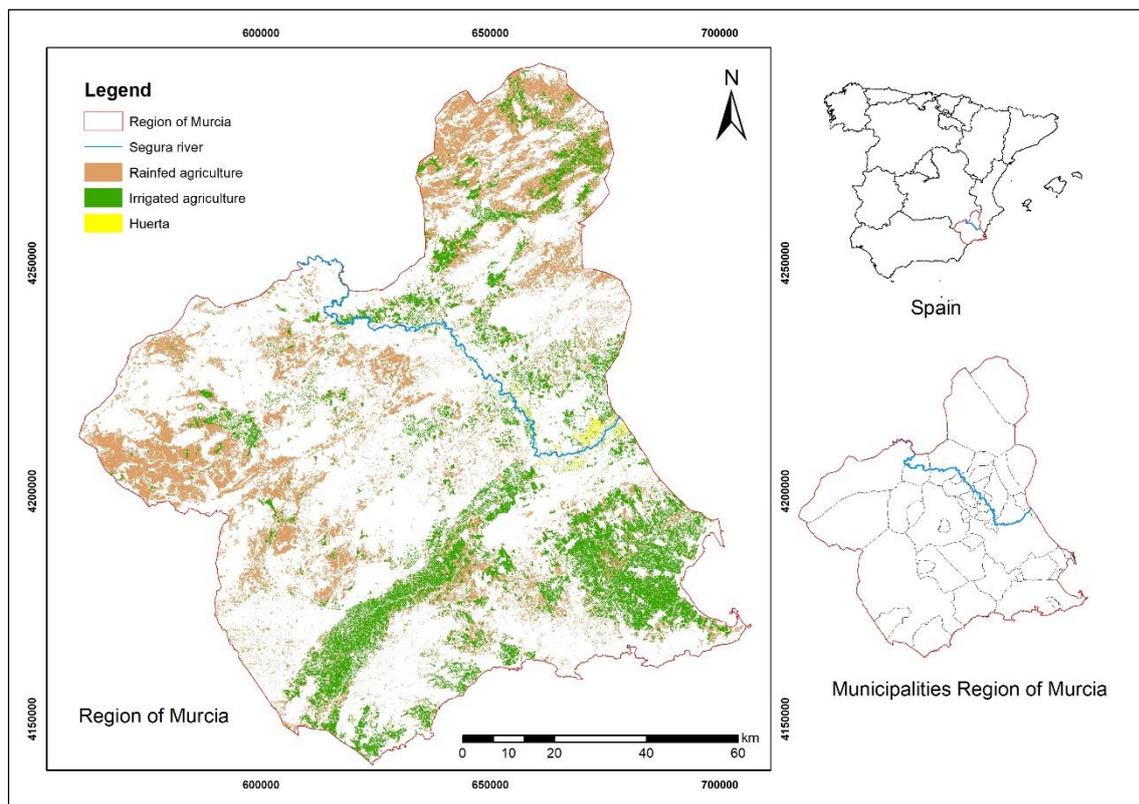
La contribución de este capítulo a la investigación presentada en esta tesis es triple: (I) Representa un análisis pionero en integrar la provisión de ES/EDS de la agricultura del área mediterránea dentro del enfoque de mapeo de ES. (II) Incluye el diseño de indicadores propios para cuantificar algunos de los ES/EDS, que complementan y amplían los ya presentes en la literatura especializada. (III) Estudia los efectos del cambio de uso del suelo en la provisión de los ES/EDS de los agroecosistemas. La información generada ha de ser de utilidad para estudiar el diseño y la aplicación de las políticas agroambientales, como el pago por servicios ambientales, y constituir una guía para aplicar el mapeo de ES en otros agroecosistemas de similares características al estudiado.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El caso de estudio son los agroecosistemas de la Región de Murcia (SE-España), representados en el mapa de la Figura 4. Es una región mediterránea caracterizada por un clima semiárido con escasas precipitaciones (< 400 mm/año) y altas temperaturas medias anuales (18 °C), siendo la escasez de recursos hídricos en régimen natural una de sus características definitorias. La existencia de una climatología favorable y los aprovechamientos conjuntos de recursos hídricos superficiales, los procedentes del Trasvase Tajo-Segura y los subterráneos, han llevado a un importante desarrollo del sector agrícola en esta región (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018). Este sector ha sufrido importantes cambios en las últimas décadas, con un incremento de las orientaciones de regadío en detrimento de las de secano.

Figura 4. Sistemas de cultivo de la Región de Murcia.



Fuente: Elaboración propia a partir de MAPA (2021).

Los agroecosistemas de la Región de Murcia, que ocupan cerca de 300.000 ha, pueden clasificarse en tres grandes subsistemas atendiendo a las características geomorfológicas del suelo y el uso de agua:

- (I) Agroecosistema de regadío: Cubren una superficie de 124,892 ha de superficie agrícola, lo que representando el 42.52 % del total de tierras de cultivo (CREM, 2022a). Este es un tipo de agroecosistema intensivo cuya producción está orientada a la exportación. Las agrupaciones de cultivos de regadío más destacados en cuanto a superficie son los hortícolas (35.03 %) seguido de los frutales cítricos (27.02 %), los frutales no cítricos (25.39 %), los viñedos (9.18 %) y los olivos en riego (3.38 %).
- (II) Agroecosistema de secano: Abarca una superficie de 158,805 ha de superficie agrícola, representando el 54.06 % del total de tierras de cultivo (CREM, 2022a). La escasez de precipitaciones determina la tipología de estos cultivos, predominando almendros (46.32 %), herbáceos (30.81 %, de los cuales son principalmente cereales para grano), olivos (11.71 %), y viñedos (11.16 %).
- (III) Agroecosistema de Huerta. Este es un sistema agrícola de regadío tradicional compuesto principalmente por cultivos de frutales cítricos junto a hortícolas que se localiza en torno a la vega del río Segura y que ocupan una superficie de 10,054 ha, representando el 3.42 % de superficie agrícola regional (CREM, 2022a). Este sistema es ampliamente reconocible por el tipo de paisaje que se configura con altos valores sociales y culturales (Martínez-Paz et al., 2019).

En la Tabla 1 del Anexo I se recoge la distribución desagregada según cultivos y municipios.

2.2. Cuantificación y mapeo de los servicios y contra-servicios de los ecosistemas

A partir de la aplicación de metodologías de mapeo es posible cuantificar y mapear la provisión de los servicios (ES) y contra-servicios ecosistémicos (EDS) de un determinado ecosistema. Este enfoque va a suponer el uso de herramientas de Sistemas de Información Geográfica (GIS) y el apoyo de información secundaria procedente de las estadísticas disponibles. Los ES/EDS de abastecimiento suelen poder cuantificarse directamente de la información de estadísticas oficiales, mientras que la mayoría de servicios de regulación y culturales son menos fáciles de cuantificar y estudiar su distribución espacial y es necesario recurrir a indicadores (Maes et al., 2012). El procedimiento seguido para llevar a cabo la cuantificación y mapeo de ES/EDS se puede sintetizar de la siguiente secuencia (Maes et al., 2016):

- (I) Selección de ES/EDS. El análisis debe empezar con la selección de los ES y EDS más relevantes para el ecosistema objeto de estudio.
- (II) Selección de indicadores y variables para cada ES/EDS. Cabe realizar una revisión de la literatura con la que determinar cuáles son los indicadores más

apropiados que representen explícitamente los ES/EDS de un determinado ecosistema. Estos indicadores pueden calcularse mediante la agregación de una serie variables obtenidas de series estadísticas y/o herramientas GIS.

- (III) Cuantificación y representación espacial. Mediante herramientas GIS se cuantifica y representa cartográficamente los indicadores que representan cada uno de los ES/EDS de un ecosistema.

2.3. Cuantificación y mapeo de ES/EDS en los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas

Aplicando las fases descritas en el epígrafe anterior al agroecosistema objeto de estudio, en primer lugar, se seleccionaron los ES/EDS más relevantes para el mismo. Cabe señalar aquí que se consideró el enfoque de Zabala et al. (2021a) que establecieron un marco global para acomodar la provisión de ES/EDS dentro de los diversos sistemas de clasificación de ES existentes: MEA (2005), TEEB (2010) y CICES (Haines-Young & Potschin, 2018).

Zabala et al. (2021a) seleccionaron, mediante una consulta a expertos implicados en la gestión agroambiental de la Región de Murcia, 4 ES y 2 EDS de entre los 15 que fueron identificados en la literatura como más importantes de este tipo de agroecosistema: suministro de alimentos (ES de abastecimiento), agua (EDS de abastecimiento), tratamiento de residuos y depuración de aguas (EDS de regulación), regulación climática (ES de regulación), diversidad genética o biodiversidad (ES de regulación) y oportunidades de recreo (ES culturales).

A continuación, se llevó a cabo una revisión de la literatura para seleccionar los indicadores más apropiados en la representación de cada uno de estos ES/EDS. En la Tabla 1 se recoge, a modo de síntesis, los indicadores y variables utilizadas para cada uno de los 6 ES/EDS que se van a estudiar. La justificación del uso y elaboración de cada indicador y su conversión en índices normalizados se recoge más específicamente en los siguientes epígrafes (2.3.1 a 2.3.7).

Tabla 1. Descripción e indicadores de servicios y contra-servicios ecosistémicos.

ES / EDS	Indicador	Unidades	Variables utilizadas	Fuente
Abastecimiento				
Suministro alimentos	Ingresos percibidos por los agricultores (INC)	€/ha. año	-Rendimientos -Precios	Estadísticas GIS
Agua	Consumo de agua en regadíos (WATER)	m ³ /ha. año	-Consumo agua cultivos	Estadísticas GIS
Regulación				
Tratamiento residuos y depuración aguas	Contaminación de acuíferos (POLL)	Índice 0-1	- Vulnerabilidad de acuíferos - Impacto cultivos en acuíferos	Estadísticas GIS
Regulación climática	Reducción de la temperatura superficial terrestre (TEMP)	° C	-Temperatura superficie terrestre - NDVI, NDWI ¹ - Altitudes	GIS
Diversidad genética	Biodiversidad. Riqueza de especies de aves (BIO)	Índice 0-1	-Presencia edificaciones, elementos de agua, carreteras, diversidad vegetal - Localización de cultivos e impacto en áreas protegidas y no protegidas (ZEPAs)	GIS
Cultural				
Recreación	Oportunidades de recreación (RECRE)	Índice 0-1	- Verdor de la zona - Tipo de porte, tipo de riego de cultivos - Presencia edificaciones, elementos de agua, carreteras, diversidad vegetal - Localización de cultivos e impacto en áreas protegidas y no protegidas	GIS

Fuente: Elaboración propia.

La unidad espacial primaria de análisis son las superficies (parcelas) agrícolas declaradas por los agricultores en el Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) de España (MAPA, 2021) correspondientes al año 2018 y formadas por agrupaciones de cultivos de cítricos, frutales, hortícolas, olivares, y viñedos en regadío, y por cultivos de frutales (principalmente almendros), herbáceos, olivares y viñedos en secano. También se incluyó un uso del suelo específico, denominado Huerta, el cual es una combinación de cítricos y hortícolas asociados a una agricultura de regadío tradicional, y que principalmente se localiza en torno a la vega del río Segura.

Así, las agrupaciones de cultivos estaban constituidas por diferentes subgrupos de cultivos. Por ejemplo, para el caso del regadío, de la agrupación de cítricos, el 64 % de su superficie corresponde a limoneros, seguido del 19 % de naranjos y del 15 % de mandarinos. De los frutales no cítricos de regadío sobresalen por su superficie los melocotoneros (43 %), los albaricoqueros (26 %) y los almendros (20 %). En cuanto a los hortícolas, destacan por su superficie las lechugas (29 %), la coliflor (24 %) y las alcachofas (12 %). Cabe mencionar que en ninguna de las agrupaciones de cultivos de regadío se ha incluido los invernaderos, al ser considerados sistemas aislados con características muy diferentes al resto de agroecosistemas. En cuanto al secano, destacan por superficie los almendros (99 %) en el caso de frutales, y la cebada (50 %), la avena (29 %) y el trigo (20 %) en el caso de los herbáceos. Para la construcción de los

¹ NDVI es el Índice de Diferencia Normalizada de Vegetación y NDWI es el Índice Diferencial Normalizado de Agua en Agricultura.

indicadores se ha tenido en cuenta la media ponderada de superficie de cada subgrupo de cultivos que forman parte de la agrupación.

El nivel espacial de agregación utilizado en la presentación de resultados ha sido el de los 45 municipios que componen la Región de Murcia (Figura 1 del Anexo I) que es el empleado en otros estudios de mapeo (Queiroz et al., 2015; Hamann et al., 2015) y resulta adecuada en términos de comparación y estudio de su evaluación.

2.3.1. Suministro de alimentos (ES de abastecimiento)

Los ingresos medios anuales percibidos por los agricultores (€/ha. año) para el año de referencia (2018) se utilizaron como criterio para cuantificar el ES de suministro de alimentos (Zabala et al., 2021a), utilizando como proxy de la producción su rendimiento económico. La información del rendimiento y el precio percibido por los agricultores ha sido obtenida de los anuarios estadísticos y publicaciones especializadas (MAPA, 2018a; MAPA, 2018b; García, 2019a; García, 2019b; García, 2019c). Las agrupaciones de cultivos utilizados en el SIGPAC (ej.: la categoría cítricos incluye limoneros, naranjos, mandarinos y pomelos) hicieron necesario estimar una media ponderada por la superficie individual de los rendimientos y los precios de cada subgrupo.

2.3.2. Agua (EDS de abastecimiento)

El consumo medio de agua (m³/ha. año) para cada cultivo de regadío fue utilizado para cuantificar este input productivo, que es un EDS en el agroecosistema que se viene estudiando. Esta información se extrajo de los datos proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Segura y de trabajos especializados (CHS, 2016; García, 2019a; García, 2019b; García, 2019c). Igual que en el caso anterior fue necesario estimar una media ponderada del consumo de agua con la superficie agrícola de cada cultivo en cada una de las agrupaciones disponibles en el SIGPAC.

2.3.3. Tratamiento de residuos y depuración de aguas (EDS de regulación)

La contaminación de acuíferos se tomó como referencia para cuantificar el tratamiento de residuos y depuración de aguas, el cual es un EDS para el agroecosistema estudiado. La contaminación de las aguas subterráneas es causada por el lixiviado de nutrientes procedentes de la agricultura de regadío (Zabala et al., 2021b) y que en la zona de estudio es la única fuente de contaminación de estas masas de agua (Alcolea et al., 2019). Para cuantificar y mapear este EDS se utilizaron herramientas GIS con las que se diseñó una variable de impacto de los cultivos de regadío sobre las aguas subterráneas que se

formula según una doble consideración. En primer lugar, se consideran susceptibles de impactar sobre las aguas subterráneas a los cultivos ubicados en las áreas declaradas como vulnerables a la contaminación de nitratos para la región (CHS, 2016), estableciendo un menor impacto a los situados en zonas sin esta consideración. A los cultivos de regadío susceptibles de provocar impacto se asignó un valor en el intervalo de 0 a 1, según las características generales de fertirrigación del cultivo (López et al., 2010). Así los cultivos de hortícolas de regadío son los que mayor impacto negativo tienen sobre los acuíferos (1), seguido de los frutales no cítricos (0.80), y los cítricos, olivares y viñedo de regadío (0.60). Bajo estas consideraciones se construye un indicador de contaminación de acuíferos del tipo “a más peor”.

Un indicador así formulado para cuantificar y mapear este EDS es la primera vez que se utiliza. El trabajo de Sylla et al. (2020) que evalúa la capacidad de regulación de nutrientes en el suelo como un ES de los agroecosistemas, utiliza una variable dicotómica para dar cuenta de la presencia o ausencia del mismo, sin dar ningún indicador de magnitud.

2.3.4. Regulación climática (ES de regulación)

La reducción de la temperatura de la superficie terrestre (LST) se utilizó como indicador del ES de regulación climática, dado que el efecto frío de la vegetación permite amortiguar los extremos de temperatura y mitigar algunos efectos del cambio climático (Locatelli, 2016). Para su cuantificación se utilizó la función obtenida para reducción de LST del Campo de Cartagena que se muestra en el siguiente capítulo de esta tesis. Así se ha aplicado el modelo de regresión ponderado geográficamente (GWR) aplicado a la superficie agrícola de cada agrupación de cultivos en cada uno de los municipios del área de estudio, utilizando las variables de Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI) y la altitud de la zona. Los resultados muestran las diferencias de LST medias entre cada cultivo y el cultivo con mayor LST de un determinado municipio.

2.3.5. Diversidad genética (ES de regulación)

La biodiversidad presente va a ser el indicador utilizado para estudiar el mantenimiento de la diversidad genética de agroecosistemas, utilizando como proxy de la misma la riqueza de especie de aves (Beckmann et al., 2019). La riqueza de especies de aves se ve muy influenciada por las prácticas agrícolas (Aguilera et al., 2020) de forma que las realizadas en agroecosistemas intensivos, como la agricultura de regadío, tienen un mayor impacto negativo en la riqueza de aves respecto a agroecosistemas menos intensivos como el secano o el sistema tradicional de Huerta (SEO, 2021).

En este trabajo se utilizaron herramientas GIS para calcular un indicador de riqueza potencial de aves, como agregación de cinco factores que la literatura existente señala que pueden condicionar la misma. Estos cinco factores han llevado a proponer cinco variables que los representan, las cuales han sido construidas de forma que se mueven en el intervalo 0-1 y cuanto más próximas a 1, menor es el impacto negativo del cultivo sobre la población de aves. Así su agregación producirá un indicador global de biodiversidad del tipo “a más mejor”.

- Tipo de cultivos y localización en ZEPAS. Se creó una variable categórica donde se asignó a cada grupo de cultivos un valor en el intervalo de 0 a 1 según su mayor o menor impacto que tenía para las aves, de forma que los valores más elevados indicaban un menor impacto en la presencia de aves. A los cultivos de regadío se les asignaron los menores valores: 0 a los hortícolas, y 0.20 a los frutales no cítricos, cítricos, olivos y viñedos; mientras que al seco (0.50) y la Huerta (0.40) se les asignaron un menor impacto negativo. Además, si los cultivos se localizaban en las zonas de especial protección para las aves (zonas ZEPAS) se modulaba el impacto negativo del cultivo, haciéndolo decrecer (un cultivo en zona ZEPA tiene un valor mayor del indicador que sobre zona no ZEPA) (Chiatante & Meriggi, 2016).
- Proximidad a carreteras. Se creó una variable categórica del impacto negativo que tiene la cercanía de las carreteras sobre la presencia de aves. Para ellos se creó el buffer de distancias de carreteras sobre los cultivos según 5 categorías (<1 km, 1-3 km, 3-5 km, 5-10 km, y >10 km) asignando los valores proporcionales en el intervalo 0-1 (0, 0.2, 0.4, 0.6 y 1) de forma que a mayor distancia menor impacto negativo (Helldin et al., 2013).
- Presencia edificaciones. Se creó una variable dicotómica de la no presencia de edificaciones sobre las parcelas de cultivos. Las parcelas sin edificaciones tendrán mayor grado de naturalidad y menor presión antrópica, por lo que se espera una mayor presencia de aves y biodiversidad. (Reis et al., 2012).
- Presencia elementos de agua. Al igual que la anterior, se creó una variable dicotómica que indica la presencia o ausencia en las parcelas de cultivos de elementos de agua como ríos o acequias. En las parcelas con presencia de elementos de agua se esperan una mayor presencia de aves (Cebrián-Piqueras et al., 2017) y por tanto la variable tomará el valor de 1.
- Diversidad de vegetación natural. Se creó una variable dicotómica sobre la presencia de vegetación natural, como pinos o vegetación de ribera, en las

parcelas de cultivos. En las parcelas con vegetación natural se espera una mayor riqueza de aves que en las que no la tengan (Stjernman et al., 2019).

Para la agregación de las cinco variables en un índice de biodiversidad se consideraron dos sistemas de ponderaciones. Uno primero donde las 5 variables importan lo mismo, y por tanto su ponderación es en todos los casos de 20/100; y uno segundo donde la ponderación de las variables surge de la ordenación de su importancia según algunos expertos locales consultados, de forma que la localización de cultivos sobre zonas protegidas tiene una ponderación de 44, la lejanía a las carreteras de 22, la presencia de vegetación natural de 14, de elementos de agua 11 y la ausencia de edificaciones de 9/100.

Otros estudios proponen indicadores del ES de biodiversidad de ecosistemas con los mismos fundamentos que el aquí desarrollado, basados en las características del territorio y las prácticas del uso del suelo (Culman et al., 2010), aunque su uso en agroecosistemas está muy poco extendido (Gabel et al., 2016).

2.3.6. *Recreación (ES cultural)*

Las oportunidades de recreo se han utilizado para medir el ES de recreación, las cuales son una contribución cultural de los agroecosistemas al bienestar humano. Este ES tiene un estrecho vínculo con la calidad estética del paisaje (Tribot et al., 2018) de forma que el disfrute de los valores estéticos de los agroecosistemas permite y mejora la realización de actividades recreativas diversas como deportivas, observación de flora y fauna, visita a explotaciones, etc. (Assandri et al., 2018).

Para calcular este indicador se utilizaron herramientas GIS donde, al igual que para ES de biodiversidad, se agregaron variables que actúan como proxy de los factores considerados en otros trabajos que evaluaban el potencial de ecosistemas para proporcionar ES recreativos (van Berkel & Verburg, 2011; van der Zanden et al., 2017).

- Verdor de la zona. Se utilizó la variable NDVI extraída de la imagen satélite Landsat del 27 de marzo de 2018, la cual mide la presencia de vegetación verde y sana. Esta variable se clasificó en tres categorías de verdor (0, 0.50 y 1), donde valores más altos indican una mayor presencia de vegetación sana. Los cultivos con valores más altos de NDVI tendrán mayor actitud para actividades recreativas, dado que en general así es considerado por la población (Nigussie et al., 2021).
- Tipo de porte. Se creó una variable categórica entre 0 y 1 a la que los cultivos de tipo arbustivo como cítricos y frutales no cítricos de regadío (1), almendros de secano (1), y olivos (0.75) y cultivos de la Huerta (0.75) se les asignaron valores

más altos al ser más atractivos para las actividades recreativas, que cultivos de bajo porte, como herbáceos de secano (0.25) y hortícolas de regadío (0), a los que se asocia valores bajos (Pueyo-Ros et al., 2016).

- Localización de cultivos en áreas protegidas. Se generó una variable dicotómica que toma el valor 1 si el cultivo está en un área protegida y 0 si no lo está, considerando que en general las áreas protegidas son un foco de atracción para las actividades recreativas y son más visitadas (Paracchini et al., 2014).
- Tipo de riego. Se creó una variable dicotómica referida al sistema de riego, que toma el valor 1 si el cultivo es de secano o con un sistema de riego tradicional (tipo huerta) y 0 en cultivos con sistemas de riegos intensivos, considerando que estos últimos dificultan las posibilidades recreativas del agroecosistema (Martínez et al., 2016).
- Proximidades carreteras. Se utilizó la misma variable que se incluía y se comentó en el cálculo del indicador de biodiversidad, pero en este caso se consideró que la mayor cercanía a una carretera tiene un efecto positivo sobre la actitud recreativa de los cultivos al aumentar su accesibilidad (Paracchini et al., 2014).
- Presencia edificaciones. Se aplicó la misma variable dicotómica utilizada para calcular el indicador de biodiversidad, considerando que las parcelas de cultivos con edificaciones tienen menos valor recreativo (Martínez et al., 2016).
- Presencia elementos de agua. Se utilizó la misma variable dicotómica que en los cálculos de biodiversidad, considerando que las parcelas con presencia de elementos de agua tienen un mayor valor recreativo (Peña et al., 2015).
- Diversidad de vegetación natural. De nuevo se utilizó la misma variable que en los cálculos del índice de biodiversidad, de forma que las parcelas de cultivos con presencia de vegetación natural tienen un mayor valor recreativo (De Valck et al., 2017).

Igual que para el índice de ES de biodiversidad la agregación de las ocho variables en un índice de servicios recreativos se realizó como una media aritmética, considerando dos sistemas de ponderaciones. Uno primero donde las 8 variables importan lo mismo, y por tanto su ponderación es en todos los casos de 12.5/100; y uno segundo donde la ponderación de las variables surge de la ordenación de su importancia según la consulta a expertos locales, de forma que la localización de cultivos sobre zonas protegidas pesa 36.8, el verdor de la zona 18.4, el tipo de vegetación 12.3, el tipo de riego 9.2, la presencia de elementos de agua 7.4, de vegetación natural 6.1, de edificaciones 5.3 y por último la proximidad de carreteras 4.6/100.

2.3.7. Índices globales de provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos

Con el fin de poner en perspectiva relativa comparada en el territorio los niveles de provisión para cada ES y calcular un índice global de provisión de servicios ecosistémicos de los agroecosistemas, se ha elaborado un índice normalizado para cada ES/EDS en cada municipio (IES), utilizando la normalización por el máximo, tal y como se recoge la siguiente expresión:

$$IES_i = \frac{Ni}{Max Ni} ; \forall i = 1, \dots, 45 ; \text{Rango} \left[\frac{Min Ni}{Max Ni}, 1 \right] \text{ Siendo "i" el municipio} \quad (1)$$

Seguidamente los seis indicadores individuales IES fueron agregados en un Índice global de provisión de ES (IGES) para cada municipio según la siguiente expresión:

$$IGES_i = \frac{1}{6} \left(\sum_{j=1}^4 \frac{Ni}{Max Ni} + \sum_{k=1}^2 \left(1 - \frac{Ni}{Max Ni} \right) \right) ; \forall i = 1, \dots, 45 \text{ Rango } [0, 1] \quad (2)$$

Siendo "i" municipio, "j" servicio, "k" contra-servicio.

En la misma se tiene en cuenta el carácter de servicio o de contra-servicio y se ha considerado inicialmente que los seis ES/EDS tienen la misma importancia y por tanto ponderan igual (16.6).

Con el fin de comprobar el efecto de la ponderación de cada ES/EDS en el IGES, se ha calculado el mismo considerando 3 sistemas de ponderaciones alternativos, que se recogen en la Tabla 2. IGES_b corresponde con el sistema de ponderaciones propuesto en Zabala et al. (2021a) que da un mayor peso a los servicios de biodiversidad y recreación, seguido por los dos EDS que ponderan igual y un menor peso a la regulación de temperaturas y a los ingresos; IGES_c es un sistema de ponderaciones inverso al anterior, es decir las mismas ponderaciones, pero en orden inverso respecto a los ES/EDS; IGES_d es un sistema de ponderaciones donde los ES en su conjunto pesan lo mismo que los EDS.

Tabla 2. Ponderación (%) de los servicios y contra-servicios ecosistémicos del IGES.

Importancia	Ingresos	Consumo agua	Contaminación acuíferos	Reducción temperatura	Biodiversidad	Oportunidades recreación
IGES	16.6	16.6	16.6	16.6	16.6	16.6
IGES _b	5.0	15.0	15.0	7.0	38.0	20.0
IGES _c	38.0	15.0	15.0	20.0	5.0	7.0
IGES _d	12.5	25.0	25.0	12.5	12.5	12.5

Fuente: Elaboración propia.

2.4. Relaciones por pares

Para identificar relaciones bivariantes en la provisión de ES/EDS se calculará la matriz de correlación lineal de Pearson entre los mismos, teniendo en cuenta sus valores a nivel

municipal y estudiando tanto su magnitud como significación (Vallet et al., 2018). Esta matriz se representará de forma gráfica considerando las relaciones estadísticamente significativas débiles ($r < 0.3$), moderadas ($0.3 \geq r < 0.5$) o fuertes ($r \geq 0.5$) (Schirpke et al., 2019c), evaluando los trade-offs (correlaciones negativas) y sinergias (correlaciones positivas) entre ES/EDS.

Para evaluar con una perspectiva temporal el impacto de la variación de las orientaciones productivas en la provisión de servicios ecosistémicos, se va a analizar la variación de los niveles de ES/EDS entre los años 1975 y 2018. La selección de 1975 se debe a que es previo a la llegada de aguas del Trasvase Tajo-Segura y a la expansión de la agricultura de regadío intensiva (Martínez-Fernández et al., 2013). Las zonas analizadas van a ser la Región de Murcia en su conjunto y dos de sus municipios, Ricote y Torre Pacheco, representativos de las dos sendas de evolución que ha tenido la agricultura de la zona en el periodo analizado: el mantenimiento de secanos y regadíos tradicionales en el primer municipio y la transformación de su agricultura tradicional en regadío intensivo en el segundo.

3. Resultados

A continuación, se presentan los resultados de la cuantificación y distribución espacial de la provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos (ES/EDS, respectivamente) en los agroecosistemas de la Región de Murcia. Seguidamente, se realiza un análisis de relaciones por pares de cada ES/EDS y los efectos de los cambios del uso del suelo.

3.1. Cuantificación y distribución espacial de la provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos

En la Tabla 3 se recogen los valores medios regionales según cultivo de los indicadores para cada ES/EDS según tipos de agroecosistemas. Como cabía esperar los cultivos de regadío en su conjunto ofrecen unos mejores niveles de los servicios de ingresos y de reducción de la temperatura superficial, a cambio de ser los causantes de los contra-servicios de consumo de agua y de contaminación de los acuíferos. Los servicios de biodiversidad² y recreación³ son superiores en los sistemas de secano en su conjunto, aunque a nivel individual en ambos destaca el agroecosistema de regadío de huerta.

² La correlación lineal de los indicadores de biodiversidad derivados de los dos sistemas de ponderación presentados en la sección 2.3.5 es muy elevada (93.32 %), lo que ha llevado a utilizar para el análisis el más sencillo, es decir, el de todas las variables ponderan igual.

³ La correlación lineal entre los indicadores de recreación que surgen de los dos sistemas de ponderación considerados (véase sección 2.3.6) es aún más elevada que en el caso anterior (94.15

Tabla 3. Medias regionales de los indicadores de servicios y contra-servicios ecosistémicos de cada tipo de cultivos (2018)

Cultivos	Ingresos (€/ha. año)	Consumo agua (m ³ /ha. año)	Contaminación acuíferos (0-1)	Reducción temp. (° C)	Biodiversidad (0-1)	Oportunidades recreación (0-1)
Almendro seco	1,091	-	-	3.06	0.30	0.51
Herbáceo seco	200	-	-	1.99	0.36	0.32
Olivar seco	1,166	-	-	-	0.37	0.36
Viñedo seco	2,275	-	-	0.03	0.42	0.35
Huerta	9,030	5,612	0.26	8.96	0.46	0.60
Cítricos regadío	11,273	6,344	0.48	7.53	0.19	0.33
Frutal regadío	15,497	4,835	0.29	7.39	0.29	0.39
Hortícolas regadío	16,200	3,904	0.81	7.56	0.11	0.22
Olivar regadío	4,770	3,969	0.28	5.69	0.24	0.34
Viñedo regadío	5,200	1,300	0.23	6.29	0.14	0.36
Regadío	12,935	4,637	0.50	7.45	0.20	0.33
Secano	959	-	-	2.03	0.34	0.42
Región de Murcia	6,461	2,130	0.23	4.52	0.27	0.38

Fuente: Elaboración propia.

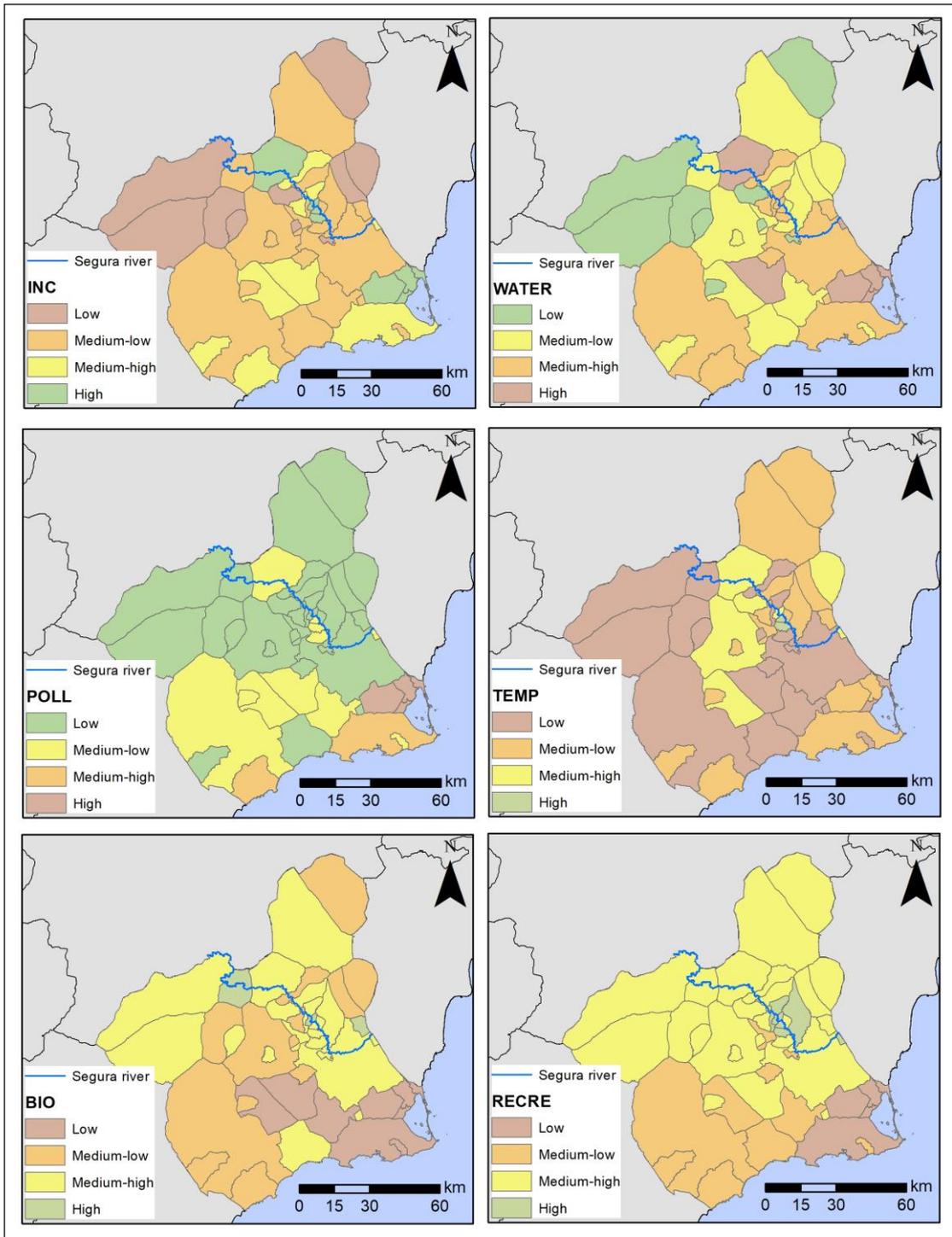
Para posibilitar una interpretación y el mapeo de estos resultados se realizaron los índices normalizados para los seis indicadores de ES/EDS según se señaló en la sección de metodología que se recogen según cultivos y ya agrupados según municipios en las Tablas 2 y 3 del Anexo I respectivamente.

Los valores de los seis indicadores normalizados de ES/EDS han sido cartografiados para cada municipio en los mapas mostrados en la Figura 5, considerando cuatro tramos (bajo, medio-bajo, medio-alto y alto) definidos para cada índice mediante ruptura natural de rangos.

Sin intención de dar una relación sistemática, se observa como los municipios del sureste de la región, correspondientes con la comarca agraria del Campo de Cartagena, obtienen los mayores niveles de ingresos debido a la importancia en la misma horticultura intensiva. En este grupo de altos ingresos también se encuentra el municipio de Cieza, fruto de la fruticultura de regadío. Por el contrario, cuatro municipios del noroeste y tres del nordeste tienen los menores niveles de ingresos unitarios, motivado por la elevada fracción de su agricultura correspondiente a cultivos de seco. Este patrón espacial es justo el contrario en el caso del consumo agua y la contaminación, lo que no deja de ser reflejo de la mayor demanda de recursos hídricos y la mayor generación de lixiviados de la agricultura de regadío frente al seco, poniendo de manifiesto la sinergia entre el ES de abastecimiento y ambos EDS.

%), lo que vuelve a hacer el sistema de pesos homogéneo sea el seleccionado. Este hecho pone de manifiesto la robustez a la ponderación de sus componentes de los dos indicadores diseñados para la cuantificación de los ES de biodiversidad y recreación.

Figura 5. Distribución espacial de los índices normalizados de servicios y contra-servicios ecosistémicos.



Fuente: Elaboración propia.

La reducción de las temperaturas superficiales del suelo es mayor en las zonas donde las huertas y los frutales y cítricos en riego tienen mayor protagonismo, lo que hace que los mayores niveles de este servicio se localicen en municipios como Cieza o Archena. El ES que hace referencia a la biodiversidad tiene un gradiente norte/sur bastante marcado, con valores máximos en áreas de huerta y secanos, próximos a las vegas del río Segura y

penalizando a las zonas con agricultura más intensiva. Por último, la agrupación espacial de los niveles de servicios recreativos de la agricultura es quizás la más clara, con altos niveles en los municipios del área del valle de Ricote, especialmente los cercanos a las vegas del Segura, niveles medios-altos en los municipios del norte y centro de la región, medios-bajos en el suroeste alcanzándose la menor provisión de este tipo de servicios en los municipios del sureste de la región.

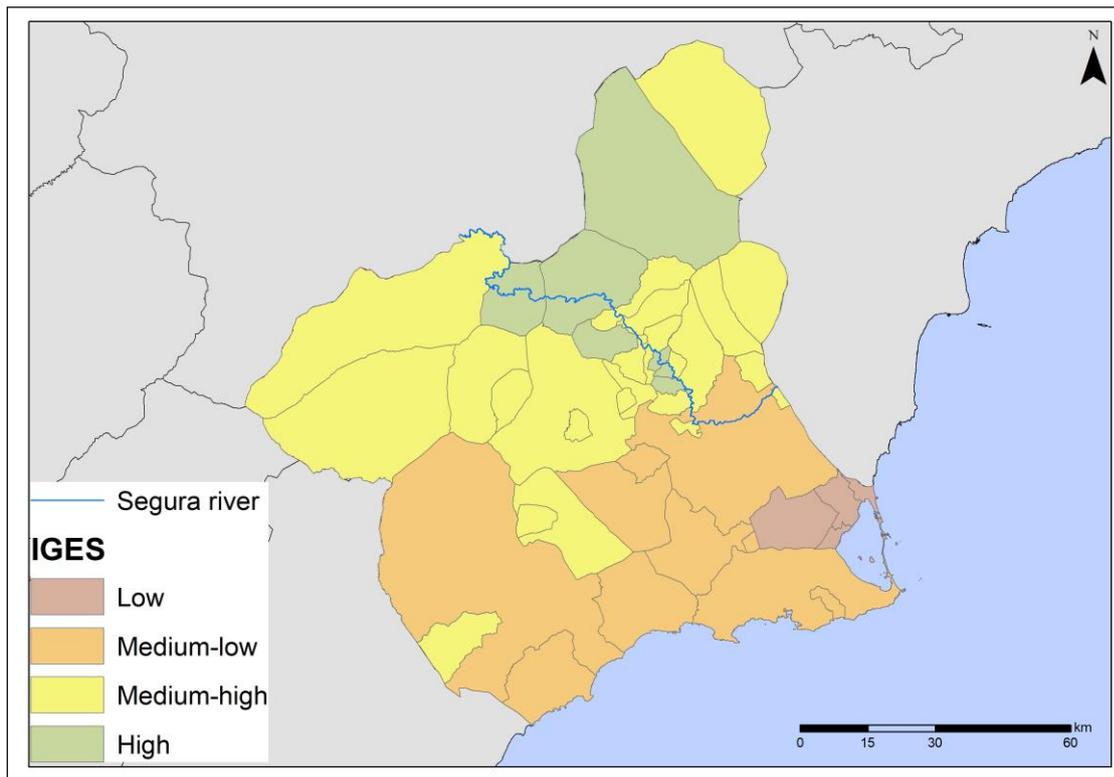
3.2. Índices globales de provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos

Los valores de los seis indicadores normalizados de ES/EDS se agregaron para obtener el *Índice global de provisión de servicios y contra-servicios ecosistémicos* (IGES) en cada municipio, que se incluye en la primera columna de la Tabla 4 del Anexo I.

Como se señaló en el epígrafe anterior, el IGES presentado parte del sistema de ponderaciones más sencillo, como es que los 6 ES/EDS tienen la misma importancia (16.67%). Se han construido también los IGES_b, IGES_c, IGES_d, según diferentes sistemas de ponderaciones según se señaló en la Tabla 2, y que se recogen también en la Tabla 4 del Anexo I. La correlación lineal entre el IGES y sus tres formulaciones alternativas es del 93.99 %, 66.85 %, y 93.93 % respectivamente, siendo siempre significativas. A su vez, la correlación por rangos (que no tiene en cuenta el valor en sí del índice, sino la ordenación de los municipios que provoca) es del 90.90 %, 66.83 %, y 89.28 % para el IGES_b, IGES_c, IGES_d, respectivamente. Estos resultados permiten afirmar que el IGES que se ha formulado en base a una media aritmética simple (al tener el mismo sistema de ponderaciones) se muestra robusto a importantes variaciones en la importancia otorgada a cada tipo de ES/EDS.

La distribución del IGES se ha representado en el mapa incluido en la Figura 6.

Figura 6. Distribución espacial del IGES.



Fuente: Elaboración propia.

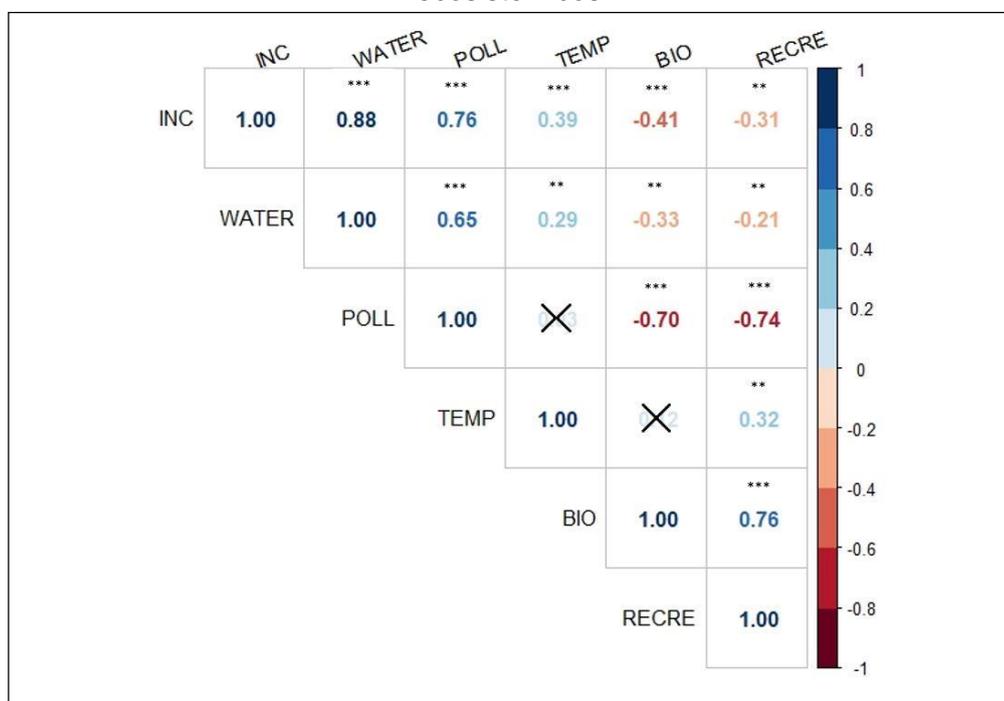
Los municipios con un valor alto del IGES, y en orden decreciente, son: Ceutí, Archena, Alguazas, Ricote, Calasparra, Cieza y Jumilla, mientras que con un valor bajo se encuentran San Javier, San Pedro del Pinatar, Torre Pacheco y Los Alcázares. Así la agricultura intensiva litoral es la que ofrece los peores niveles agregados de ES, mientras que los agroecosistemas de huerta, frutales en regadío y leñosos en secano son los que logran unos valores más elevados del IGES, gracias al mayor equilibrio de todos sus componentes.

3.3. Relaciones por pares entre servicios y contra-servicios ecosistémicos

Atendiendo a los seis índices normalizados de ES/EDS para cada municipio, se observó que de las 15 parejas de ES/EDS, 13 estaban correlacionadas significativamente (Figura 7). Así las correlaciones positivas se dan entre los pares siguientes: ingresos - consumo de agua, ingresos - contaminación de acuíferos, ingresos - regulación de temperaturas, consumo de agua - contaminación de acuíferos, consumo de agua - regulación de temperaturas, regulación de temperaturas - oportunidades de recreación y biodiversidad - oportunidades de recreación. Las correlaciones negativas se producen entre: ingresos - biodiversidad, ingresos - oportunidades de recreación, consumo de agua - biodiversidad, consumo de agua - oportunidades de recreación, contaminación de acuíferos -

biodiversidad y contaminación de acuíferos - oportunidades de recreación. De estas correlaciones 6 son altas, 5 moderadas, y 2 débiles.

Figura 7. Correlaciones de Pearson entre diferentes servicios y contra-servicios ecosistémicos.



Fuente: Elaboración propia. ** y *** indican el P. valor a niveles de significación de 0.05 y 0.01, respectivamente. Los colores azul y rojo indican correlaciones positivas y negativas, respectivamente.

Como ya se señaló en el apartado de metodología se va a analizar el impacto de la variación de las orientaciones productivas en la provisión de servicios ecosistémicos en el tiempo, considerando los niveles de ES/EDS entre los años 1975 y 2018 en la Región de Murcia y en dos de sus municipios, Ricote y Torre Pacheco.

En la Tabla 4 se muestra la distribución de cultivos en las tres zonas consideradas en los dos periodos de análisis, observándose importantes cambios de la orientación productiva de los agroecosistemas de la Región de Murcia entre el año 1975 y 2018. A nivel regional destacan las reducciones de los viñedos de secano, herbáceos, y el regadío tradicional de Huerta (67.19 %, 52.56 %, y del 49.01 % respectivamente) y un incremento de cítricos y hortícolas del 80.18 % y 48.51 % respectivamente. A nivel municipal, en Torre Pacheco se muestra una clara especialización del regadío intensivo, con un incremento de la superficie del 79.20 % y una reducción del secano del 82.04 %, mientras que para el caso de Ricote no se ha producido una reducción tan significativa del secano (13.06 %), produciéndose asimismo un aumento de la superficie dedicada al regadío intensivo (47.22 %).

Tabla 4. Distribución de la superficie agrícola (%) (1975 – 2018).

Municipios	Periodo	Regadío	Secano	Cítricos reg	Frutales reg	Hortícolas reg	Olivo reg	Viñedo reg	Almendra sec	Herbáceos sec	Olivo sec	Viñedo sec	Huerta
Ricote	1975	12.74	87.26	-	0.30	-	-	0.15	41.05	9.96	6.44	29.81	12.28
	2018	24.14	75.86	-	15.12	-	0.02	-	52.35	14.19	7.20	7.12	4.00
Torre Pacheco	1975	20.40	79.60	0.17	-	20.24	-	-	11.34	67.62	0.64	-	-
	2018	85.70	14.30	17.72	0.22	67.77	0.69	-	10.08	3.03	0.47	-	-
Región de Murcia	1975	28.69	71.31	2.03	9.48	7.61	0.74	1.21	13.67	35.56	4.13	17.95	7.61
	2018	45.94	54.06	10.24	10.71	14.78	1.47	3.87	25.99	16.87	6.31	5.89	3.88

Fuente: Elaboración propia.

Estos cambios en la estructura de las producciones agrícolas han dado lugar a los cambios en la provisión de ES/EDS presentados en la Tabla 5.

Tabla 5. Evolución de los índices ES/EDS (1975 – 2018)

Municipios	Periodo	Ingresos	Consumo agua	Contaminación acuíferos	Reducción temperaturas	Biodiversidad	Oportunidades recreación
Ricote	1975	0.15	0.11	0.04	0.29	0.78	0.74
	2018	0.22	0.15	0.07	0.37	0.70	0.74
Torre Pacheco	1975	0.22	0.13	0.20	0.36	0.65	0.54
	2018	0.81	0.60	0.79	0.77	0.33	0.45
Región de Murcia	1975	0.27	0.21	0.15	0.37	0.72	0.63
	2018	0.40	0.34	0.29	0.50	0.59	0.63

Fuente: Elaboración propia.

En general estos cambios han provocado en todas las zonas un importante aumento de la provisión de ES de ingresos y de la regulación de temperaturas, especialmente en el municipio de Torre Pacheco, donde el ES de abastecimiento prácticamente cuadruplica su nivel. Este cambio en las orientaciones productivas ha provocado también una mayor provisión de ambos EDS - consumo de agua y la contaminación de acuíferos - así como una reducción general del ES de biodiversidad y una reducción del ES recreativo en el municipio de Torre Pacheco. En municipios como Ricote, donde no se ha producido un desarrollo tan pronunciado de los regadíos intensivos, no se ha producido una alteración tan significativa de la provisión de ES.

Estos patrones de evolución temporal en la dotación de ES confirman las sinergias y antagonismos que se identificaron a nivel espacial. Sinergias entre los ingresos, el consumo de agua, la contaminación de acuíferos y la regulación de temperaturas, que tienen claros antagonismos (trade-off) con el ES de biodiversidad y menos significativo con el ES recreativo.

4. Discusión

Este capítulo ha cuantificado y mapeado la provisión de ES/EDS en un agroecosistema mediterráneo semiárido, como es la agricultura de la Región de Murcia (SE-España).

Aplicando la metodología de cuantificación y mapeo de ES, se pudo confirmar que el tipo de sistema de cultivo predominante en cuanto a secano o regadío es el determinante

fundamental en la tipología de la provisión de ES/EDS (Hasan et al., 2020). Hay un mayor nivel de ingresos, consumo de agua, contaminación de acuíferos y regulación de temperaturas cuanto mayor es la fracción de la superficie dedicada al regadío intensivo. Estos resultados están en línea con los expuestos en Darko et al. (2016) cuando analizan la contribución del regadío a la seguridad alimentaria, Han & Yang (2013) al estudiar la amortiguación de máximos de temperaturas y Jaramillo & Destouni (2015) y Zabala et al. (2021b) de la competencia del regadío por recursos hídricos y sus efectos en la reducción de la calidad del agua subterránea. Este trabajo también ha puesto de manifiesto como la agricultura de secano contribuye a aumentar la provisión de ES relacionados con la biodiversidad y la recreación, en línea con los resultados de Mortimore et al. (2009) y Adhikari et al. (2019). Los cultivos de regadío tradicional (Huerta) son los que mayor provisión de regulación de temperaturas, biodiversidad y oportunidades de recreación proporcionan en toda la zona, lo cual confirma los elevados valores ambientales y culturales de la agricultura vinculada a las vegas de los ríos en la zona ya demostrados en otros trabajos como Martínez-Paz et al. (2019) y Balbo et al. (2020).

En este capítulo se ha calculado un índice de provisión global de servicios ecosistémicos (IGES), robusto a las variaciones de ponderaciones de los distintos tipos de ES/EDS que lo conforman, con el que se determinó que los mayores niveles totales de ES se producen en municipios con mayores superficies de cultivos de secano y de sistemas de Huerta, mientras que en los municipios con mayor fracción de su superficie agrícola ocupada por el regadío intensivo daba lugar a los valores más bajos. Estos resultados están en línea con los obtenidos en la evaluación de otro tipos de ecosistemas, como Schwenk et al. (2012) que evalúa diferentes alternativas de gestión de bosques en ES relacionados con almacenamiento de carbono, producción de madera y biodiversidad, Perni & Martínez-Paz (2017) que estudian diferentes escenarios de gestión de humedales o Alcon et al. (2020) que mide los beneficios derivados de distintas prácticas incluyendo ES relacionados con el control de la erosión, paisaje o la biodiversidad.

En cuanto al análisis de sinergias y trade-off entre ES/EDS cabe destacar las fuertes relaciones positivas encontradas entre, por un lado, el consumo de agua con los ingresos y la contaminación de acuíferos, y por otro, entre la biodiversidad y la recreación. Asimismo, se identificaron fuertes relaciones negativas de la contaminación de acuíferos con la biodiversidad y las oportunidades de recreación. La presencia de superficies de regadío tradicional entorno al río Segura y del cultivo en secano ha permitido proveer ES culturales y de soporte a la biodiversidad. Por su parte la intensificación de la agricultura, con implementación del regadío intensivo, si bien ha posibilitado mayores rendimientos económicos y una mayor regulación de temperaturas en superficie, ha mermado la

provisión de estos ES culturales y de biodiversidad, a la par que incrementaba los niveles del EDS de contaminación de acuíferos.

Los resultados aquí presentados sobre la provisión de ES/EDS de cada tipo de cultivo facilita el realizar una primera evaluación de los efectos que pueden tener determinadas políticas o situaciones de restricción de recursos. Por ejemplo, la influencia del cambio climático sobre la distribución de cultivos (Martinez-Harms et al., 2017) o las posibles restricciones de disponibilidad de agua de riego (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018), ambos aspectos especialmente críticos en las áreas mediterráneas semiáridas, han de provocar cambios de uso del suelo que alterarán la provisión de los ES/EDS.

Para finalizar, cabe mencionar el efecto que ha tenido el desarrollo de la agricultura intensiva de municipios del Campo de Cartagena, como es Torre Pacheco, en la degradación de otros ecosistemas próximos como ha ocurrido con la laguna del Mar Menor (Alcon et al., 2022b). Sin duda el estudio de los impactos del agroecosistema sobre la provisión de ES/EDS de ecosistemas circundantes es un aspecto que sería necesario abordar en profundidad, especialmente cuando se trata de espacios naturales singulares como es el caso.

5. Conclusiones

En este capítulo se ha cuantificado y mapeado la provisión de servicios (ES) y contra-servicios (EDS) ecosistémicos en agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas. Se identificaron diferencias en las distribuciones espaciales de ES/EDS, determinando las diferentes relaciones positivas y negativas entre sus niveles de provisión. Una mayor disponibilidad de agua en los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas en los últimos años ha provocado un aumento de la superficie de regadío intensivo con la consiguiente reducción de las superficies de regadío tradicional y de secano. Estos cambios de uso del suelo han dado lugar al aumento del ES de abastecimiento (ingresos) y de los EDS de consumo de agua y contaminación de acuíferos, mostrando una muy importante relación entre los mismos. La disminución de ES de biodiversidad y las oportunidades de recreación que estos cambios de las orientaciones productivas pueden originar sugieren que se formulen políticas con medidas de gestión que primen la naturalidad y sostenibilidad de los agroecosistemas, permitiendo la supervivencia de regadíos tradicionales y secano, con la finalidad conservar los servicios culturales y de soporte de la biodiversidad de estos agroecosistemas. En este sentido, además de los incentivos que pueden recibir los agricultores mediante por ejemplo los “pagos verdes” de la Política Agraria Común por mejorar el desempeño medioambiental, cabe implementar

instrumentos de mercado, como puede ser etiquetas y distintivos que funcionen como señal de calidad para las producciones de agroecosistemas que provean ES culturales o de soporte a la biodiversidad.

CAPÍTULO 3. SERVICIO ECOSISTÉMICO DE REGULACIÓN CLIMÁTICA

1. Introducción

La función principal de los agroecosistemas es la producción tradicional de alimentos y fibras. Sin embargo, estos sistemas ofrecen otros bienes y servicios, que se denominan servicios ecosistémicos (ES) (Maes et al., 2016). Estos servicios pueden definirse como las contribuciones de un ecosistema al bienestar humano, que generalmente se clasifican en servicios de abastecimiento, soporte, regulación y culturales (MEA, 2005). Los ES proporcionan un marco para identificar y analizar todos los productos agrícolas (Maes et al., 2016). Entre los ES de regulación, los agroecosistemas pueden proporcionar el control de la erosión del suelo, el control de las inundaciones, la polinización de los cultivos o la regulación del clima (Smith et al., 2013; Locatelli, 2016). Estos servicios facilitan la regulación y preservación de las funciones vitales de los ecosistemas que mejoran la salud y el crecimiento de la población, además de implicar relaciones entre los elementos bióticos y abióticos de los ecosistemas (Locatelli, 2016). En este capítulo, la regulación del clima es el ES objeto de estudio. Este ES interviene en la regulación de procesos relacionados con la composición química de la atmósfera, las precipitaciones, la calidad del aire, el efecto invernadero y la moderación de las temperaturas extremas, entre otros (Smith et al., 2013), y ha adquirido una especial relevancia en el contexto actual de cambio climático.

El efecto frío de la vegetación es uno de los indicadores relacionados con el ES de la regulación climática (MEA, 2005), también conocido como "regulación climática local y regional" en el sistema de clasificación CICES (Haines-Young & Potschin, 2018). Este fenómeno climático contribuye al control de la temperatura al disminuir la intensidad de los valores extremos de temperatura (Lobell et al., 2008). La regulación del clima se genera por el efecto oasis de la evaporación del agua, la fotosíntesis y la provisión de sombra, que influye en los procesos convectivos y de evapotranspiración (Xu et al., 2017). Así, la agricultura de regadío genera un efecto frío por riego (ICE) (Bonfils & Lobell, 2007). Al igual que otros fenómenos climáticos a escala local, como la isla de calor urbana (Estoque et al., 2017), se ve afectado por los cambios en el uso y/o la cobertura del suelo (Duveiller et al., 2018).

Un indicador de ES de regulación climática, como el ICE, puede utilizarse para mostrar la capacidad de los ecosistemas agrícolas para modificar la temperatura y contribuir así a la mitigación de uno de los efectos del cambio climático (Locatelli, 2016), especialmente en zonas de clima cálido (Haines-Young & Potschin, 2018). En este sentido, las funciones de los agroecosistemas como el ICE pueden aportar beneficios socioeconómicos a la población (MEA, 2005). El estudio del ICE a nivel espacial promueve la incorporación de

este fenómeno climático en los mapas de ES (Maes et al., 2016). Además, el análisis espacial permite determinar los factores que explican su distribución territorial. Esto es muy útil para orientar e informar la formulación y el desarrollo de políticas relacionadas con la prestación de estos servicios (Crossman et al., 2013).

La Unión Europea ha reconocido el papel fundamental que desempeñan los ecosistemas en la mitigación del cambio climático (Blanco-Canqui et al., 2015), considerando esencial el ES de la regulación climática. La Política Agrícola Común considera la mejora y preservación de los agroecosistemas como una de sus seis prioridades básicas para el desarrollo rural (Hodge et al., 2015), siendo uno de sus objetivos la reducción del impacto del cambio climático a escala local (Duveiller et al., 2018; Blanco-Canqui et al., 2015).

El estudio de los ES de regulación del clima se ha centrado principalmente en el secuestro de carbono y la reducción de la isla de calor urbana mediante la vegetación y la agricultura (Yu et al., 2017; Lie et al., 2017; Hamada et al., 2013; Zardo et al., 2017; Li et al., 2013; Kumar et al., 2017). Mientras tanto, el análisis específico del ICE se ha abordado fundamentalmente a nivel global (Cook et al., 2011; Thiery et al., 2017) o regional (Lobell et al., 2008; Guimberteau et al., 2012; Shaker et al., 2019; Kang & Eltahir, 2019), basándose en modelos climáticos. Sin embargo, los modelos climáticos, dada su resolución espacial, pierden precisión en la modelización de los efectos locales y aportan poca precisión en la caracterización del ICE a nivel local o regional (Zhu et al., 2012).

Por este motivo, para estudiar el ICE en ecosistemas concretos (que proporcionan ES locales), se suelen utilizar técnicas de teledetección. La evaluación del ICE suele realizarse a partir de la temperatura de la superficie terrestre (LST) obtenida de imágenes de satélite (Reyes et al., 2018). La LST no sólo es un factor determinante en el estudio del clima, ya que puede modificar la temperatura del aire (Kumar et al., 2017), sino también un buen indicador del balance energético en la superficie terrestre. Este enfoque se ha utilizado en los agroecosistemas: por ejemplo, en el estudio del papel de los cultivos de regadío en el enfriamiento de las zonas urbanas alrededor del río Yangtze (China) (Wang et al., 2017), en la agricultura de regadío en toda China (Yang et al., 2020), y en la evaluación de la capacidad de los árboles en los ecosistemas agrícolas para reducir la temperatura en el sistema de producción tipo Dehesa en España (Vlassova et al., 2016).

Para determinar los factores que influyen en la reducción de la LST y, por tanto, en la provisión de ES de regulación climática, se ha utilizado la modelización de regresión multivariante (Karnieli et al., 2010). La naturaleza espacial de los datos hace que el uso de técnicas econométricas convencionales, como los mínimos cuadrados ordinarios (OLS), pueda no ser adecuado cuando los residuos presentan problemas de no

normalidad o dependencia espacial (Anselin, 1988). Cuando la dependencia espacial está presente, se ha propuesto el uso de la regresión local ponderada geográficamente (GWR) (Acharya et al., 2018). El uso de este tipo de modelo es cada vez más frecuente en los estudios con datos espaciales (Acharya et al., 2018; Arabameri et al., 2019; Zhao et al., 2018). De hecho, el uso de modelos GWR ha sido utilizado previamente para estudiar las relaciones entre la LST y sus factores de influencia en el contexto de la isla de calor urbana (Zhao et al., 2018; Ivajnsič et al., 2014; Tian et al., 2012; Zhou & Wang, 2011; Yin et al., 2018) pero no en la generación del ICE.

En este contexto, este capítulo propone la cuantificación del ICE en agroecosistemas a escala local, a través del estudio de los patrones espaciales de reducción de la LST producidos en la agricultura de regadío. Se utilizan los modelos OLS y GWR para comprobar qué método permite su correcta cuantificación (Zhao et al., 2018; Ivajnsič et al., 2014).

Además de la existencia de un efecto frío en los agroecosistemas de regadío de la zona de estudio, se estudian los factores que determinan el ICE (Karnieli et al., 2010). Para ello se utilizan técnicas de regresión multivariante, prestando especial atención al carácter de la muestra. La modelización permite cuantificar el efecto de los cambios de uso y cobertura del suelo sobre este fenómeno climático y, en definitiva, sobre el ES de la regulación climática. Esta cuantificación es importante para obtener datos de temperatura que permitan la posterior valoración conjunta de los ES en estos agroecosistemas (Crossman et al., 2013; Blanco-Canqui et al., 2015).

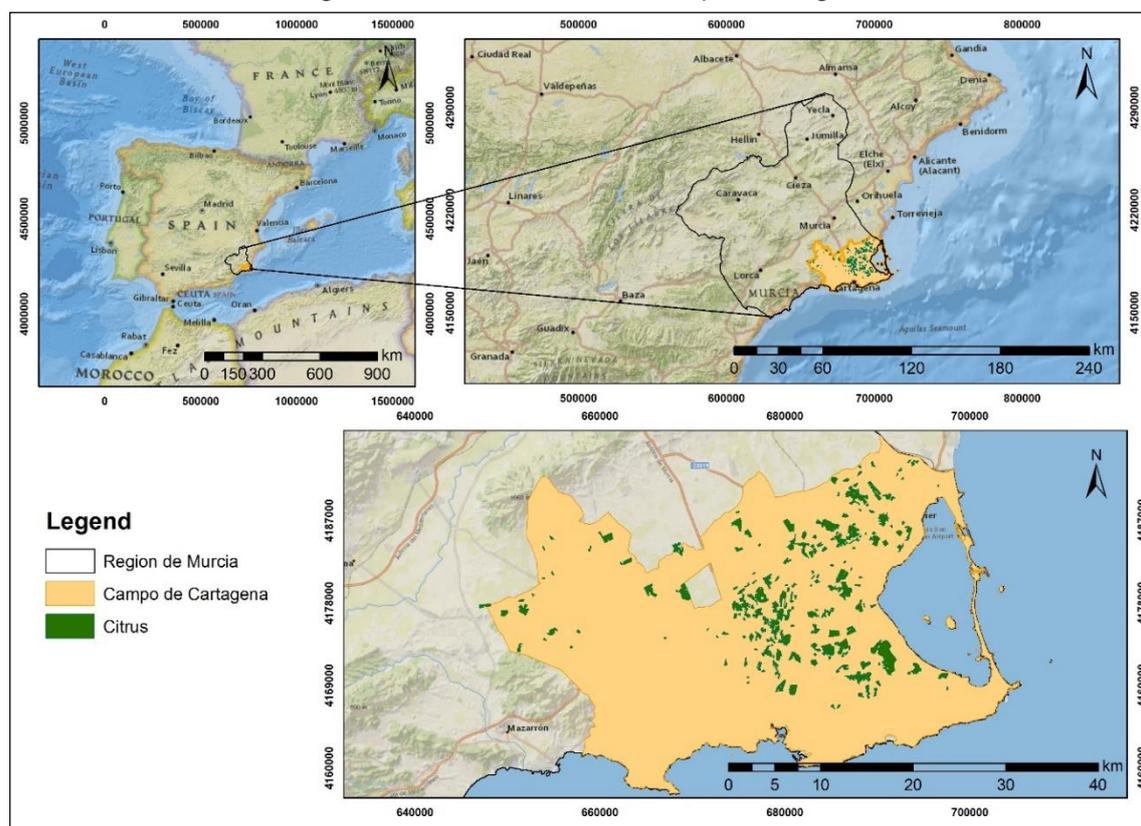
Para conseguir este objetivo se estudian los cultivos de cítricos de regadío en una región agrícola del Mediterráneo occidental con recursos hídricos limitados. En los últimos 40 años, la zona ha sufrido un profundo cambio en el uso del suelo, pasando de sistemas de secano a regadío, especialmente en el caso de los cítricos. Esto también ha sucedido en otras zonas de la cuenca mediterránea (Malek & Verburg, 2018), Florida (Volk et al., 2017) y California (Roberts et al., 2015), lo que hace que este caso de estudio sea de interés más allá de la escala local.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

La comarca agraria del Campo de Cartagena, situada en la Región de Murcia (sureste de España; véase la Figura 8), está afectada por un clima semiárido, con una temperatura y una pluviometría medias anuales de 18 °C y 350 mm, respectivamente.

Figura 8. Zona de estudio Campo Cartagena.



Fuente: Elaboración propia.

El uso de los recursos hídricos del trasvase Tajo-Segura ($122 \text{ hm}^3/\text{año}$) y de las aguas subterráneas ($89.44 \text{ hm}^3/\text{año}$) (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018) ha hecho que esta región haya experimentado, en las últimas décadas, un cambio muy importante tanto en los usos del suelo como en las orientaciones productivas actuales (Alcon et al., 2014). Así, esta región ha aumentado su superficie agrícola de regadío en un 57.13% en el periodo 1984-2016. En la actualidad, hay un total de 47,430 ha de regadío, mientras que las tierras de secano han disminuido a 13,896 ha (CREM, 2022a). De las tierras de regadío en la zona de estudio, hay una notable extensión (8,000 ha) dedicada al cultivo de cítricos (limoneros, naranjos, mandarinos y pomelos).

2.2. Metodología

Para cuantificar el ICE a través del estudio de los patrones espaciales de LST, se recopiló información de 216 parcelas de cítricos registradas en el Campo de Cartagena en 2016 a partir del Sistema de Información sobre la Ocupación del Suelo en España (SIOSE) (SIOSE, 2018). Estas parcelas tienen un sistema de riego por goteo y una superficie media de 3.10 ha. Todas las parcelas tenían el mismo suministro medio de agua gestionado por las Comunidades de Regantes. Para cada parcela, se midió tanto la LST como los diferentes factores que influyen en ella. Los factores que podrían explicar la

variabilidad de la LST fueron elegidos a través de una revisión de trabajos previos relacionados (Wang et al., 2017; Liou et al., 2017): temperatura del aire (TAIR), Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI), distancia a la costa (DIST-COAST), altitud, pendiente y orientación dominante. Las técnicas utilizadas para la estimación de los factores fueron la teledetección y el uso de bases de datos espaciales con herramientas GIS.

Este trabajo complementa el estudio de Zabala et al. (2021a), que trató de identificar todos los ES de la agricultura mediterránea de regadío. Uno de los ES identificados como relevantes fue la regulación climática. Considerando el consumo de agua como un factor limitante, se observan cambios en el suministro de este ES. Estos cambios se producirán al pasar de un agroecosistema de regadío a uno de secano, como consecuencia de la escasez de agua en la zona. Sin embargo, el ES de regulación climática no se había cuantificado anteriormente, siendo este trabajo el primero en obtener el ES de regulación climática mediante el cálculo de la LST a partir de imágenes de satélite. De hecho, el ES de regulación climática local es el ES menos cuantificado en los agroecosistemas. Además, también se ha tenido en cuenta el consumo de agua, con un análisis de las compensaciones con otros servicios ecosistémicos.

2.2.1. Extracción de la temperatura de la superficie terrestre y sus factores de influencia

La LST (en °C) se obtuvo de imágenes satélites de los sensores remotos Landsat 5-TM y Landsat 8-OLI-TIRS. Las mismas, que proceden del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), cuentan con bandas multispectrales con una resolución espacial de 30 m (en bandas térmicas 120 m y 100 m para Landsat 5 y 8 respectivamente), y sistema de coordenadas ETRS89. Estas imágenes se capturaron en condiciones claras (0% de cobertura de nubes), en fechas de verano (el 19 de Julio de 1984 y el 27 de Julio de 2016), y han sido corregidas radiométricamente, pasando valores de Niveles Digitales a valores por encima de la atmósfera.

Para contrastar la influencia del regadío en la LST se han tomado como referencia los años 1984 (periodo de transformación en la zona de secano a regadío por la aportación de aguas del trasvase) y 2016, mientras que para determinar los factores de influencia, se seleccionó solamente la imagen más reciente del año 2016, en fechas de verano, como es habitual en otros estudios (Estoque et al., 2017; Thiery et al., 2017; Yin et al., 2018; Godinho et al., 2016; Sekertekin & Bonafoni, 2020; Kong et al., 2014), debido al gran impacto que tiene el riego en las temperaturas extremas y la escasa influencia en otras estaciones del año.

Para la obtención de la LST se utilizó la técnica de Chander & Markham (2003). Esta técnica fue propuesta por USGS (2018), no requiere variables climáticas, y se utiliza generalmente para extraer esta variable a partir de información satelital utilizando la expresión:

$$LST = \frac{T_B}{1+W*\left(\frac{T_B}{P}\right)*\ln(LSE)}, \quad (3)$$

donde T_B es la temperatura de brillo, W es la longitud de onda de la radiación emitida, P es una constante (14,380), y LSE es el factor de corrección de la emisividad propuesto por Sobrino et al. (2004). Las dos primeras variables las proporciona la imagen utilizada.

Para explicar los factores de la LST, se obtuvo información de las siguientes variables:

- NDVI y NDWI, obtenidas de la misma imagen de satélite:

$$NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R}, \quad (4)$$

$$NDWI = \frac{NIR-SWIR}{NIR+SWIR}, \quad (5)$$

Donde (para Landsat 5 y 8): NIR es el infrarrojo cercano (bandas 4 y 5), R es el rojo visible (bandas 3 y 4), y SWIR el infrarrojo medio (bandas 5 y 6). La combinación de estas bandas permite medir la intensidad de verdor de la vegetación y la cantidad de agua que contiene (Zheng et al., 2019). Los valores de estos índices oscilan entre -1 a 1; cuanto mayor sea el valor, más sana y densa será la vegetación. Las diferencias en los valores vienen determinadas por el riego de la zona, tras confirmar la ausencia de precipitaciones los días anteriores a la imagen de satélite seleccionada. Para el mes anterior, no se produjeron eventos de lluvia (0 mm) en el área de estudio (SIAM, 2018).

-TAIR medio en °C, basado en la interpolación de los valores de TAIR de las estaciones meteorológicas de la zona de estudio (SIAM, 2018).

-Altitud media (m), pendiente media (°), y orientaciones (-1: umbría, 0: plano, 1: solana) a partir del Modelo Digital de Elevación (CNIG, 2018). Dadas las diferentes formas de las parcelas, se seleccionaron los promedios de las mismas para obtener las altitudes y pendientes medias. En el caso de las orientaciones, se seleccionó el valor de orientación más frecuente de la parcela.

-Promedio de la distancia a la costa (DIST-COAST) de las parcelas de cítricos de regadío (km) (SIOSE, 2018). La región de estudio es adyacente al mar Mediterráneo, que se ve afectado en gran medida por las corrientes marinas y el viento.

La información utilizada en este estudio, tal y como se describe en la Tabla 5 del Anexo II, está íntegramente recogida en un repositorio de datos (Martínez-Paz, 2019), donde se muestran los datos de las variables utilizadas para las 216 parcelas de cítricos.

2.2.2. Modelo de regresión espacial

El método OLS es el más utilizado para estimar un modelo de regresión lineal. Esto se debe a su simplicidad y al carácter óptimo de los parámetros estimados para conjuntos de datos transversales. Esta técnica se ha utilizado para estudiar muestras distribuidas en el espacio, suponiendo que las relaciones son espacialmente constantes (Ivajnsič et al., 2014). Un modelo de regresión global se expresa como:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_n x_{in} + \varepsilon_i \quad (6)$$

donde, para cada observación i , y_i es la variable dependiente, x_{i1} a x_{in} son las variables independientes, β_0 es la constante, β_1 a β_n son los coeficientes estimados y ε_i es el error de muestreo, siendo estos parámetros invariantes.

Sin embargo, la estimación OLS con datos espaciales suele incumplir una de las hipótesis básicas de esta técnica, como es la independencia de los residuos. Los residuos están autocorrelacionados espacialmente debido a la dependencia espacial de la variable de estudio. Esto hace que los estimadores OLS sean ineficientes y, por tanto, el modelo adolece de una mala especificación.

Para determinar el grado de concentración o dispersión espacial de los datos, se aplica un indicador de autocorrelación espacial, como el Índice I de Moran (Fotheringham et al., 2003; Hadayeghi et al., 2010). En presencia de autocorrelación espacial, es necesario aplicar una técnica específicamente diseñada para tratarla y modelarla, como es el caso del GWR (Acharya et al., 2018; Arabameri et al., 2019; Zhao et al., 2018).

La técnica GWR permite estimar modelos de regresión multivariante incorporando la dependencia espacial de los datos. El modelo GWR hace que las estimaciones de los coeficientes sean una función de la localización y los cuantifica por separado e independientemente para cada unidad de muestreo, pasando de un análisis global a uno local (Fotheringham et al., 2003). El modelo GWR puede expresarse como:

$$y_i = \beta_0(\mu_i, v_i) + \beta_1(\mu_i, v_i)x_{i1} + \dots + \beta_n(\mu_i, v_i)x_{in} + \varepsilon_i \quad (7)$$

donde (μ_i, v_i) indica las coordenadas de cada observación (que actúan como pesos), y $\beta_0(\mu_i, v_i)$ a $\beta_n(\mu_i, v_i)$ son los coeficientes del modelo (que varían con la localización). Así, para cada observación, la estimación proporciona tanto un valor para cada coeficiente como una

medida del ajuste, lo que permite estudiar individualmente la variación local y los efectos de las variables.

En la asignación de los pesos del modelo GWR se utilizó un esquema de ponderación conocido como kernel gaussiano adaptativo (Hadayeghi et al., 2010). Asigna una ponderación más alta a las observaciones más cercanas, mientras que gradualmente disminuye esta ponderación con el aumento de la distancia entre las dos observaciones en un determinado ancho de banda, calculada para cada caso por validación cruzada (Fotheringham et al., 2003).

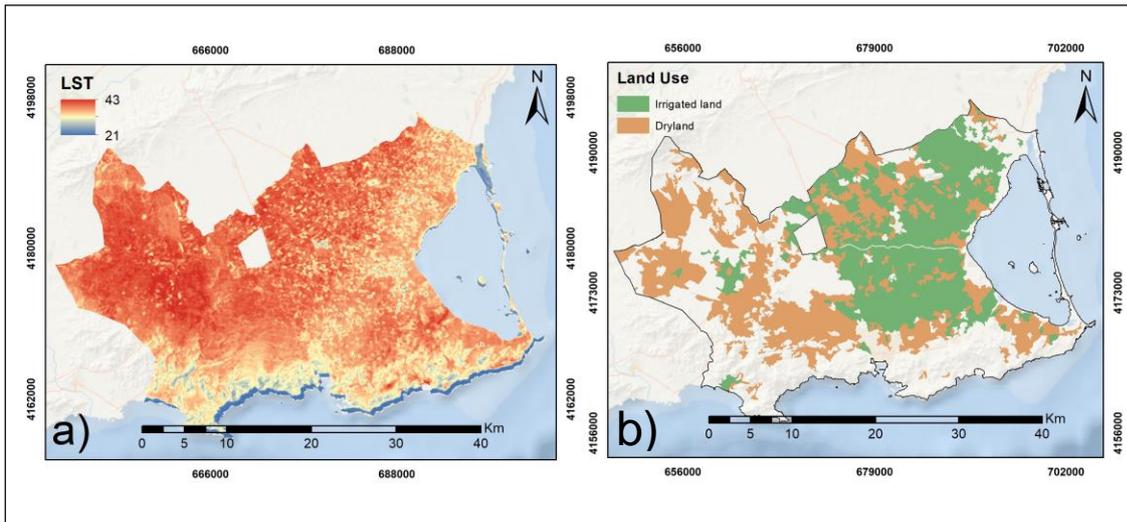
Para comparar la calidad de los modelos, se utilizó el criterio de información de Akaike corregido (AICc) y el coeficiente de determinación corregido (R^2c) (Anselin, 1988). Además, con fines de predicción, se utilizó el error cuadrático medio (RMSE) para comparar la medida de rendimiento de los modelos finales (Gutiérrez-Puebla et al., 2012).

3. Resultados

3.1. Distribución espacial de la temperatura de la superficie terrestre

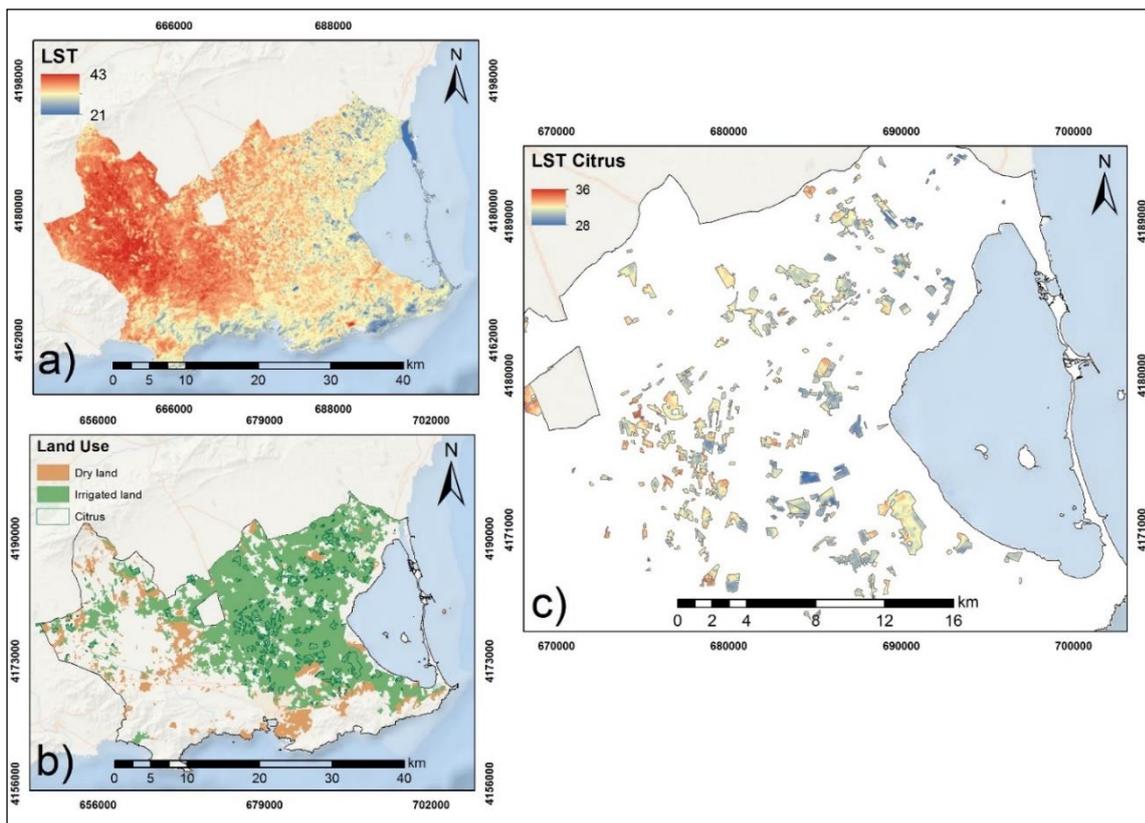
La distribución espacial de la temperatura superficial terrestre (LST) y los usos del suelo para los dos años objeto de estudio en el Campo de Cartagena viene recogida en las Figuras 9 y 10. En ambos años la LST es más alta en el oeste y más baja en el este y sur, mostrando una tendencia general al alza del sureste al noroeste. En el año 2016, las LST localizadas al este de la comarca agraria son mucho más bajas, correspondiente a la agricultura de regadío de la zona, siendo más altas al oeste, donde hay una menor extensión del regadío. En cambio, en el año 1984, no se localizan extensas áreas de bajas temperaturas asociadas al regadío. Además, la LST de las parcelas de cítricos muestra diferencias temporales, siendo más alta en 1984 (33.71°C) que en 2016 (32.47°C).

Figura 9. LST (°C) (a) y usos del suelo (b) en el año 1984 del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 10. LST comarcal (°C) (a); usos del suelo agrícola (b); y LST (°C) en parcelas de cítricos (c) en el año 2016 del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

3.2. Análisis de diferencias de la temperatura de la superficie terrestre

Las diferencias en LST que puedan estar asociadas al efecto frío del riego han sido analizadas para los años de estudio (2016 y 1984), la temperatura del aire y el uso del suelo a través de un contraste de diferencia de medias. El contraste de las diferencias

temporales de LST sobre las parcelas de cítricos censadas en 2016 indican que dichas diferencias son significativas (sig. <0.01), con unas temperaturas medias en superficie mayores (2.47°C) en el año 1984 que en el 2016.

Dado que la diferencia temporal de LST puede venir explicada por la diferente temperatura del aire (TAIR) en los días en los que se realizó la medida, se ha llevado a cabo un contraste de diferencia de TAIR. Esto confirmó que existe una diferencia significativa de casi 1° C (0.93°C) en TAIR entre ambos años. Pero es en el año 1984, el que tiene una LST más alta, el que registra una TAIR más baja, de modo que esta no es la razón de las diferencias de LST interanuales encontradas.

Por otro lado, para comprobar si el distinto uso de suelo puede ser el responsable de las diferencias en LST, la comparación de la LST de las parcelas en 1984 ha sido realizada distinguiendo entre secano y regadío en dicha fecha. Para ello, se calculó el índice NDVI de las parcelas para la imagen satélite del año 1984 con la finalidad de distinguir las áreas de secano de las de regadío. Con este análisis se vio que existía una distribución igualitaria del tipo de uso en las parcelas (51% de regadío y un 49% de secano) en el año 1984. El test de diferencia de medias de las LST de las dos muestras (Regadío1984 vs Secano1984) revela la existencia de diferencias estadísticamente significativas, siendo la LST media de las parcelas de secano 2.09 °C superior a las del regadío. Este resultado confirma que las diferencias de LST vienen explicadas por el distinto uso del suelo.

3.3. Modelos de temperatura de la superficie terrestre

Tras este análisis que comprueba el efecto frío del regadío, se analizó los factores de influencia de la LST del 27 de julio de 2016 extraída de la imagen satélite del sensor remoto Landsat 8. La imagen corresponde al periodo en el que se produjeron las temperaturas más altas del año en la zona de estudio (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018).

Se analizaron siete factores, cuyos estadísticos descriptivos y distribuciones espaciales se muestran en la Tabla 5 y la Figura 2 del Anexo II, respectivamente. Las parcelas de cítricos tenían altitudes y pendientes medias de 58.56 m y 1.50 °, respectivamente. Las parcelas con mayores altitudes y pendientes se localizaron en las zonas oeste y sur del área de estudio. De las parcelas, el 75.25 % tenían una orientación plana, la distancia media a la costa de las parcelas era de 9.65 km (las parcelas más alejadas del mar estaban a 31 km y las más cercanas a 0.5 km), y la media de la TAIR era de 25.88 °C (con temperaturas mínimas y máximas de 24.88 y 26.63 °C, respectivamente). De los

índices espectrales se obtuvo un NDVI medio de 0.34 y un NDWI medio de 0.07 (con valores máximos de hasta 0.67 y 0.31, respectivamente).

A partir de los factores seleccionados para explicar el ICE, se ajustó primero un modelo de regresión lineal múltiple mediante un procedimiento OLS. Se eliminaron de manera individualizada las variables no significativas, obteniendo un modelo con tres factores significativos: NDVI, NDWI y la distancia de las parcelas a la costa (DIST-COAST). Esta especificación explicaba prácticamente tres cuartas partes de la variabilidad de la LST en las parcelas de cítricos de regadío ($R^2c = 0.722$), sin problemas de multicolinealidad o estacionariedad (Greene, 1997) (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados del primer modelo de regresión OLS y GWR.

Variables	Modelo OLS-1		Modelo GWR-1			
	Coefficientes	P.valor	Min	Media	Max	SD
Constante	32.824	0.000	31.687	33.146	36.727	0.934
NDVI	-2.881	0.001	-5.357	-2.968	-1.060	0.698
NDWI	-7.010	0.000	-10.426	-6.653	-1.294	1.524
DIST-COAST	0.113	0.000	-0.066	0.099	0.187	0.045
Observaciones	216		216			
R^2c	0.722		0.763			
AICc	517.163		493.895			
Índice I Moran (P.valor)	0.227 (0.000)		0.037 (0.072)			
Patrón	Agrupación		Agrupación			

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 6 presenta los resultados del primer modelo GWR, con un ajuste mejorado respecto al modelo OLS (mayor R^2c y menor AICc). Aunque el uso de este modelo disminuyó la autocorrelación espacial, no se corrigió por completo y todavía había un patrón espacial agrupado en los residuos, lo que indica que el modelo estaba mal especificado.

Dado que DIST-COAST, una de las tres variables significativas, presentaba a su vez un patrón espacial de agrupación (índice I de Moran = 0.695, P. valor = 0.000), se volvió a realizar la estimación con los dos factores restantes, tanto por OLS (OLS-2) como por GWR (GWR-2), obteniéndose los resultados que se presentan en la Tabla 7. El modelo OLS-2 tuvo un peor ajuste ($R^2c = 0.544$) y siguió mostrando autocorrelación espacial, mientras que el modelo GWR-2 mejoró el ajuste ($R^2c = 0.77$, AICc = 490.11) y neutralizó el efecto de dependencia espacial (patrón aleatorio).

Tabla 7. Resultados del segundo modelo de regresión OLS y GWR.

Variables	Modelo OLS-2		Modelo GWR-2			
	Coefficientes	P.valor	Min	Media	Max	SD
Constante	34.337	0.000	32.680	33.907	35.163	0.703
NDVI	-4.364	0.000	-7.570	-2.997	1.702	1.990
NDWI	-6.144	0.000	-12.799	-6.514	-1.058	2.975
Observaciones	216		216			
R ² c	0.544		0.769			
AICc	622.896		490.107			
Índice I Moran (P.valor)	0.227 (0.000)		0.005 (0.992)			
Patrón	Agrupación		Aleatorio			

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados muestran que la variable DIST-COAST provocó una distribución espacial agrupada de los residuos del modelo local. Por lo tanto, se eliminó del conjunto de siete factores iniciales considerados. Finalmente, se estimaron los modelos con los seis restantes, obteniéndose los resultados que se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Resultados del tercer modelo de regresión OLS y GWR.

Variables	Modelo OLS-3		Modelo GWR-3			
	Coefficientes	P.valor	Min	Media	Max	SD
Constante	33.334	0.000	31.356	33.007	34.404	0.697
NDVI	-3.217	0.001	-6.264	-2.145	0.962	1.614
NDWI	-6.686	0.000	-11.955	-7.775	-2.317	2.366
Altitudes	0.011	0.000	0.004	0.015	0.0456	0.010
Observaciones	216		216			
R ² c	0.683		0.781			
AICc	544.910		480.171			
Índice I Moran (P.valor)	0.265 (0.000)		-0.006 (0.936)			
Patrón	Agrupación		Aleatorio			
RMSE	0.818		0.726			

Fuente: Elaboración propia.

En este modelo, tanto la estimación OLS como la GWR muestran tres factores explicativos significativos: los dos ya presentes en las especificaciones anteriores (NDVI y NDWI) más la altitud sobre el nivel del mar de la parcela (Altitudes). Mientras que los problemas de autocorrelación espacial persistían en la estimación OLS, los residuos tenían un patrón aleatorio en la estimación GWR. A su vez, el modelo GWR mostró el mejor ajuste (R²c = 0.78, AICc = 480.17) de todos los modelos presentados.

El análisis de la varianza (ANOVA) del modelo GWR (Tabla 9) confirmó que la especificación GWR mostró el mejor ajuste, donde hubo una reducción significativa de la magnitud de los residuos. Además, los valores más bajos de RMSE en el modelo GWR

indican menores diferencias entre los valores predichos y los observados que en el modelo OLS. Cabe señalar que se probaron las especificaciones no lineales y las interacciones entre los factores, los cuales no fueron significativas.

Tabla 9. ANOVA de la mejora en el ajuste del modelo de GWR sobre OLS.

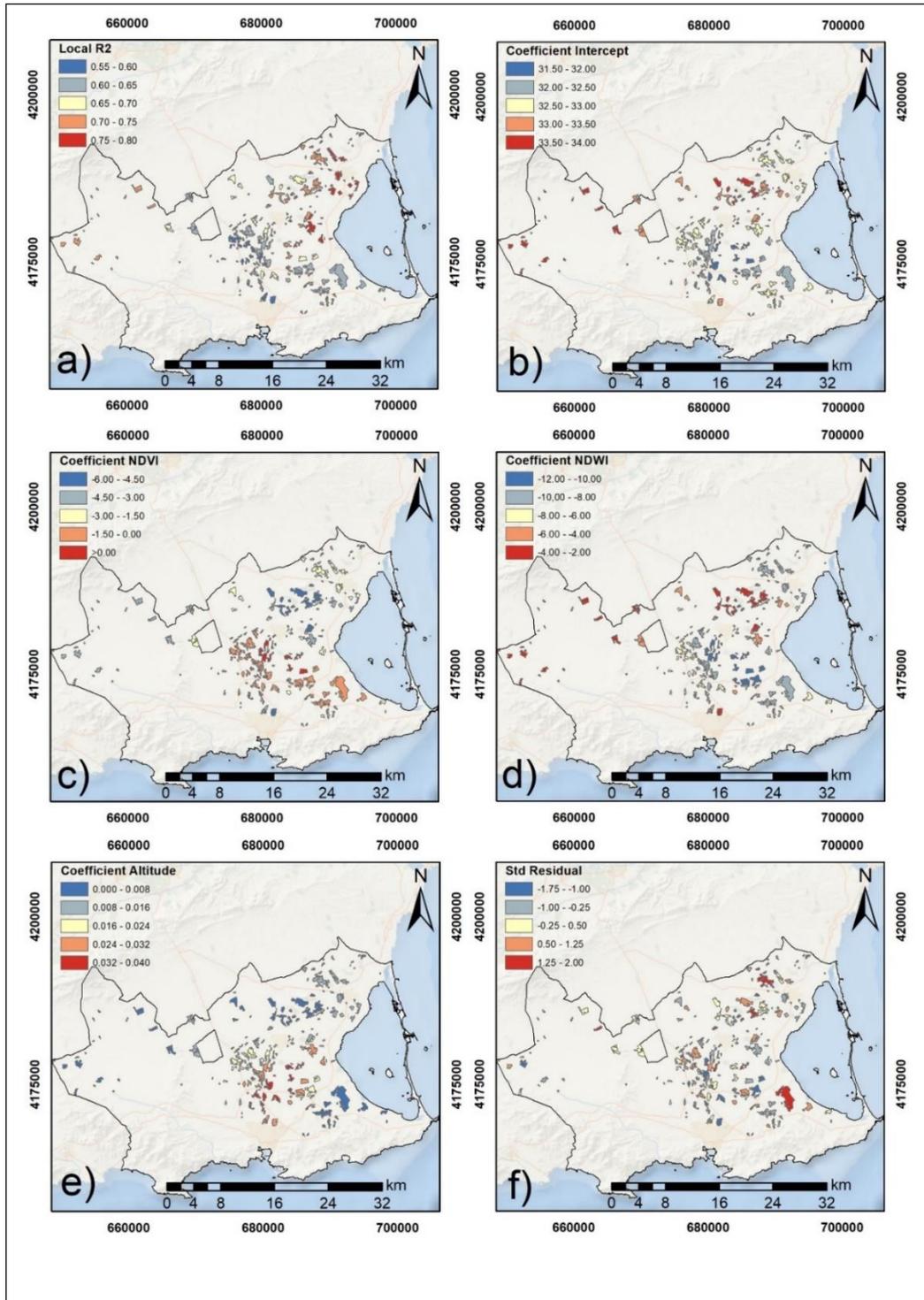
Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	P.valor
Residuos OLS	150.282	3	-	-	-
Mejora GWR	57.598	27.385	2.103	-	-
Residuos GWR	92.684	185.615	0.499	4.214	0.000

Fuente: Elaboración propia.

Por lo tanto, el modelo GWR cumplió todos los criterios de validación econométrica y explicó el 78% de la varianza de la LST, basándose en tres variables. Así, un mayor NDVI o NDWI, o una menor altitud, reducen la temperatura superficial de las parcelas de cítricos. Basándose en los valores medios de los coeficientes del modelo, cada punto adicional de NDVI redujo la LST en 2.15 °C, cada punto de NDWI redujo la LST en 7.78 °C, y cada 100 metros de altitud sobre el nivel del mar aumentó la temperatura de las parcelas en 1.50 °C.

El modelo GWR también permite evaluar los cambios en las relaciones locales entre la LST y sus factores explicativos en todos los puntos de la muestra. Estudiando el ajuste local para cada una de las parcelas de cítricos del área de estudio, se obtuvieron los valores locales de R^2 del modelo GWR-3 (como se muestra en la Figura 11a). La Figura 11a también muestra que las parcelas más cercanas a la costa, especialmente las del noreste, explicaron mejor la variación de la LST modelizada. Además, la variación de los coeficientes de regresión locales del modelo GWR-3 (Figuras 11b, 11c, 11d y 11e) reflejaron la heterogeneidad espacial de los ajustes. Mientras tanto, la representación de los residuos estándar del modelo GWR-3 (Figura 11f) confirmó el patrón espacial aleatorio.

Figura 11. Distribución espacial de R^2 local (a); coeficientes locales del modelo GWR: constante (b), NDVI (c), NDWI (d), Altitudes (e); y residuos estándar (f).



Fuente: Elaboración propia.

3.4. Predicciones de temperatura de la superficie terrestre basadas en los cambios de uso y cobertura del suelo

Se ha demostrado la utilidad estructural del modelo GWR-3. Este modelo permite identificar los factores que explican el ICE del sistema agrícola. Además, este modelo tiene una utilidad predictiva que permite determinar los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre los servicios ecosistémicos objetivo (Gutiérrez-Puebla et al., 2012).

Por ejemplo, una disminución de los caudales de riego disponibles en la zona de estudio (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018) provocaría la sustitución de los cultivos de regadío por otros de secano. En este caso, los valores de los índices espectrales (NDVI y NDWI) se modifican, mientras que las altitudes de las parcelas permanecen invariables.

Los valores de ambos índices para los cultivos de secano más representativos de la zona (almendro, cultivos herbáceos y pastizales) se obtuvieron mediante teledetección para las parcelas cercanas a estos cultivos en la fecha de referencia. A partir de ellas se predijo la LST para las 216 parcelas de la muestra, asumiendo que las parcelas estaban ocupadas por cada uno de estos cultivos. De este modo se obtuvieron los resultados que se muestran en la Tabla 10, donde también se incluye el valor medio predicho por el modelo para la situación actual de los cítricos de regadío.

Tabla 10. Predicciones de LST para tierras de regadío y de secano.

Crops	NDVI (-1, 1)	NDWI (-1, 1)	LST predicha (°C)	Dif. Media cítricos vs secano (P.valor)
Cítricos	0.342	0.065	32.425	-
Almendros	0.180	-0.033	33.624	1.199 (0.000)
Herbáceos	0.169	-0.039	33.649	1.224 (0.000)
Pastizales	0.187	-0.044	33.642	1.217 (0.000)

Fuente: Elaboración propia.

La diferencia de temperatura media fue significativamente mayor en los cultivos de secano, respecto a la referencia de los cítricos de regadío. El incremento medio osciló entre 1.20 °C y 1.22 °C, lo que indica un aumento de la LST cercano al 4%.

4. Discusión

En este trabajo se determinó que la reducción de temperaturas que ha tenido lugar en el cultivo de cítricos en los últimos años estaba determinada por el cambio de los usos del suelo. Se confirmó el ICE del cultivo de cítricos mediante modelos de regresión lineal múltiple, observando, mediante el Índice I de Moran, que las estimaciones realizadas mediante OLS no eran adecuadas, dada la dependencia espacial de las observaciones. La aplicación de la técnica GWR, tras la selección de los factores adecuados, parece

apropiada para eliminar el sesgo de dependencia espacial. El GWR dio un modelo que se ajustaba mejor a las observaciones. Así, los modelos GWR produjeron predicciones significativamente mejores de la LST que los modelos OLS, de acuerdo con los resultados de otros estudios (Zhao et al., 2018; Zhou & Wang, 2011; Hu & Xu, 2019; Alibakhshi et al., 2020) que utilizaron modelos locales para explicar la variable LST.

Así, en el estudio del fenómeno ICE, se ha observado que los modelos OLS no identifican con precisión la variación espacial de la LST en un entorno agrícola heterogéneo, como el estudiado aquí. En comparación con estas regresiones convencionales, los modelos GWR tienen el potencial de permitir una mejor comprensión del ICE y de los factores asociados. Así, se pudo visualizar la variación espacial para cada una de las parcelas de cítricos consideradas con una mejor explicación de la reducción de la LST (mayor R^2 local) en las parcelas cercanas a la costa, y con una tendencia a la disminución de la LST en dirección NE-SO. Asimismo, los tres factores que influyen en el ICE difieren en su comportamiento entre las parcelas. La intensidad de la reducción de la temperatura fue mayor en el sector nororiental de esta zona agrícola, cuando se tuvo en cuenta el NDVI, y en la parte centro-este considerando el NDWI. En cuanto a las altitudes, se observó un mayor aumento de la LST en las zonas centrales. Así, la mayor cobertura vegetal y el mayor contenido de agua de la vegetación favorecen la provisión de ES de regulación climática.

La relación inversa de la LST y el NDVI mostrada en este estudio es consistente con los resultados de numerosos trabajos (Deng et al., 2018; Yuan et al., 2017), confirmando el papel de la vegetación en la reducción de las temperaturas superficiales a través de la transferencia de calor latente desde la superficie a la atmósfera por evapotranspiración. Además, los valores de LST mostraron una relación inversa con el NDWI (Serrano et al., 2019), lo que demuestra la importancia del agua retenida en los cultivos para reducir la temperatura superficial.

En cuanto al tercer factor (la altitud de la parcela) el resultado fue, en principio, contraintuitivo, ya que la mayor elevación de una parcela sobre el nivel del mar se asoció con un aumento de la LST. Sin embargo, dadas las especiales características de la región, con bajos niveles de altitud (la mayoría de las parcelas coinciden con la llanura costera) y la proximidad a la costa, este efecto era de esperar. Además, dada la baja altitud media de la zona, ha habido otros estudios (Ivajnšič et al., 2014) que han confirmado una relación directa entre la elevación y la LST en zonas de baja altitud.

Se determinaron los efectos de los cambios en el uso y la cobertura del suelo sobre el ICE. Se encontraron diferencias de hasta 1.22 °C entre los cultivos de cítricos de regadío

y los de secano en la zona de estudio. Estas diferencias en la LST se debieron a la diferente capacidad térmica, rugosidad y albedo superficial que tiene cada tipo de uso del suelo (Deng et al., 2018). Estas diferencias (entre las tierras de regadío y las de secano) coincidían con las encontradas en otros estudios: Yang et al. 2020 mostraron que el riego reducía la LST diurna en 1.15 K en China; y Lemus-Canovas et al. (2020) mostraron que las zonas verdes de las ciudades pueden disminuir la LST hasta 1.9 °C, en comparación con las zonas urbanas. Además, Liu et al. (2019) demostraron que los campos de arroz de regadío experimentaron una reducción de la temperatura de 1.85 K, en comparación con los campos de maíz de secano.

Para evaluar la importancia relativa del ICE, se realizó un estudio comparativo del ICE y el resto de los servicios (ES) y contra-servicios (EDS) ecosistémicos presentes en este agroecosistema. Utilizando los resultados de un estudio reciente (Zabala et al., 2021a) en el que se identificaron ES significativos (regulación del clima, productividad de los cultivos y biodiversidad) y EDS (contaminación de las aguas subterráneas y suministro de agua) en este mismo agroecosistema y área de estudio, se calcularon las compensaciones. Cuando se produce un cambio de uso del suelo de secano a cultivos de cítricos de regadío, el ES de regulación climática (reducción de la LST en 1.22 °C) no es el único que se ve afectado. Este cambio de uso del suelo conllevaría un aumento de la productividad agrícola, con un valor medio de 23.000 €/ha, y una reducción de la biodiversidad en un 40% de las especies de aves de esta zona, a pesar de un aumento de la diversidad de organismos del suelo. Por otro lado, también se producirían EDS, como el consumo de agua, con valores en torno a los 6,000 m³/ha y un aumento de la contaminación de las aguas subterráneas de 225 mg NO₃/L.

De este modo, es posible considerar los efectos que las restricciones en la disponibilidad de agua en la zona pueden tener sobre el LST, dada la escasez de este recurso (Perni & Martínez-Paz, 2013). La restricción del agua de riego transformaría las actuales parcelas de cítricos en tierras de secano, además de alterar el fenómeno del efecto frío y el resto de ES/EDS que proporciona el agroecosistema.

Aunque este cambio en la temperatura superficial puede parecer pequeño (3.62% de enfriamiento), tiene gran importancia en zonas áridas y semiáridas como el Campo de Cartagena, dada su influencia en los rendimientos agrícolas. El aumento de las temperaturas acorta el ciclo de los cultivos y, en consecuencia, altera la idoneidad climática local para determinados cultivos (Calzadilla et al., 2013). Asimismo, como es bien sabido en los agroecosistemas, la provisión de sombra y la reducción de las temperaturas permite mayores tasas de infiltración y retención de agua, la regulación de la calidad del aire, la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y una

mayor variedad de nichos ecológicos (EC, 2010). Por lo tanto, la variación de la LST tiene un impacto en la actividad y diversidad de los organismos del suelo (Schaefer et al., 2008), la avifauna (Scarano, 2019), y la biodiversidad en general (Calzadilla et al., 2013). Además, varios estudios (Zhou et al., 2016; Locatelli, 2016) han demostrado que el ICE de los cultivos puede generar una mayor calidad bioclimática, zonas de confort y una reducción del uso de aparatos de calefacción en las ciudades, ahorrando así energía y contribuyendo a la disminución de los gases de efecto invernadero.

Así, la disminución de la LST en más de 1 °C es una reducción significativa, dentro del marco de los ES (Estoque et al., 2017; Zhu et al., 2012; Heatlandlife, 2020; Li et al., 2015). Este es un valor importante para proporcionar un ES de regulación climática en las tierras de regadío. La regulación del clima es un servicio crucial en el conjunto de servicios ecosistémicos proporcionados por los agroecosistemas (Blanco-Canqui et al., 2015); especialmente en un futuro incierto en el que el cambio climático (Locatelli, 2016) hace aún más importante el desarrollo de estrategias eficaces de mitigación y adaptación. Esto se pone de manifiesto en las prioridades de la Política Agrícola Común de la Unión Europea, que pretenden promover medidas locales para preservar los ES de los ecosistemas agrícolas.

5. Conclusiones

En este capítulo se cuantifica la provisión de ES de regulación climática por parte de los agroecosistemas, en concreto, el fenómeno ICE, a partir del seguimiento de la LST. Para ello, se ha desarrollado un estudio considerando los cultivos de cítricos en el Campo de Cartagena, sureste de España. En primer lugar, se confirmó la existencia del ICE mediante las variaciones de la LST. A continuación, se estudiaron los factores que determinan la LST mediante el GWR, mejorando los resultados del OLS. El GWR mostró la influencia del NDVI, el NDWI y las altitudes en la generación de este fenómeno climático, mientras que se cuantificó una reducción de hasta 1.22 °C en la LST con respecto al secano. Esta reducción representa un 3.62% de disminución de la LST, con respecto a las tierras de secano.

Los factores que influyen en el ICE han aportado nuevos conocimientos para desarrollar políticas locales que mejoren la provisión de ES de regulación climática, fundamentales para mitigar los efectos del cambio climático, uno de los retos socioeconómicos más importantes a los que se enfrenta la sociedad. Una implicación práctica de los resultados es proporcionar una forma cuantitativa de tener en cuenta el LST en el diseño de esquemas agroambientales, del mismo modo que se evalúa la protección de la

biodiversidad o el almacenamiento de CO₂. Además, permite tener en cuenta la planificación de los cultivos estacionales para la regulación del clima. Esto es posible gracias al análisis de las condiciones que pueden influir en el flujo de servicios prestados. Estas implicaciones proporcionan a los planificadores y gestores agrícolas y políticos una nueva visión en la provisión de ES de regulación climática a través del diseño de parcelas de cítricos con abundante vegetación y contenido de agua.

Este estudio no está exento de limitaciones. La LST varía con el tiempo y sólo se utilizó una imagen térmica fija. Estudios anteriores (Kang & Eltahir, 2019; Yuan & Bauer, 2007) mostraron diferencias en la LST entre días y estaciones; sin embargo, algunos factores (como el NDVI) pueden no tener efecto sobre la LST durante la noche o en la estación de invierno. Por lo tanto, los resultados de este análisis espacial deberían complementarse con otros estudios que analicen el efecto multitemporal de la LST. Además, sería recomendable realizar una comparación espacial entre distintas zonas agrícolas bajo diferentes condiciones climáticas.

Por otro lado, un estudio reciente (Zabala et al., 2021a) sobre este mismo agroecosistema y área de estudio evaluó las sinergias/compensaciones entre los ES del agroecosistema, indicando la importancia de los ES de regulación climática en comparación con otros ES. Por lo tanto, la cuantificación del ICE es un paso necesario en la evaluación completa de los ES del agroecosistema. El cambio de uso del suelo de secano a cultivos de cítricos dio lugar a una reducción de la temperatura; sin embargo, al mismo tiempo, modifica otros ES relacionados, siendo las sinergias más representativas el aumento de la productividad de los cultivos (en 18,852 €/ha/°C) y el consumo de agua (en 4,918 m³/ha/°C). Así, los beneficios socioeconómicos producidos por el uso agrícola del agua son, por tanto, más amplios que los tradicionales de producción de alimentos o generación de empleo.

Estos resultados son generalizables a otras regiones agrícolas semiáridas dedicadas al cultivo de cítricos en regadío, como el Levante español o zonas más amplias del litoral mediterráneo. Este trabajo establece valores de referencia para la LST y sus diferencias con otros usos agrícolas, con el fin de comparar estos resultados con otras zonas. Así, esta metodología constituye una herramienta adecuada para completar la evaluación de los ES de los agroecosistemas, ya que permite estudiar y cuantificar la LST, uno de los pilares básicos (aunque menos estudiados) de los ES de regulación climática.

CAPÍTULO 4. SERVICIO ECOSISTÉMICO DE LA CALIDAD ESTÉTICA DEL PAISAJE

1. Introducción

La agricultura es una actividad multifuncional que produce bienes y servicios diversos que incrementan el bienestar de la sociedad. Esta producción múltiple puede ser caracterizada mediante el enfoque de los servicios ecosistémicos (ES), que pueden ser de abastecimiento (ej. producción de alimentos, fibras etc.), regulación (ej. regulación climática, control erosión etc.), soporte (ej. polinización, hábitat etc.), y culturales (ej. oportunidades de recreo, estética del paisaje etc.). También pueden producirse contra-servicios ecosistémicos (EDS) que producen pérdida de bienestar (contaminación, agotamiento de recursos, etc.) y han de tenerse en cuenta al hacer el balance neto de la actividad agrícola (Oteros-Rozas et al., 2014; Zabala et al, 2021b).

A pesar de la importancia de los ES de tipo cultural, especialmente para las sociedades más desarrolladas (Guo et al., 2010), son en su conjunto la categoría menos estudiada en detalle (Hermes et al., 2018), con excepción de servicios de recreación y turismo (Plieninger et al., 2013).

La calidad estética del paisaje (AQL) es un ES cultural que puede definirse como el bienestar, utilidad o placer que obtienen las personas de la apreciación estética del paisaje (Kalivoda et al., 2014). Diversos estudios sugieren que la contemplación de una alta AQL puede aumentar el rendimiento cognitivo, mejorar el estado de ánimo de las personas, fomentar el desarrollo mental y motriz de los niños, ayudar a mitigar el estrés y fatiga mental, desencadenar emociones positivas y promover actividades deportivas e interacciones sociales, entre otros (Russell et al., 2013; Hartig et al., 2014) y por tanto afecta muy positivamente a la salud y bienestar de la población (Fish et al., 2016). Es sin duda por ello que tanto académicos como responsables políticos han emprendido acciones para la protección de los valores estéticos del paisaje mediante, por ejemplo, el Convenio Europeo del Paisaje (Council of Europe, 2000), ya que además la AQL es un ES muy influyente en la provisión de otros servicios culturales, como por ejemplo los ES recreativos (La Rosa et al., 2016).

Los agroecosistemas de regadío tradicional localizados en el área mediterránea semiárida presentan una gran variabilidad y complejidad de valores estéticos, reflejo de una prolongada presión antrópica y un territorio muy heterogéneo (Barroso et al., 2012). Muchos de estos agroecosistemas de regadío han dejado de ser ecosistemas dedicados principalmente a la producción de alimentos, convirtiéndose cada vez más en espacios propicios para el disfrute recreativo y cultural (Martínez-Paz et al., 2019). Es por ello que el analizar la AQL de estos agroecosistemas, determinando las características físicas del paisaje y las preferencias que tiene la población hacia sus distintos componentes

estéticos es fundamental a la hora de definir las pautas de gestión de estos espacios con el fin de potenciar la provisión de este servicio ecosistémico (Aretano et al., 2013) y la protección de los paisajes agrícolas con los mayores valores estéticos (Włodarczyk-Marciniak et al., 2020).

Tres son los tipos de métodos utilizados para cuantificar la AQL: los directos o subjetivos, los indirectos u objetivos y los mixtos u holísticos (Martínez et al., 2016). Mientras que el enfoque subjetivo considera la AQL como un producto de la mente del que observa el paisaje, el enfoque objetivo valora la AQL como algo inherente al paisaje físico (Molina et al., 2016). El enfoque holístico se ajusta a los axiomas “el todo es más que la suma de sus partes” y “el conjunto es, en gran medida, independiente de las partes individuales” (Bishop & Hulse, 1994), incluyendo, así, los aspectos objetivos y subjetivos. Numerosos estudios (Aretano et al., 2013; Martínez et al., 2016; Molina et al., 2016) recomiendan aplicar el enfoque holístico teniendo en cuenta tanto las características físicas del paisaje (perspectiva objetiva) como las preferencias de la población (perspectiva subjetiva). En este sentido, los Sistemas de Información Geográfica (GIS) han demostrado ser una herramienta indispensable en la caracterización objetiva del paisaje debido al gran número de componentes del mismo que pueden cuantificarse mediante su uso (Hermes et al., 2018). Por otro lado, los métodos de preferencias declaradas (ej. Valoración contingente, experimentos de elección...) se muestran como las técnicas más apropiadas para determinar las preferencias de la población respecto a los distintos componentes de un paisaje (Dupras et al., 2018). De todas las técnicas de valoración de preferencias, numerosos trabajos recomiendan el uso de experimentos de elección debido a la flexibilidad y capacidad de considerar la multidimensionalidad de los paisajes y proporcionar información detallada sobre el valor individual de los componentes del paisaje (Tagliafierro et al., 2016). El uso de estas técnicas permite además cumplir con la petición implícita del Convenio Europeo del Paisaje respecto a que las medidas y acciones de las políticas paisajísticas estén basados en el juicio de la población (de Ayala et al., 2015).

Siempre que se estudian las preferencias de la población es importante tener en cuenta que es muy poco probable que todos sus miembros tengan una opinión homogénea (Häfner et al., 2018). Este hecho se manifiesta con gran intensidad en la valoración de un activo ambiental como el paisaje, con un elevado componente emocional, que hace que las preferencias paisajísticas sean muy diferentes, cuando no contradictorias, entre grupos de población (Grammatikopoulou et al., 2012). Esta heterogeneidad de preferencias sociales puede modelizarse a partir de la información generada en un experimento de elección utilizando por ejemplo los conocidos como modelos de clases

latentes (LC) (Colombo et al., 2009). La aplicación de modelos LC en el análisis de preferencias paisajísticas es poco frecuente en la literatura, especialmente en el caso de la valoración de la calidad paisajística de los agroecosistemas (Novikova et al., 2017).

En este contexto, el objetivo principal de este capítulo es valorar la calidad estética del paisaje de los agroecosistemas mediterráneos semiáridos que constituyen los frutales no cítricos de regadío, integrando la heterogeneidad de preferencias sociales en dicha valoración. Este análisis permitirá evaluar el efecto que sobre la AQL tendrá la aplicación de distintas políticas de gestión de los ecosistemas agrícolas. Se considerarán los paisajes generados durante el periodo de floración de los frutales, ya que es durante el mismo cuando tiene lugar la mayor provisión del ES del paisaje de estos agroecosistemas (Junge et al., 2015; Schüpbach et al., 2016).

La contribución de este capítulo a la literatura especializada es doble: (I) Cuantifica la AQL mediante el uso conjunto de herramientas GIS y la técnica de experimentos de elección, combinación muy poco frecuente en la literatura de valoración de ES; (II) Analiza la heterogeneidad de preferencias sociales en la valoración de la AQL, identificando las fuentes de dicha variabilidad, lo cual no es frecuente en estudios de calidad paisajística (Häfner et al., 2018).

A este apartado introductorio le siguen la metodología aplicada, los resultados que recogen la cuantificación del AQL mediante un análisis holístico y su representación cartográfica, un apartado de discusión, y finalmente un apartado de conclusiones.

2. Materiales y métodos

En este apartado se presenta la metodología general para cuantificar la calidad estética del paisaje (AQL), su aplicación al caso de estudio, y la explicación del diseño de experimento de elección y del proceso de selección de atributos y niveles.

2.1. Métodos para cuantificar la calidad estética del paisaje

La cuantificación de la AQL es una tarea compleja pues depende de las características visuales del paisaje, lo que conlleva un alto grado de subjetividad (Martínez et al., 2016).

Tres son los métodos señalados en la literatura para llevar a cabo esta tarea:

- **Métodos directos.** Se basan en la contemplación directa del paisaje (en el terreno o bien mediante fotografías, dibujos...) y valorando directamente el paisaje de modo subjetivo por parte de la población, sin considerar los atributos

determinantes que incrementan o disminuyen los valores estéticos (Howley, 2011).

- Los métodos indirectos. Analizan y describen los atributos que componen el valor estético del paisaje, tales como cuerpos de agua, cubierta vegetal, construcciones humanas etc. (Franch-Pardo et al., 2017), agregándose el valor de los mismos para obtener un valor estético global. Estos métodos buscan objetivar la valoración estética del paisaje con resultados cuantitativos, aunque sigue presente la subjetividad derivada de la selección inicial de los atributos (Crofts, 1975) y numerosos estudios abogan por la necesidad de explicitar el componente subjetivo de la percepción de la población en la valoración del paisaje (Daily, 1997; Aretano et al., 2013; Schirpke et al., 2013).
- Los métodos mixtos. Combinan los dos enfoques anteriores, con un análisis descriptivo de la calidad estética del paisaje (perspectiva objetiva) al que se incorpora la valoración de las preferencias de la población (perspectiva subjetiva) (Aretano et al., 2013).

En este trabajo se ha utilizado los métodos mixtos, realizando análisis objetivos mediante Sistemas de Información Geográfica (GIS) y análisis subjetivos que incorporan las preferencias de la población estimadas mediante encuestas usando la técnica de los experimentos de elección. Se obtendrá un valor final de AQL agregando la valoración de las preferencias de la población de los atributos del paisaje según los niveles objetivos de dichos atributos identificados en los GIS. Este método se irá desarrollando y explicando al ir aplicándolo al caso de estudio seleccionado en los siguientes epígrafes de este apartado.

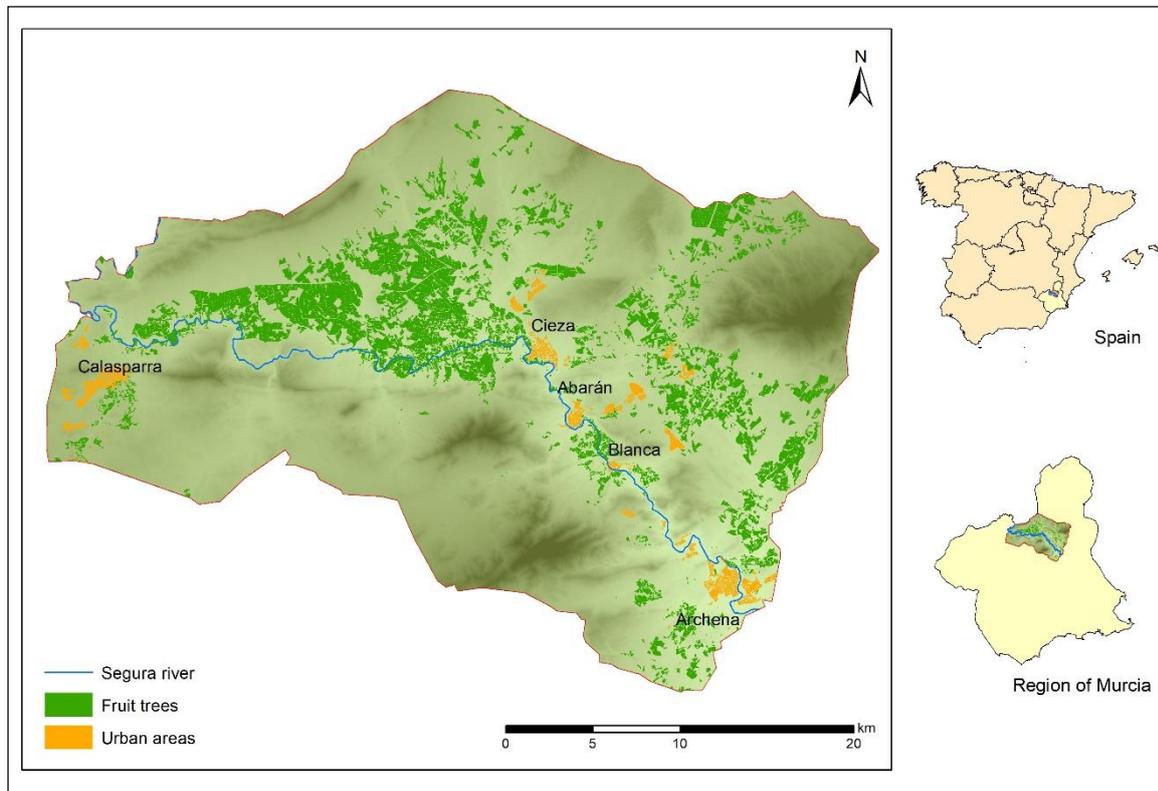
2.2. Área de estudio

Para cuantificar la AQL de agroecosistemas de regadío mediterráneos en zonas semiáridas se seleccionó uno de sus paisajes agrícolas más representativos, como es la de los frutales en flor. Este paisaje se presenta con gran intensidad durante los meses de febrero-abril en las más de 15,000 ha de superficie ocupada por frutales no cítricos del área de Cieza integrada por los municipios de Calasparra, Cieza, Abarán, Blanca y Archena (Figura 12). De dicha superficie de frutales más del 60% son melocotoneros, un 20 % de albaricoqueros y un 6% de ciruelos (CREM, 2022b) y por tanto generadoras del paisaje característico de floración (Guardiola, 2018).

El fenómeno de floración constituye un espectáculo natural de gran impacto visual por el colorido de las flores en el que destacan las diversas tonalidades rosas y blancas. El fenómeno de la floración produce el desarrollo de una intensa actividad turística,

atrayendo cada año a miles de visitantes a la zona en la que se vienen programando múltiples actividades que permitan disfrutar de la contemplación de este paisaje (visitas guiadas, rutas senderistas, paseos en globo, rutas en tren turístico, etc.) y actividades deportivas, culturales o gastronómicas ⁴.

Figura 12. Localización de los frutales del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 12 se recoge la ubicación de la zona de estudio y la localización en la misma de las superficies de frutales de regadío. Estos cultivos han estado estrechamente vinculados a los aprovechamientos de agua del río Segura mediante sistemas de riego tradicionales (acequias, norias, etc.) y en los mismos es frecuente encontrar vegetación natural como núcleos de pinares o vegetación de ribera junto al margen del río. La llegada de aguas del trasvase Tajo-Segura a partir de 1979 junto con la explotación de aguas subterráneas de los últimos años dio lugar a una intensificación de parte de estos ecosistemas agrícolas (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018) que ha modificado en algunas zonas el paisaje tradicional con la aparición de grandes balsas, canalizaciones o casetas de bombeo. Por otro lado, esta intensificación agrícola ha venido acompañada de procesos de urbanización que han provocado la fragmentación del paisaje, con presencia de edificaciones y de carreteras asfaltadas (Guardiola, 2018). Estas

⁴ Información de la misma puede consultarse en el sitio <https://www.floracioncieza.es/>

características también habrán de ser tenidas en cuenta para la definición de los atributos presentes en el paisaje.

2.3. Determinación y cuantificación de los atributos del paisaje

En primer lugar, se llevó a cabo una revisión de la literatura de las características y atributos de los paisajes de frutales en regadío, especialmente de los referentes a los fenómenos de floración que es el periodo en el que este tipo de agroecosistemas presentan su mayor provisión de calidad estética (Junge et al., 2015).

Este estudio previo permitió identificar no menos de una veintena de atributos, de los cuales se seleccionaron 6 para el caso específico de los paisajes en floración de frutales en regadío en el área mediterránea, que son: la superficie arbolada, presencia de infraestructuras hidráulicas tradicionales, de estructuras de riegos intensivos, de vegetación natural, de edificaciones y de carreteras asfaltadas. En la Tabla 11 se recoge algunos de los trabajos previos sobre la calidad de los paisajes agrarios en los que utilizan cada uno de estos atributos.

Esta selección de atributos se basó en primer lugar en considerar aquellas características físicas que podían ser identificadas mediante GIS, es decir susceptibles de ser considerados en el enfoque objetivo, lo que llevó a no considerar atributos del paisaje como número de colores, texturas o contraste (Arriaza et al., 2004). A continuación, aquellos atributos presentes en el paisaje pero que apenas tenían variabilidad en la zona, como es el caso de la altitud de las parcelas o sus pendientes fueron también excluidos en la selección final de atributos, dado que no contaban con distintos niveles representativos. Una vez seleccionados así los 6 atributos se realizó un grupo de discusión de expertos locales compuesto por geógrafos, agrónomos, economistas y ambientólogos que confirmaron la idoneidad de estos atributos para el caso de estudio.

En este grupo de discusión también se consensuaron los niveles de los atributos a utilizar en la parte subjetiva de la valoración, el experimento de elección. Así, el primero de los atributos considerados, la superficie de frutales, se graduó en tres niveles: >90 % frutales, 50% frutales-50% herbáceos, y 50% frutales-50% suelo desnudo. Los cinco atributos restantes se articularon en modo dicotómico, con dos niveles relacionados con la presencia o ausencia de cada uno de ellos en el trabajo. En la Tabla 11 se recogen, además de las referencias antes mencionadas, los atributos y niveles utilizados en este trabajo.

Tabla 11. Resumen de los atributos y sus niveles utilizados.

Atributos	Niveles	Descripción	Referencias
Superficie de frutales (SUPF)	>90% frutales (F90)	Porcentaje de la superficie total cubierta por árboles frutales	Arriaza et al., (2004); Martínez et al., (2016); Tagliafierro et al., (2016); Rodríguez-Entrena et al., (2017); Li et al., (2019)
	50% frutales 50% herbáceos (FH50)		
	50% frutales 50% suelo desnudo (FB50)		
Presencia de elementos tradicionales de agua (TWAT)	Presencia	Presencia de elementos tradicionales relacionados con el agua, como acequias o ríos naturales	Arriaza et al., (2004); Grammatikopoulou et al., (2012); Martínez et al., (2016); Shr et al., (2019)
	Ausencia		
Presencia de elementos modernizados de agua (MWAT)	Presencia	Presencia de elementos modernizados relacionados con el agua, como balsas de agua	Arriaza et al., (2004); Martínez et al., (2016); Wang et al., (2016); Benning et al., (2018)
	Ausencia		
Presencia de vegetación natural (NVEG)	Presencia	Presencia de otra vegetación natural como pinos, palmeras y vegetación de ribera	Paracchini et al., (2014); Casado-Arzuaga et al., (2014); van Zanten et al., (2016b); Tagliafierro et al., (2016); Häfner et al., (2018)
	Ausencia		
Presencia de edificaciones (BUILD)	Presencia	Presencia de nuevas edificaciones asociadas a zonas urbanas y a caseríos derivados de la agricultura intensiva	Grammatikopoulou et al., (2012); Gulickx et al., (2013); Rechtman (2013); Martínez et al., (2016); Tagliafierro et al., (2016)
	Ausencia		
Presencia de carreteras asfaltadas (ROAD)	Presencia	Presencia de carreteras asfaltadas que cruzan o rodean las parcelas de árboles frutales	Arriaza et al., (2004); Gulickx et al., (2013); Martínez et al., (2016); Martín et al., (2016)
	Ausencia		

Fuente: Elaboración propia.

Una vez seleccionados los atributos y sus niveles objetivos que conforman la calidad estética del paisaje, es necesario obtener las preferencias subjetivas de la población por los mismos.

Para ello se diseñó un cuestionario, que incluía un experimento de elección sobre el paisaje, y que constaba de 20 preguntas divididas en tres bloques. El primer bloque comprendía preguntas sobre la valoración general del paisaje y de los principales ES que pueden proporcionar los frutales. En el segundo bloque se presentaba la cuestión del experimento de elección, que será presentada a continuación. El último bloque del cuestionario incluía cuestiones relacionadas con las características socio-demográficas, espaciales y ambientales de los encuestados. Las características espaciales se determinaron mediante el código postal, calculando la distancia euclidiana desde donde residían los encuestados hasta las parcelas de frutales de la zona de estudio más cercanas. Las actitudes medioambientales se midieron mediante índices de compromiso

ecológico afectivo (AECI), verbal (VECI) y real (RECI), utilizando una escala Likert de cinco puntos para evaluar un conjunto de afirmaciones del cuestionario (para más información de los índices ver Zabala et al., 2022).

La encuesta se llevó a cabo de forma presencial durante los meses de marzo y abril de 2021 a una muestra aleatoria entre los 532.820 hogares de la Región de Murcia, obteniendo una muestra final de 493 encuestas, lo que arroja un error de muestreo para una variable dicotómica del 4.41 % en proporciones intermedias y de 2.65 % para proporciones extremas, con un nivel de confianza del 95 %.

2.4. Método de los experimentos de elección

Los experimentos de elección son un método de preferencias declaradas basado en la teoría de utilidad multiatributo y aleatoria (McFadden, 1974). En un experimento de elección se pide a los individuos que elijan entre diferentes alternativas, las cuales están definidas por un conjunto de atributos. La alternativa seleccionada será la que les proporcione un mayor nivel de utilidad. Estas elecciones son evaluadas para diferenciar las preferencias de los individuos basándose en un enfoque de utilitarismo (Hoyos, 2010). A partir de las utilidades obtenidas es posible, asimismo, calcular la función de utilidad total para cualquier combinación de atributos o simular políticas de gestión si los atributos representan medidas concretas (Perni & Martínez-Paz, 2017).

Este trabajo se centra en estudiar cómo los atributos del paisaje conforman su calidad estética, por lo que no se ha incluido ningún atributo de naturaleza monetaria como suele ser habitual en este tipo de técnica (van Zanten et al., 2016b). Por tanto, no se calcularán disposiciones al pago o valoración económica de los paisajes o de sus componentes.

2.4.1. *Diseño del experimento de elección*

Con el fin de seleccionar los perfiles del experimento de elección, que será del tipo elección entre dos alternativas (van Zanten et al., 2016a), los atributos y niveles seleccionados se combinaron mediante un diseño S-eficiente que minimiza el tamaño de la muestra necesario para estimar valores de parámetros significativos utilizando el software Ngene (Rose et al., 2010). Para ello se estimó previamente un modelo logit multinomial a partir de los datos obtenidos de una encuesta piloto 20 individuos con el que fijar los parámetros iniciales del programa.

Se generaron 20 conjuntos de elección, que fueron agrupados en 4 bloques. Cada bloque se distribuyó de forma aleatoria durante la encuesta, por lo que cada encuestado se enfrentó a 5 conjuntos de elección. Los conjuntos de elección estaban compuestos cada

uno por dos alternativas sin etiquetar que representaban diferentes paisajes agrícolas, tal y como muestra el ejemplo recogido en la Figura 13. La encuesta se acompañó de folletos informativos de apoyo donde se muestran fotografías reales que presentan la combinación de determinados niveles de los atributos (Figura 4 del Anexo III).

Figura 13. Ejemplo de conjunto de elección.

Atributos	Alternativa A	Alternativa B
Superficie de frutales	Frutales > 90 %	Frutales 50 % Herbáceos 50%
Presencia de elementos tradicionales de agua	✗	✓
Presencia de elementos modernizados de agua	✗	✓
Presencia de vegetación natural	✓	✗
Presencia de edificaciones	✗	✓
Presencia de carreteras asfaltadas	✗	✓
Alternativa preferida:	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Fuente: Elaboración propia.

2.4.2. Especificación del modelo de utilidad

Según la teoría de la utilidad aleatoria (McFadden, 1974), la utilidad U_{ij} para un individuo i proporcionada por una alternativa de paisaje agrícola j puede descomponerse en una parte determinista (V_{ij}) y otra estocástica (ε_{ij}), consideradas de forma aditiva:

$$U_{ij} = V_{ij} + \varepsilon_{ij} = \sum_{k=1}^K \beta_{ik} X_{ikj} + \varepsilon_{ij} \quad (8)$$

donde V_{ij} representa los elementos observados de la utilidad determinada por los k niveles de atributos (X_{ikj}), y ε_{ij} es un error aleatorio con una distribución de valores extremos independiente e idénticamente distribuida (Train, 2009). Suponiendo una relación lineal entre los niveles de atributos, β_{ik} es la utilidad marginal individual obtenida de cada atributo k , que refleja cómo cambia el nivel de utilidad ante la variación de los atributos del paisaje agrícola.

El modelo logit multinomial (MNL) (Train, 2009) se utiliza ampliamente para estimar las probabilidades de las elecciones. Sin embargo, MNL considera una estructura de preferencias similar para todos los encuestados, es decir, que todos los encuestados obtiene la misma utilidad por los atributos/niveles del paisaje. Para eliminar esta restricción cabe analizar la heterogeneidad de las preferencias mediante modelos de clases latentes (Latent Class, LC). La hipótesis que subyace en los mismos es que la población está formada por un número finito de grupos de individuos (clases, s), cada uno de ellos caracterizado por preferencias homogéneas (Colombo et al., 2009). Así, los

modelos LC consideran que los individuos se distribuyen heterogéneamente en la población, con una distribución discreta, en un número finito S de clases latentes. Por lo tanto, la probabilidad de que el individuo i resida en la clase s puede escribirse como:

$$Prob (clase = s) = \pi_s(\theta) = \frac{e^{\theta_s}}{\sum_{s=1}^S e^{\theta_s}}, s = 1, \dots, S; \theta_S = 0 \quad (9)$$

donde θ es el vector de parámetros relacionados que deben estimarse.

Por lo tanto, en este estudio el modelo LC se estimó como sigue:

$$U_{ij|s} = V_{ij|s} + \varepsilon_{ij|s} = \sum_{k=1}^K \beta_{ik|s} X_{ikj} + \varepsilon_{ij|s}, s = 1, \dots, S \quad (10)$$

donde $\beta_{ik|s}$ es la utilidad marginal proporcionada por el atributo para el individuo i en la clase s.

Los parámetros de los atributos se estiman simultáneamente maximizando la función de verosimilitud (Train, 2009). El número de clases latentes se suele seleccionar evaluando la bondad de ajuste de cada modelo sobre la base del valor de verosimilitud en la convergencia y el criterio de información de Akaike (AIC).

Para estimar el impacto de un determinado nivel de provisión de los atributos del paisaje en el bienestar humano, es necesario calcular el excedente del consumidor (CS) asociado a este nivel de provisión. Se puede obtener de la siguiente manera (Hanemann, 1984):

$$CS_{im|s} = [\ln(\sum e^{V_{im|s}}) - \ln(\sum e^{V_{in|s}})] \quad (11)$$

donde $CS_{im|s}$ representa el excedente del consumidor derivado de cambiar de una situación de partida n a un escenario de gestión específico m en el que se ha modificado un determinado nivel de los atributos del paisaje aplicando, por ejemplo, una medida de gestión agrícola. Dado que en este trabajo no se ha incluido un atributo monetario, el CS estará medido en términos utilitarios. Por lo tanto, $V_{in|s}$ es la utilidad obtenida en la situación de partida para el individuo i en la clase s, mientras que $V_{im|s}$ es la utilidad derivada de aplicar una determinada política de gestión. Los valores positivos de $CS_{im|s}$ representan a las personas que obtienen cambios de utilidad positivos al aplicar una determinada medida agrícola, mientras que los valores negativos indicarán una desutilidad.

3. Resultados

En esta sección se va a presentar la valoración de la calidad estética del paisaje (AQL) de frutales de regadío, mostrando una descriptiva tanto de los atributos que componen este paisaje agrícola como de las características de la población encuestada. A continuación, se recogen las preferencias sociales obtenidas, seguido del mapeo de los valores estéticos del paisaje. Finalmente se muestran los resultados del excedente del consumidor (CS) por aplicar determinadas políticas de gestión y su correspondiente representación cartográfica.

3.1. Características de los atributos de calidad estética y de la muestra poblacional

La descriptiva general para cada uno de los atributos utilizados en la valoración de la AQL del agroecosistema de frutales de regadío viene recogida en la Tabla 12. En esta tabla se muestra el porcentaje de superficie de frutales donde es posible observar cada uno de los atributos. Estos datos han sido obtenidos realizando un análisis espacial del área de estudio mediante el uso de GIS. Se crearon polígonos de zona de influencia o buffers sobre los atributos con una distancia euclidiana especificada (máxima de 150 m) (Preston, 2001) lo cual permitirá que sobre algunas superficies de frutales donde no están presentes unos determinados atributos sea posible su contemplación por la proximidad a otras superficies donde si están presentes.

Tabla 12. Descripción de los atributos de calidad estética.

Descripción	Código	Media
Superficie de frutales (%)		
Área > 90% frutales	F90	49.87
Área 50 % frutales – 50 % herbáceos	FH50	27.41
Área 50 % frutales – 50 % suelo desnudo	FB50	22.72
Presencia de elementos tradicionales de agua (%)	TWAT	15.32
Presencia de elementos modernizados de agua (%)	MWAT	14.49
Presencia de vegetación natural (%)	NVEG	15.99
Presencia de edificaciones (%)	BUILD	20.89
Presencia de carreteras asfaltadas (%)	ROAD	16.05

Fuente: Elaboración propia.

De las 15,140 ha de superficie de frutales, casi en la mitad se puede observar una cobertura arbórea de frutales superior al 90 % (F90), mientras que en el 27.41 % de las parcelas tiene lugar una diversificación con cultivos herbáceos (FH50). En el restante 22.72 %, las superficies de frutales aparecen en el paisaje junto a terrenos sin cultivar (barbecho) (FB50). En cuanto a la presencia de los restantes atributos en el paisaje, en el 15.32 % y 14.49 % es posible observar parcelas con elementos tradicionales (TWAT)

y modernizados (MWAT) de agua, respectivamente. Aproximadamente en el 16 % de las parcelas se puede observar otro tipo de vegetación natural diferente a los cultivos (NVEG), mientras que en el 20.89 % y 16.05 % de las mismas se pueden observar los elementos más artificiales que componen el paisaje como son las edificaciones (BUILD) y las carreteras asfaltadas (ROAD).

Tabla 13. Descripción de la muestra de encuestados.

Descripción	Código	Media	SD
Tamaño hogar (nº miembros)	HOUZ	3.13	1.24
Edad (años)	AGE	41.39	14.93
Ingresos mensuales (€/hogar/mes)	INCOMF	2,157	1,208
Trabajador activo (% si)	ACW	70.79	
Nivel educacional (%):			
Bajo nivel	LED	6.29	
Secundaria	SED	34.28	
Alto nivel	HED	46.04	
Género (% mujeres)	GEND	48.68	
Usuarios (%)	USER	47.47	
Actividades (% personas que realizan actividades):			
Contemplar paisaje	LANDS	20.89	
Senderismo	HIK	13.59	
Fotografía	PHOTO	9.13	
Gastronomía	GAST	7.91	
Zona de paso	TRAN	7.30	

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, la Tabla 13 recoge la descriptiva de la encuesta realizada a la población, la cual identifica el perfil del encuestado promedio como un hombre, de 41 años, con estudios universitarios (finalizados o en curso) y que es trabajador activo. Lo más frecuente es un hogar de 4 miembros (3.1 en media), siendo la renta media familiar de 2,157 €/mes. Estas características no difieren de forma significativa de los valores censales de la Región de Murcia (CREM, 2022b), lo que confirma la representatividad de la muestra y su validez para el análisis e inferencia sobre la población. Casi la mitad de encuestados son usuarios de las superficies de frutales durante el periodo de floración, puesto que en los últimos tres años han llevado a cabo algún tipo de actividad en la zona. Contemplar el paisaje (20.89 %), senderismo (13.59 %) y la fotografía (9.13 %) fueron las actividades más frecuentes.

La población presenta un elevado compromiso ecológico en la faceta afectiva (3.88) intermedio en la predisposición a actuar (3.36) y bastante reducido en el desempeño ecológico real (2.21) tal y como se recoge en la Tabla 6 del Anexo III. En la Tabla 7 del Anexo III se muestran dos características de ubicación de los encuestados como son las

distancias a la que se encuentran cada encuestado respecto a las superficies de frutales de la zona de Cieza y el hecho de poder o no observar distintos tipos de paisajes agrícolas desde su residencia. Así, los encuestados se encuentran en media a unos 23.86 km de la zona de estudio, mientras que el 33.47 % puede observar algún tipo de paisaje agrícola desde su residencia, siendo el paisaje de frutales el más frecuente (20.28 %), seguido del seco (11.56 %) y el regadío intensivo (6.69 %). Finalmente, en la Tabla 8 del Anexo III se recoge la importancia socio-económica que otorgan los encuestados (en una escala decimal) a los 10 servicios y contra-servicios ecosistémicos que pueden proporcionar los frutales, siendo el suministro de alimentos (8.29), conservación de biodiversidad (7.91) y calidad estética del paisaje (7.60) los que recibieron una valoración más alta, mientras que es la identidad cultural/histórica la que obtiene el menor puntaje (6.76). Los dos contra-servicios evaluados, el consumo de agua (7.24) y la contaminación de acuíferos (7.34), obtienen una importancia media-alta.

3.2. Estimación de las preferencias de calidad estética del paisaje

Las preferencias de la población se analizaron mediante un modelo logit multinomial (MNL) y un modelo de clases latentes (Latent class, LC) (Tabla 14). En el MNL se recoge las preferencias de la muestra general por la AQL de los frutales de regadío. Los encuestados muestran su preferencia por paisajes con más del 90 % de la superficie de las parcelas están cubiertas por frutales (F90), con presencia de elementos tradicionales de agua (TWAT), de vegetación natural (NVEG) y edificaciones (BUILD) y ausencia de elementos modernizados de agua (MWAT) y de carreteras asfaltadas (ROAD).

Pasando a estudiar la heterogeneidad de las preferencias con modelos de clases latentes, se determinó en primer lugar el número óptimo de clases, utilizando los estadísticos de máxima verosimilitud, el coeficiente de determinación ajustado (R^2) y el criterio AIC. Se evaluaron modelizaciones desde 1 a 4 clases evaluadas (Tabla 9 del Anexo III), siendo la de 3 clases la que presentaba mejores valores de los estadísticos de evaluación.

El modelo LC estimado se recoge en la Tabla 14. Según la probabilidad de asignación de clases, la clase 1 contiene a casi tres cuartas partes de los encuestados (74%), la clase 2 al 12 % y la clase 3 al 14 % restante.

Tabla 14. Resultados de las estimaciones.

Variables	MNL	LC-Clase 1	LC-Clase 2	LC-Clase 3
	Coefficientes	Coefficientes	Coefficientes	Coefficientes
F90	0.134 (0.061) ***	0.136 (0.085) **	-7.641 (4.248) **	2.492 (1.003) ***
FH50	0.022 (0.063)	-0.137 (0.094) *	-9.101 (5.516) *	4.405 (1.625) ***
TWAT	0.252 (0.046) ***	0.343 (0.061) ***	-2.013 (1.188) **	1.360 (0.726) **
MWAT	-0.085 (0.042) **	-0.068 (0.057) *	-0.439 (0.595)	-1.216 (0.457) ***
NVEG	0.191 (0.041) ***	0.083 (0.061) *	-2.429 (1.645) **	2.344 (0.795) ***
BUILD	0.182 (0.046) ***	0.027 (0.064)	8.633 (5.001) **	-0.597 (0.445) *
ROAD	-0.134 (0.044) ***	-0.155 (0.060) ***	-3.011 (1.270) ***	0.792 (0.584) *
Asignación de clases				
Probabilidad		0.74	0.12	0.14
Constante		1.667 (0.260) ***	-0.195 (0.302)	
Descripción del modelo				
N. observaciones	2,465	2,465		
N. encuestados	493	493		
Máxima Verosimilitud	-1,669.073	-1,625.752		
R ² Ajustado	0.019	0.035		
AIC	3,352.15	3,297.50		

Fuente: Elaboración propia. Estadísticamente significativo a un nivel de *0.1, **0.05 o ***0.01. FB50 fue la categoría de referencia para el atributo superficie de frutales con 3 niveles.

En la clase 1, las elecciones de los encuestados estaban principalmente determinadas por la presencia de infraestructuras hidráulicas tradicionales, así como por una superficie de frutales superior al 90 %. Los encuestados también mostraron una preferencia por la vegetación natural. En cambio, para estos encuestados la superficie de las parcelas cubierta por frutales y herbáceos, los elementos modernizados de agua y las carreteras tienen un efecto negativo en la calidad estética del paisaje. Esta clase estará formada, por tanto, por personas que valoran positivamente el paisaje de frutales en su estado más natural, sin que tenga lugar una fragmentación del paisaje por elementos antrópicos más recientes.

En la clase 2, los encuestados muestran una exclusiva preferencia por la presencia de edificaciones, mientras que el resto de atributos tienen un efecto negativo en sus preferencias por la AQL. En esta clase se encontrarán las personas que no valoran el paisaje de frutales en regadío.

El comportamiento de los miembros de la clase 3 siguió un patrón similar al de los encuestados de la clase 1, pero la combinación de superficies de frutales y herbáceos determinó significativamente sus elecciones. Cabe destacar también la preferencia por las carreteras, aunque en un menor nivel de intensidad que el resto de atributos. Asimismo, para estos encuestados las edificaciones tienen un efecto negativo en la AQL.

A esta clase pertenecen aquellas personas con una preferencia por la diversidad del paisaje de frutales.

Un último aspecto a destacar de los modelos LC es el efecto negativo que tiene para los encuestados de todas las clases la presencia de elementos modernizados de agua, es decir, para este atributo existe una homogeneidad de preferencias entre la población.

La diferencia de utilidad de los diferentes atributos entre clases cabe que estén explicadas por las distintas características socio-demográficas, espaciales o actitudinales de los individuos que conforman cada clase. En la Tabla 15 se presenta la descriptiva de estas características para cada clase, existiendo diferencias significativas. Los miembros de la clase 1 son en mayor proporción del sexo femenino y son los que menos paisajes agrícolas pueden observar desde su residencia. En la clase 2 se encuentran principalmente hombres, con familias más numerosas, residen a una mayor distancia de la zona de estudio, son los que más paisajes agrícolas pueden observar desde su residencia, su nivel de renta y educación son los menores y cuentan con un menor porcentaje de trabajadores activos entre sus integrantes. En la clase 3 se concentran los encuestados con mayor renta y nivel educativo, mayor fracción de trabajadores activos y son los que residen más próximos a la zona.

Respecto a las actitudes ambientales no se encontraron diferencias significativas entre clases. En cuanto a las actividades que llevaron a cabo los encuestados en el paisaje de frutales durante el periodo de floración, solo se observan diferencias significativas en la frecuencia de senderismo, siendo éste el principal motivo de la visita a la zona de estudio para los encuestados de la clase 3.

Por último, respecto a la valoración de la importancia socio-económica de los ES/EDS que pueden proporcionar los frutales, los encuestados de la clase 3 otorgan un mayor valor a la biodiversidad, a la calidad estética del paisaje y a la identidad cultural. La clase 2 es donde se dan los valores más bajos de estos ES, aunque es en esta clase donde los encuestados dan más importancia a las actividades científicas y educativas.

Tabla 15. Características sociodemográficas y actitudinales de las clases identificadas.

Variables	Unidad	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Total
Información sociodemográfica y espacial					
HOUSZ *	Nº miembros	3.17	3.24	2.83	3.13
AGE	años	41.45	42.55	40.12	41.39
INCOMF *	€/hogar/mes	2,182	1,879	2,295	2,157
ACW	Si (%)	70.50	66.20	75.90	70.79
HIGED **	Si (%)	48.67	29.58	49.40	46.04
GEND *	Mujeres (%)	52.21	39.44	42.17	48.68
DIST *	km	23.57	27.71	21.62	23.86
OBSL **	(%)	46.31	60.56	51.81	33.47
FTLN	(%)	20.06	18.31	22.89	20.28
IRRL	(%)	6.19	9.86	6.02	6.69
DRYL	(%)	12.39	9.85	9.64	11.56
Índices de compromiso ecológico					
AECI	1-5	3.86	3.97	3.87	3.88
VECI	1-5	3.38	3.31	3.31	3.36
RECI	1-5	2.16	2.41	2.28	2.21
Usuarios y actividades realizadas					
USER	Si (%)	25.66	26.70	28.92	47.47
LANDS	(%)	18.58	26.76	25.30	20.89
HIK *	(%)	12.39	11.26	20.48	13.59
PHOTO	(%)	7.67	11.27	13.25	9.13
GAST	(%)	7.37	8.45	9.64	7.91
TRAN	(%)	7.08	8.07	7.23	7.30
Valoración de ES y EDS					
ERO	0-10	7.45	7.45	7.35	7.43
TEMP	0-10	7.19	7.38	7.16	7.20
POLL	0-10	7.34	7.69	7.06	7.34
BIO ***	0-10	7.93	7.43	8.42	7.91
FPR	0-10	8.27	8.35	8.40	8.29
WATER	0-10	7.21	7.37	7.30	7.24
AQL **	0-10	7.56	7.40	8.07	7.60
RECRE	0-10	6.72	7.00	6.87	6.78
CHI ***	0-10	6.77	6.31	7.28	6.76
SAC **	0-10	6.97	7.41	6.60	6.97

Fuente: Elaboración propia. Estadísticamente significativo a un nivel de *0.1, **0.05 o ***0.01.

3.3. Cuantificación y mapeo de la calidad estética del paisaje

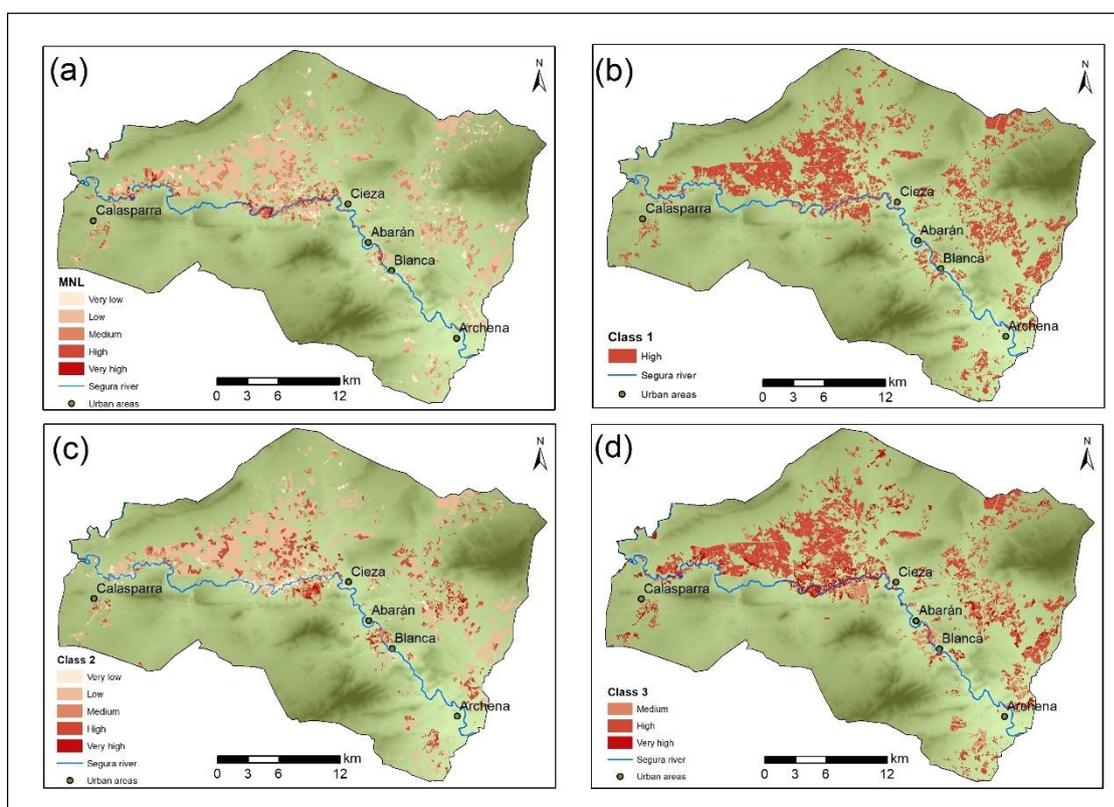
Para calcular el valor final de la calidad estética del paisaje de frutales se procedió a agregar las preferencias sociales estimadas para los distintos niveles de los atributos que se acaba de estimar e identificados mediante GIS correspondientes a estos y que se recogen en la Figura 3 del Anexo III. Esta agregación permite obtener unos niveles de calidad estética del paisaje de frutales (AQL), que se han representado en la Figura 14. En la misma se incluye el correspondiente a las utilidades derivadas del modelo MNL, y aplicable a toda la muestra, y los 3 correspondientes a cada una de los tres grupos de población identificado mediante el modelo LC. Para el escalado se han normalizado los

valores de AQL entre 0 y 1 y se han generado cinco niveles (muy alto, alto, medio, bajo y muy bajo) según su ruptura natural.

Así para los resultados de preferencias del modelo MNL, de las 15,140 ha de frutales de regadío, el 66.34 % tiene una AQL baja o muy baja mientras que solo el 9.90 % tiene unos niveles estéticos altos o muy altos, quedando el 23.76 % restante con una calidad estética media. Aquellas superficies de frutales con unos niveles bajos o muy bajos de AQL se caracterizan por una casi nula presencia de elementos tradicionales de agua (3.03 %) y de vegetación natural (1.10 %), que son los atributos preferidos en esta modelización y cuya presencia en toda la superficie considerada haría que casi el 85 % de superficie se calificara con valores estéticos altos o muy altos.

En cuanto a la agregación con las preferencias derivadas del modelo LC, se observan unos valores elevados de AQL para las clases 1 y 3, mientras que para la clase 2 el 62.71 % de la superficie tienen una AQL baja o muy baja, debido a las ya comentadas casi exclusivas preferencias exclusivas que tiene esta parte de la población por los elementos más antropizados del paisaje.

Figura 14. Distribución espacial de calidad estética del paisaje en función de las clases: (a) MNL; (b) Clase 1; (c) Clase 2; (d) Clase 3.



Fuente: Elaboración propia.

3.4. Evaluación preliminar de políticas de gestión del paisaje

Una vez cuantificado y mapeado el valor de AQL e identificando a la heterogeneidad de preferencias de la población por los atributos del paisaje de frutales de regadío, se puede evaluar el efecto que tendrá sobre la provisión de este ES cultural la aplicación de diferentes medidas de gestión agrícola.

En la metodología aplicada, donde la AQL es evaluada en términos de utilidad, este efecto se puede estudiar utilizando como indicador la variación del excedente del consumidor (CS) que muestra la ganancia o pérdida de bienestar debido a cambios en los niveles de los atributos respecto a la situación inicial originados por la aplicación de cada medida agrícola (Hanemann, 1984).

Se plantearon tres escenarios de gestión, que se definen en función del posible efecto sobre cada atributo del paisaje. El primer escenario (SC1) se basa en una intensificación agrícola del paisaje de frutales, lo cual daría lugar a una presencia de modernizadas balsas de regadío, de almacenes y edificios asociados a esta agricultura, y de carreteras que favorezcan la accesibilidad a la producción obtenida. El segundo escenario (SC2) se relaciona con una mayor naturalidad del paisaje agrícola, por tanto, en él se tiene en cuenta la presencia de otro tipo de vegetación natural y de elementos tradicionales de agua, estableciendo un hipotético paisaje sin elementos antrópicos más recientes. El tercer escenario (SC3) hace referencia a un paisaje agrícola más diverso, con una variabilidad de los atributos y de los propios frutales cultivados junto a otros cultivos herbáceos. El SC0 muestra la situación de partida, es decir el status quo de las características de la superficie de frutales en riego de la zona que se recoge en la Tabla 12.

En la Tabla 16 se muestra, para la población en su conjunto y los tres grupos de preferencias el valor medio de calidad estética (AQL) y los valores de CS para cada escenario de gestión.

Para la muestra general y la clase 1, el SC2 relacionado con la naturalidad del paisaje agrícola es el que más AQL tiene para la población, mientras que para los encuestados de la clase 2 este escenario tiene la menor calidad estética. Para la clase 2 todos los escenarios muestran un empeoramiento de los niveles de calidad, siendo el SC1 basado en la intensificación del paisaje el que presenta una menor reducción de los valores estéticos, al contrario que para las otras dos clases. Respecto a la clase 3 de encuestados, el SC3 sobre diversificación del paisaje es el que les proporciona una mayor calidad estética. En la Tabla 16 también se muestra el CS, es decir, la diferencia entre los valores medios de calidad estética del paisaje de cada escenario y los valores estéticos

de partida de la superficie de frutales en riego de la zona. Se observa una relación del CS con el valor de AQL de cada escenario, de modo que bajo el SC2 el MNL y la clase 1 obtienen las mayores ganancias de bienestar, bajo el SC1 la clase 2 es la que menor pérdida de bienestar presenta, mientras que bajo el SC3 la clase 3 muestra el mayor incremento de bienestar.

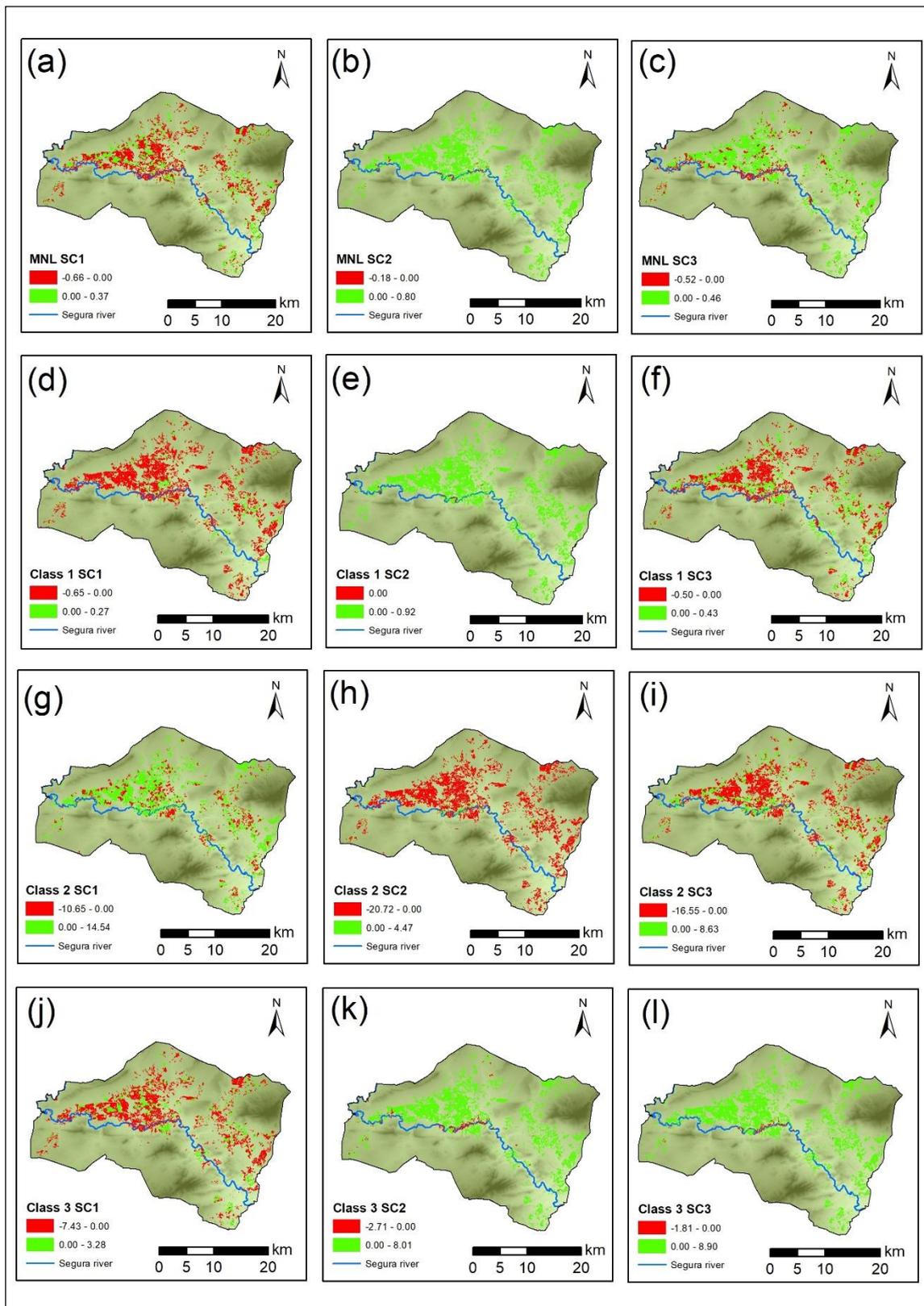
Tabla 16. Definición, valores de calidad estética del paisaje y escenarios de las políticas de gestión agrícola.

Variables	SC1	SC2	SC3
	Paisaje agrícola intensivo	Paisaje agrícola-natural	Diversidad del paisaje agrícola
SUPF	F90	F90	FH50
TWAT	Ausencia	Presencia	Presencia
MWAT	Presencia	Ausencia	Presencia
NVEG	Ausencia	Presencia	Presencia
BUILD	Presencia	Ausencia	Presencia
ROAD	Presencia	Ausencia	Presencia
AQL			
MNL	0.097	0.577	0.244
Clase 1	-0.087	0.562	0.066
Clase 2	-2.019	-12.083	-7.921
Clase 3	1.471	6.196	7.088
CS			
MNL	-0.043	0.437	0.104
Clase 1	-0.148	0.501	0.005
Clase 2	3.661	-6.403	-2.241
Clase 3	-1.388	3.337	4.229

Fuente: Elaboración propia.

Estos valores de CS pueden analizarse más detalladamente mediante su representación cartográfica a nivel de parcela. En la Figura 15 se visualizan los cambios de bienestar producidos por cada escenario para las tres clases y la muestra general, donde los colores rojos y verdes indican pérdida y ganancia de bienestar, respectivamente. Se puede destacar la ganancia generalizada que tiene el SC2 para el MNL y las clases 1 y 3, siendo el SC1 el que presenta unas pérdidas generalizadas de bienestar sobre estos grupos. Por el contrario, en la clase 2 se visualiza un comportamiento inverso, donde el SC1 aporta una mayor ganancia y el SC2 una mayor pérdida de bienestar. Se observa, asimismo, que el SC3 da lugar a una ganancia de bienestar en casi toda el área de estudio para la clase 3.

Figura 15. Distribución espacial de los escenarios de CS en función de las clases: (a), (b), (c) MNL; (d), (e), (f) Clase 1; (g), (h), (i) Clase 2; (j), (k), (l) Clase 3.



Fuente: Elaboración propia.

4. Discusión

Este capítulo ha propuesto y aplicado un método integrador para la cuantificación de la calidad estética del paisaje (AQL) en un agroecosistemas de regadío, que combina el uso de herramientas GIS y de la técnica de los experimentos de elección. Utilizando los frutales de floración de la zona de Cieza (SE-España) como caso de estudio, se ha identificado además la heterogeneidad de preferencias sociales respecto a los atributos de la calidad estética del paisaje, lo que ha dado lugar a diversos resultados en cuanto a la distribución espacial de este servicio ecosistémico (ES) cultural.

Los cambios del uso del suelo agrícola asociados al avance tecnológico y la presión demográfica (Pecher et al., 2018), la toma de conciencia del deterioro ambiental y paisajístico (Assandri et al., 2018), o la generalización de la sociedad del ocio (Hahn et al., 2018) son algunas de las razones por las que ha aumentado el interés social por los valores estéticos del paisaje, que no es necesariamente homogéneo en toda la población. En este trabajo se han caracterizado tres grupos de población con preferencias bien definidas respecto a los atributos del paisaje agrícola que mayor valor estético les reportan. Dos de los grupos de población (clase 1 y 3) poseen unas preferencias positivas por los elementos característicos de los paisajes de los frutales en riego, mientras que el grupo restante (clase 2) mostraba unas preferencias casi exclusivas por la presencia de edificaciones en el paisaje agrícola. La clase 1, la que aglutina al 75% de la población, estaba formada por encuestados con una clara preferencia por un paisaje de frutales uniforme con presencia de elementos de agua tradicionales y vegetación natural. Así, los elementos más naturalizados de los agroecosistemas de regadío desempeñaran un papel importante en la provisión de los valores estéticos (Martínez et al., 2016). La clase 3 prefiere los paisajes complejos y heterogéneos, donde se combinen distintos tipos de elementos paisajísticos, resultado en línea con los presentes en otros trabajos (Massoni et al., 2016).

Tanto para la clase 1 y 3 la presencia de edificaciones no tiene un efecto en el AQL, en línea con otros estudios que demuestran como las áreas urbanizadas no aportan calidad al paisaje respecto a áreas más abiertas o naturales (Sahraoui et al., 2016).

En hecho de que el grupo de encuestados que no valoran el paisaje de frutales tengan un nivel educativo y de ingresos significativamente más bajos que el resto de la población y que residan a una mayor distancia media de la zona son resultados similares a los trabajos de Colombo et al. (2009) y Grammatikopoulou et al. (2012) que caracterizaron los grupos de población no interesados en los paisajes agrícolas, o el de Martínez-Paz et al. (2021) que constata la influencia negativa que tiene la distancia en la valoración de un

agroecosistema. Los resultados de este trabajo confirman la propuesta de muchos estudios de que existen diferentes grupos de población que perciben los valores estéticos del paisaje agrícola de forma diferente y que es necesario su identificación para mejorar la utilidad de esos estudios de AQL (van Berkel & Verburg, 2014; Oteros-Rozas et al., 2014, van Zanten et al., 2016b).

A partir de la cartografía de la calidad estética del paisaje se dio a conocer la provisión espacial de este ES cultural, reflejando la distribución espacial y los niveles de provisión de una forma gráfica, que amplía la posibilidad de acercar los resultados de estos estudios al público no especializado. La localización en el mapa de los lugares con altos valores estéticos del paisaje permitirá asimismo conocer, a una escala espacial detallada, en qué superficies tienen lugar sinergias y compensaciones de la AQL respecto a otros ES como el suministro de alimentos o la biodiversidad (Plieninger et al., 2013) a la vez que identificar, las áreas prioritarias para gestionar este servicio cultural.

Por último, cabe señalar el papel cada vez más importante del paisaje como activo económico. Así, además de los efectos positivos que tiene la AQL en la salud física y mental de la población, un paisaje atractivo contribuye al desarrollo socioeconómico del territorio que lo posee al atraer turistas, generar actividades en el sector servicios y ser un freno para el despoblamiento rural (Triguero-Mas et al., 2015). Pero a su vez se debería prestar atención a las diferentes presiones antrópicas derivadas de las nuevas actividades a la que pueden estar expuestos estos paisajes, las cuales pueden degradan sus valores estéticos (Schirpke et al., 2019b).

5. Conclusiones

La cuantificación de la calidad estética del paisaje (AQL) de frutales de regadío del área mediterránea mediante un método que combina enfoque objetivo (cuantificación espacial de atributos) y un enfoque subjetivo (preferencias sociales de los atributos) ha permitido, además de cuantificar especialmente los niveles de AQL, estudiar la heterogeneidad de preferencias de la población por los atributos que influyen en el servicio ecosistémico (ES) cultural.

En general, los encargados de la toma de decisiones pueden optimizar la provisión de este ES en agroecosistemas mediante la conservación de los elementos más tradicionales y naturales del paisaje, limitando elementos como los embalses de riego y potenciando los focos de vegetación natural. No obstante, se pueden tener en cuenta la heterogeneidad, de forma tal que, y, por ejemplo, también conserven enclaves que cumplan con las preferencias de otros grupos de población, como pueden ser la presencia

de paisajes heterogéneos. Estas consideraciones han de ayudar a los gestores del paisaje, dado que la provisión de altos valores de AQL de los agroecosistemas proporciona el entorno óptimo para la implantación y el desarrollo de actividades de turismo y hostelería, dinamizadoras de la economía del medio rural. Asimismo, la información obtenida de la cuantificación y la cartografía de los valores de AQL pueden servir como un criterio adicional para la ordenación territorial, al limitar las actividades impactantes para el paisaje (como puede ser las instalaciones de generación de energías renovables como huertos solares o aerogeneradores) en aquellas áreas de mayor AQL.

Por último, señalar que en esta tesis se recogen solo resultados iniciales, dado que el proceso de modelización de las preferencias puede mejorarse con la realización de nuevas estimaciones de MNL y LC que incluyan las interacciones entre atributos y las características socioeconómicas de los encuestados.

CAPÍTULO 5. PREFERENCIAS SOCIALES DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BADLANDS

1. Introducción

Los ecosistemas de zonas secas, conocidos habitualmente en la literatura como “drylands” son áreas caracterizadas por un elevado nivel de aridez, o déficit de humedad, presentes en más del 40% de la superficie terrestre (Prävālie, 2016). Se identifican cuatro grandes tipos de estos ecosistemas (seco subhúmedo, semiárido, árido e hiperárido) que incluyen tierras de cultivo, pastizales, sabanas, Badlands o desiertos (Schild et al., 2018). La gran variedad de drylands hace que exista a su vez una gran variabilidad en la provisión de servicios ecosistémicos (ES) que los mismos proporcionan a la sociedad (Lu et al., 2018). Los ES son los beneficios que los ecosistemas proporcionan al bienestar de la población y se clasifican en abastecimiento, regulación y culturales, además de los servicios de soporte que mantienen los procesos del ecosistema (Haines-Young & Potschin, 2018). Así, por ejemplo, los cultivos de secano tienen capacidad de suministrar alimentos (ES de abastecimiento) (Lingling et al., 2014); los humedales áridos pueden prestar ES relacionados con la reducción de temperaturas (ES regulación) (Wenguang et al., 2020); o los desiertos pueden proporcionar servicios como relajación, espiritualidad o recreación (ES culturales) (Moufakkir & Selmi, 2018).

Los drylands localizados en las zonas más áridas, que se caracterizan por unas elevadas tasas de erosión del suelo, escasa vegetación, y pendientes en general pronunciadas, son los más vulnerables, con pérdida de sus ES característicos (Maestre et al., 2012). Este es el caso de los Badlands, uno de los drylands donde los suelos y las rocas sedimentarias más blandas han sido erosionados por el agua tras un periodo de lluvias intensas (Nadal-Romero & García-Ruiz, 2018), y presenta las mayores tasas de pérdida de suelos (>50 toneladas/ha/año). Los Badlands se caracterizan por su baja provisión de ES de abastecimiento (producción de alimentos, provisión de madera...) y de regulación (control erosión, regulación climática...) (Zgłobicki et al., 2019). También los Badlands han sido percibidos como carentes de ES culturales (Zgłobicki et al., 2018; Teff-Seker & Orenstein, 2019). No obstante, la erosión del suelo de los Badlands permite a estos ecosistemas ofrecer una variedad de ES culturales singulares como son: valores estéticos, ocio y turismo, conocimiento y educación, sentimiento de pertenencia, valores espirituales y religiosos (Palacio-Prieto et al., 2016) y una biodiversidad propia y característica (Maestre et al., 2012).

La mayor parte de la población prefiere ecosistemas verdes, con abundante vegetación natural y presencia de agua (Falk & Balling, 2010; Wang et al., 2016), mientras que muestra una baja preferencia por los Badlands (García-Llorente et al., 2012). No obstante, esta percepción social puede variar en función del sentimiento de pertenencia y

proximidad al dryland, ya que el mismo puede ser un elemento identitario de una zona (Andrade et al., 2019).

La falta de información y el desconocimiento/desinterés de la población y de las administraciones sobre los Badlands (Belmonte-Serrato et al., 2019) ha provocado la expansión de actividades antrópicas en algunos de estos ecosistemas como es el desarrollo de la agricultura (Phillips, 1998) o del urbanismo (Belmonte-Serrato et al., 2019). El desarrollo de estas actividades puede modificar sustancialmente la provisión de ES y los trade-offs entre ES (Santarém et al., 2020). Por ejemplo, en desiertos, el cultivo de nuevas plantas favorece la prestación de ES de abastecimiento como alimentos o medicinas, pero degradan la provisión de los ES culturales y de identidad de los mismos (Shackleton & Shackleton, 2018).

El desarrollo de actividades antrópicas en los Badlands, y los trade-offs asociados, exigen de políticas y estrategias que garanticen la conservación de estos ecosistemas y de los ES que proporcionan, satisfaciendo, al mismo tiempo, las necesidades humanas (Wilcox et al., 2011). A pesar de la aplicación de figuras de protección en estos ecosistemas como lugares de Patrimonio Mundial de la UNESCO (ej. Canada's Dinosaur Provincial Park) (Zglobicki et al., 2018), Parques Nacionales (ej. Badlands National Park en Dakota del Sur) (Ashton et al., 2020) y Parques-Parajes Naturales y Paisajes Protegidos (ej. Bárdenas Reales en España) (Desir & Marín, 2013), existen todavía numerosos Badlands que no son considerados como una prioridad de conservación, por lo que su integración en la gestión del territorio y en las políticas ambientales sigue siendo un reto, especialmente a escala local.

Así, para establecer políticas de gestión efectivas sobre estos ecosistemas es esencial conocer las preferencias de la sociedad por la conservación de los Badlands (Mandal & Chakrabarty, 2021). Esta información puede obtenerse mediante métodos de preferencias declaradas (Johnston et al., 2017), del que existen dos grandes enfoques. De un lado está el método de valoración contingente, el cual ha permitido, entre otros, realizar valoración social de preferencias para la gestión de ecosistemas fluviales (Martínez-Paz et al., 2021), forestales (Chen & Qi, 2018), agrarios (Martínez-Paz et al., 2019) y desérticos (Moayedfar et al., 2021). De otro, el análisis conjunto, el cual implica la obtención de valoraciones o elecciones a alternativas predefinidas en forma de elección, comparaciones por pares, calificaciones o rankings, permitiendo obtener las preferencias de la población por los atributos de un determinado bien y la utilidad individual de cada nivel de sus atributos (Shen et al., 2015). El análisis conjunto se ha aplicado para evaluar la provisión de ES en agroecosistemas (Zabala et al., 2021b), espacios naturales protegidos (Alcon et al., 2019), paisajes (Masozera et al., 2013), bosques urbanos (Andrada et al., 2015), parques (Veitch

et al., 2017) y montañas (Schirpke et al., 2019a) entre otros. Para el caso de los Badlands no se han encontrado en la literatura estudios específicos de la valoración socioeconómica de sus ES en ninguno de los dos enfoques de los métodos de preferencias declaradas.

En este contexto, el objetivo de este capítulo es determinar la importancia relativa de los ES y las preferencias sociales por la conservación de los Badlands, estimando la utilidad individual de cada ES y diseñando estrategias políticas de gestión en estos ecosistemas a partir de estas estimaciones. Para ello, los Badlands de la Región de Murcia (SE-España) suponen un caso de estudio idóneo dado su abundancia relativa en la zona y la falta de una política de gestión que favorezcan su protección y conservación.

En este sentido, este capítulo supone una contribución al desarrollo de la literatura existente sobre la gestión de Badlands, la cual se ha basado principalmente en los análisis ecológicos y físicos, especialmente de las relaciones vegetación-erosión (Saha et al., 2021). La información obtenida permitirá informar sobre qué ES deben priorizarse y qué políticas de gestión llevar a cabo para facilitar y fomentar el uso activo y social de estos espacios por parte de la población.

2. Materiales y métodos

En este apartado se recoge la descripción del área de estudio, se presentan las técnicas estadísticas utilizadas, especialmente el análisis conjunto, y el proceso de diseño y ejecución de la fase de recogida de información primaria sobre la valoración y preferencias de la gestión de los Badlands recogidos a la población de la Región de Murcia.

2.1. Área de estudio

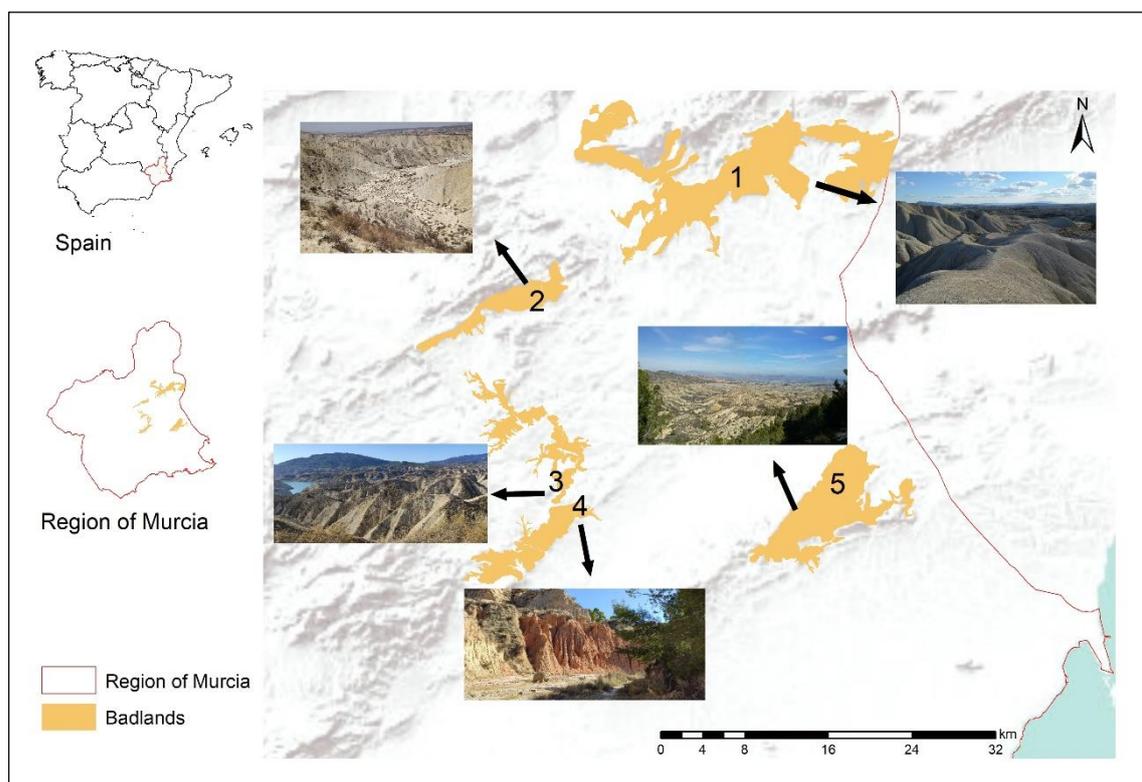
La Región de Murcia, localizada en el sureste de España, posee un clima semiárido con escasas precipitaciones (<400 mm de media anual) pero de elevada irregularidad. La erosividad de la lluvia, la erosionabilidad de los suelos y la acción antrópica son los principales factores que favorecen el fenómeno de la erosión del suelo (Romero-Díaz et al., 2020). Este fenómeno ha dado lugar a la formación de áreas abarrancadas y en algunos casos espacios desérticos únicos, pero que a su vez afecta negativamente a la productividad de la agricultura, por la pérdida de fertilidad del suelo.

Dentro de las áreas erosionadas aparecen los Badlands, los cuales constituyen unos ecosistemas singulares originados por la acusada erosión del suelo, la presencia de una cobertura vegetal xerófila muy abierta, pendientes en general pronunciadas y, sobre todo, las escasas, pero intensas lluvias (Alonso-Sarria et al., 2011). Así, la erosión

subsuperficial o piping, los desplazamientos gravitacionales o los procesos fluviales han propiciado el desarrollo de estos ecosistemas (Romero-Díaz et al., 2020).

En la Región de Murcia las áreas de erosión de barrancos y cárcavas ocupan una superficie de 161,028 ha, que supone un 14.23 % de la superficie geográfica total regional. En estas áreas se identifican cinco Badlands (Figura 16), localizados en la parte centro-oriental de la región, que ocupan una superficie de aproximadamente 8,200 ha. Las especiales características geológicas y paisajísticas han llevado a que uno de estos Badlands, los Barrancos de Gebas, cuente con la figura de protección de Paisaje Protegido (Belmonte-Serrato et al., 2019). El resto no cuentan con figuras de protección ni con medidas de gestión específicas, lo que ha llevado al desarrollo de la actividad agrícola en las zonas más llanas. Esta actividad ha originado la disminución de la provisión de los ES culturales y biodiversidad autóctona de los Badlands, aumentando los ES de abastecimiento y regulación de los cultivos implantados.

Figura 16. Badlands de la Región de Murcia.



Fuente: Elaboración propia. Badlands: 1= Cuenca Abanilla-Fortuna; 2= Cuenca de Mula; 3= Barrancos de Gebas (Con figura de protección); 4= Rambla de Librilla/Barranco del Infierno; 5= Paisaje Lunar y Rambla el Garruchal.

2.2. Metodología de análisis de preferencias

Los métodos de preferencias declaradas permiten conocer, mediante encuestas a la población, las preferencias de los individuos por un determinado bien o servicio (Falk et al., 2021). Entre estos métodos, el enfoque del análisis conjunto permite valorar separadamente distintos atributos o características del bien o servicio evaluado, presentando a los encuestados distintas combinaciones de niveles de dichos atributos (perfiles) sobre las que han de señalar sus preferencias. La forma de preguntar determina la técnica concreta a utilizar dentro del análisis conjunto. Así en el ranking contingente se solicita al encuestado ordenar una serie de perfiles, en el rating contingente se pide que puntúe cada uno de los perfiles en una escala determinada, mientras que si se le pide que elija el perfil preferido entre un conjunto de opciones entonces la técnica se denomina experimentos de elección (Bateman et al., 2002).

El primer paso en el desarrollo de un análisis conjunto es identificar los atributos que mejor definen al bien y especificar sus niveles (Toubia, 2018) que se combinan para crear los perfiles a evaluar. Cuando el número de perfiles es muy elevado para ser evaluados en su totalidad por la población se debe utilizar alguna técnica que permita seleccionar el mínimo número de perfiles necesarios para obtener información de las preferencias de todos los atributos y sus niveles (Rao, 2014).

El análisis conjunto parte de la base que los individuos toman decisiones (ordenan o eligen perfiles) que maximizan su utilidad. La utilidad viene definida por componentes observables y no observables, que implica la introducción de aleatoriedad en el cálculo de la función de utilidad (Louviere et al., 2000). La utilidad que el individuo i obtiene del perfil p (U_{ip}) puede representarse como:

$$U_{ip} = \beta X_{ip} + \varepsilon_{ip} \quad (12)$$

donde:

β es un vector de parámetros.

x_{ip} es un vector de variables que incluye los valores de cada atributo del perfil p para el individuo i .

ε_{ip} es un término de error.

La utilización del ranking contingente requiere que los encuestados ordenen los perfiles presentados de mayor a menor preferencia (Chen et al., 2020). Esta técnica permite obtener mejores resultados en comparación con otras técnicas como el rating contingente, pues para la población le es mucho más fácil decir lo que prefiere que expresar la

magnitud de la preferencia (Ramírez & Rondán, 2004). Para facilitar la elección y dar información sobre los atributos se suelen utilizar tarjetas informativas de apoyo junto a la encuesta (Falk et al., 2021).

Tras la ordenación de perfiles, se pasa a determinar las utilidades individuales o partworths, en base a la modelización de dichas ordenaciones. En este trabajo se van a usar los dos modelos usualmente utilizados para la técnica ranking contingente: los mínimos cuadrados ordinarios (OLS) y la estimación del logit ordenado (OLOGIT).

El modelo a estimar mediante OLS:

$$Y_{ip} = \alpha + \sum_{k=1}^K \beta_{jk} x_{jk} + e_{ip} \quad (13)$$

donde:

Y_{ip} es el orden de preferencia del perfil p para el individuo i .

α es un término constante.

β_{jk} es la utilidad marginal o partworth asociado al nivel j del atributo k ($k = 1, 2, \dots, K$).

x_{jk} es una variable dicotómica que toma el valor 1 cuando el nivel j del atributo k está presente en el perfil p y 0 en caso contrario.

e_{ip} es una variable aleatoria que sigue una distribución normal.

Por su parte en la modelización OLOGIT se relaciona la variable Y_{ip}^* con las variables X_{jk} a través de la siguiente ecuación:

$$Y_{ip}^* = F(\beta X_{jk}) + v_{ip} \quad (14)$$

donde:

Y_{ip}^* es una variable latente que cuantifica el orden relativo de los perfiles.

β es un vector de parámetros.

X_{jk} es una combinación lineal de los niveles j de los atributos k .

v_{ip} es una variable aleatoria que sigue una distribución logística.

La relación existente entre Y_{ip} y la variable latente, Y_{ip}^* , es la siguiente:

$$Y_{ip} = \begin{cases} 1 & \text{if } Y_{ip}^* \leq \mu_1 \\ 2 & \text{if } \mu_1 \leq Y_{ip}^* \leq \mu_2 \\ \vdots & \\ P & \text{if } Y_{ip}^* > \mu_{p-1} \end{cases} \quad (15)$$

La variable latente continua Y_{ip}^* tiene varios puntos de corte (μ) y su valor en la variable observada Y_{ip} depende de si ha superado un determinado umbral. Las estimaciones se obtienen por máxima verosimilitud.

Una vez obtenido el vector de utilidades o partworths β de ambas estimaciones, los coeficientes se interpretan directamente en términos de utilidad individual del atributo en cuestión. A partir de los partworths es posible calcular la importancia de los diferentes atributos en base a la diferencia entre el partworth más elevado y el más bajo (Masozera et al., 2013) tanto en términos absolutos (imp_k) como relativos ($Rimp_k$):

$$imp_k = |max(\beta_{jk}) - min(\beta_{jk})| \quad \forall j = 1, \dots, J; \quad \forall k = 1, \dots, K \quad (16)$$

$$Rimp_k = \frac{imp_k}{\sum_{k=1}^K imp_k} \cdot 100 \quad (17)$$

Las estimaciones permiten calcular la función de utilidad total para cualquier combinación de atributos y por tanto simular las preferencias de la población para distintos escenarios, reales o hipotéticos.

Con el fin de refinar el análisis, en este trabajo se realizará una segmentación de la población según sus niveles de preferencias por las distintas combinaciones de atributos mediante la realización de un análisis de clúster mediante k-medias (Kodinariya & Makwana, 2013).

2.3. Diseño de encuesta

Los atributos de los Badlands son los ES que éstos proveen. A partir de la revisión de la literatura sobre los ES ofrecidos por los ecosistemas de zonas secas o drylands (Nadal-Romero & García-Ruiz, 2018; Zgłobicki et al., 2018, entre otros) se realizó una primera selección de ocho ES que fue discutida en un grupo de expertos locales (focus group) (ambientólogos, geógrafos, economistas, agrónomos) que seleccionaron los más relevantes para el caso de los Badlands de la Región de Murcia. Se consideraron también los ES de la actividad agrícola (Zabala et al., 2021a) que como ya se ha comentado están propiciando la degradación de algunos Badlands en la zona de estudio. Se han seleccionado seis atributos: tres ES culturales (paisaje singular erosionado, actividades recreativas y ecoturismo, actividades científico-educativas), biodiversidad (protección flora y fauna autóctona) y dos ES de provisión de las actividades agrícolas (producción de alimentos y regulación de CO₂ y/o temperatura). Dado que el objetivo del trabajo es la evaluación de la protección y conservación de los Badlands, las alternativas contempladas se basan en la mejora o el mantenimiento de sus características actuales y no se contempla la desaparición de estos ecosistemas por su completa transformación

en agricultura. Es por ello que los niveles de atributos recogen, por un lado, la mayor o misma provisión de los ES considerados propios de los Badlands, y por otro, la menor o misma provisión de los ES derivado del desarrollo de actividades agrícolas. El conjunto de atributos y niveles utilizados se recogen en la Tabla 10 del Anexo IV.

Una vez seleccionados los atributos y sus niveles se combinaron para crear las alternativas de ES que se presentaron a los encuestados. Seis atributos con dos niveles cada uno dan lugar a 64 posibles alternativas (perfiles), que es una cifra muy elevada para evaluar de forma completa por cada encuestado, dado a la confusión y fatiga que puede generar en los encuestados (Mesías et al., 2011). Así se generó un diseño ortogonal (Rao, 2014) que redujo a 8 el número de perfiles necesarios para obtener información de las preferencias de todos los atributos y niveles, resultando el conjunto de elección recogido en la Tabla 17.

Tabla 17. Perfiles (A-H) presentados a los encuestados.

Atributos	A	B	C	D	E	F	G	H
Paisaje singular erosionado	↑	↑	=	=	=	=	↑	↑
Actividades recreativas-ecoturismo	↑	↑	=	↑	=	↑	=	=
Actividades científico-educativas	↑	↑	↑	=	↑	=	=	=
Protección de flora y fauna autóctona	=	↑	=	↑	↑	=	↑	=
Producción de alimentos	=	↓	=	=	↓	↓	=	↓
Regulación del CO ₂ y/o de temperatura	=	↓	↓	=	=	↓	↓	=

Fuente: Elaboración propia.

Cada encuestado tuvo que ordenar sin repetir los 8 perfiles en función de su preferencia, del 1º (más preferido) hasta 8º (menos preferido), teniendo en cuenta la provisión conjunta de ES en los Badlands y sopesando todos los atributos y sus niveles simultáneamente. Para ayudar a los encuestados en esta tarea de ordenación se les mostró una tarjeta informativa donde se caracterizaban los Badlands de la zona y los ES considerados.

2.4. Recogida de datos

Los datos obtenidos en este trabajo proceden de una encuesta realizada de forma personal durante enero de 2021 a una muestra aleatoria de 400 de los 532.820 hogares de la Región de Murcia. En diciembre de 2020 se realizaron 20 encuestas piloto con el fin de depurar y comprobar el cuestionario.

La encuesta estaba formada por 20 cuestiones estructuradas en tres bloques:

- (I) 5 cuestiones sobre el conocimiento y medidas de gestión de espacios erosionados.
- (II) La pregunta del análisis conjunto sobre la ordenación de los perfiles.
- (III) 14 cuestiones relacionadas con: índices de compromisos ecológicos (Zabala et al., 2022), actividades que llevan a cabo los encuestados e información sociodemográfica y espacial (Para más información ver Anexo IV).

Una vez finalizada la recogida de información y antes de pasar al análisis, se realizó una evaluación de la consistencia de los encuestados en sus respuestas a la ordenación de perfiles (Nakatani & Teräsvirta, 2009). En el proceso del diseño del análisis conjunto se estableció que para los tres ES culturales y de biodiversidad siempre son preferidos los niveles de aumento; por el contrario, no había unanimidad entre los expertos del focus group ni en los resultados de la encuesta piloto sobre el nivel preferido para los ES de abastecimiento y regulación. Esto lleva a considerar inconsistentes a aquellos encuestados que prefieren los perfiles C, F o H al perfil A o prefieren el perfil F al B o al D, resultando un total de 72 encuestados inconsistentes, que son eliminados del análisis. Así la muestra queda compuesta finalmente por 328 encuestados, lo que supone un error de muestreo del 5.4 % para proporciones intermedias y de 3.2 % para proporciones extremas a un nivel de confianza del 95 %. Finalmente cabe señalar que tras realizar la ordenación se preguntó a los encuestados la dificultad que habían tenido para realizarla, a lo que el 48% señaló que tenía un nivel de dificultad medio mientras que al 39 % le había resultado difícil.

3. Resultados

En primer lugar, esta sección recoge un descriptivo general de la encuesta con la que se pone de manifiesto aspectos tales como la percepción general que tiene la población por los espacios erosionados en su conjunto; la valoración de las medidas de gestión a implementar en Badlands o la importancia que debe tener los principales agentes implicados en gestionar la conservación y protección de estos ecosistemas. Seguidamente, se exponen los resultados del análisis conjunto, determinando la importancia relativa de cada ES, las utilidades individuales de los atributos y niveles, que permiten identificar y caracterizar grupos de población según su preferencia por ES. En último lugar se simula la utilidad social de distintos escenarios de gestión de los Badlands.

3.1. Percepción general de la población

La caracterización socioeconómica de la muestra, recogida en la Tabla 11 del Anexo IV, indica que el encuestado tipo es un hombre (55 %) de 39 años, con nivel educativo medio/alto, trabajador en activo (57 %), miembro de un hogar de 3.4 personas con una renta media de 2,013 €/mes/hogar. Estos valores promedio no difieren de las medias poblacionales para la Región de Murcia (CREM, 2022b), asegurando la representatividad de la muestra.

En la Tabla 18 se recoge la percepción sobre la erosión del suelo en base al grado de acuerdo con las afirmaciones que se le presentaban. La población considera mayoritariamente que: las administraciones no vienen mostrando interés en gestionar la erosión del suelo en la zona; los Badlands forman parte de la identidad paisajística de la Región; la erosión es problema para la agricultura de la zona y la expansión de la agricultura es una de las principales amenazas para la pervivencia de los Badlands.

Tabla 18. Acuerdo de las declaraciones relacionadas con el fenómeno de la erosión del suelo. Frecuencia absoluta.

Declaraciones: 1 (Max. desacuerdo) 5 (Max. acuerdo)	1	2	3	4	5
La Administración no ha puesto en marcha medidas eficaces para gestionar el fenómeno de la erosión en la región (ADMNOT)	13	21	88	98	108
Los Badlands forman parte de la identidad cultural de la Región de Murcia como paisaje singular (BADCUL)	12	46	88	106	76
La erosión del suelo perjudica la producción agrícola y favorece el abandono de la agricultura tradicional (DAMAGR)	9	28	87	109	95
La expansión de la actividad agrícola es la principal amenaza para los Badlands (AGRACT)	21	64	111	86	46

Fuente: Elaboración propia.

En la primera parte de la Tabla 19 se recoge la efectividad percibida por la población de distintas medidas por aplicar medidas de gestión para proteger los Badlands, destacando la limitación de la expansión de la agricultura (8.12) y la prohibición de las construcciones (8.09). En la segunda parte se recoge la importancia otorgada al criterio de los distintos grupos de agentes implicados en el diseño y control de las medidas de gestión, destacando el papel de científicos e investigadores (8.69). De considerar el ranking ordinal de las medidas y de los agentes se obtienen las ponderaciones recogidas en la última columna.

Tabla 19. Las medidas de gestión de Badlands y el criterio de los agentes.

Eficacia de las medidas de gestión (Min 0 –Max 10)	Media	Min	Max	Peso
Restringir la expansión de la actividad agrícola (RESAGR)	8.12	0	10	0.44
Prohibición de las construcciones (residenciales, viales...) (PROCON)	8.09	1	10	0.22
Prohibición actividades deportivas a motor (motos...) (PROMOT)	7.98	0	10	0.15
Promover los valores socioambientales (rutas turísticas...) (PROSOC)	7.75	0	10	0.11
Restringir la repoblación forestal (RESFOR)	6.13	0	10	0.08
Importancia de los criterios de los agentes	Media	Min	Max	Peso
Investigadores y científicos (RESCIE)	8.69	1	10	0.48
Asociaciones medioambientales (ENASSO)	7.36	0	10	0.24
La población (POPULA)	6.78	0	10	0.16
Técnicos de la administración (ADMTEC)	6.75	0	10	0.12

Fuente: Elaboración propia.

3.2. Resultados globales del análisis conjunto

La modelización de las respuestas del análisis conjunto permite evaluar las preferencias sociales por los ES que proporcionan los Badlands. La Tabla 20 recoge los resultados de los modelos de mínimos cuadrados ordinarios (OLS) y logit ordenado (OLOGIT).

Tabla 20. Resultados del modelo OLS y OLOGIT.

Atributos	OLS	OLOGIT
Constante	2.223 (0.079) ***	-
Paisaje singular erosionado	1.352 (0.060) ***	1.671 (0.078) ***
Actividades recreativas-ecoturismo	1.416 (0.060) ***	1.708 (0.080) ***
Actividades científico-educativas	2.125 (0.060) ***	2.588 (0.084) ***
Protección de flora y fauna autóctona	1.380 (0.060) ***	1.506 (0.077) ***
Producción de alimentos	-0.898 (0.060) ***	-0.991 (0.073) ***
Regulación del CO ₂ y/o de temperatura	-0.820 (0.060) ***	-0.761 (0.071) ***
Máxima Verosimilitud	-4,825.821	-4,410.638
R ² Ajustado	0.58	
Chi-cuadrado (6)		2696.55 ***

Fuente: Elaboración propia. *** Significativo al 1 %. En el modelo OLOGIT, los puntos de corte estimados (μ) satisfacen las condiciones de que $\mu_1 < \mu_2 < \mu_3 < \mu_4 < \mu_5 < \mu_6 < \mu_7$. Esto implica que estas categorías se clasifican de forma ordenada.

Ambos modelos presentan un buen ajuste, resultando todos los atributos significativos (p valor < 0.01), siendo los signos de los coeficientes los esperados y de magnitudes muy similares en las dos especificaciones del modelo. Dada la naturaleza dicotómica de los niveles en todos los atributos, los coeficientes corresponden a las parth-worths de los atributos en uno de sus niveles de cambio, que son los recogidos junto a su importancia relativa en la Tabla 21 para ambas especificaciones.

Tabla 21. Parth-worths (PW) medios y su importancia relativa (RI).

Atributos	Niveles	OLS PW	OLS RI (%)	OLOGIT PW	OLOGIT RI (%)
Paisaje singular erosionado	Mayor	1.352	15.24	1.671	18.11
Actividades recreativas-ecoturismo	Mayor	1.416	16.35	1.708	18.50
Actividades científico-educativas	Mayor	2.125	23.35	2.588	28.06
Protección de flora y fauna autóctona	Mayor	1.380	15.94	1.506	16.33
Producción de alimentos	Menor	-0.898	14.28	-0.991	10.75
Regulación del CO ₂ y/o temperatura	Menor	-0.820	14.84	-0.761	8.25
Total			100		100

Fuente: Elaboración propia.

Tanto para el modelo OLS y OLOGIT se observa que en general todos los ES tienen una importancia relativa superior al 10 % y son considerados importantes para comprender los niveles de utilidad globales (Ramírez & Rondán, 2004). En ambos modelos los tres ES culturales y la biodiversidad fueron los atributos más importantes, siendo el ES relacionado con actividades científico-educativas el más valorado (23.35 y 28.06 % para el modelo OLS y OLOGIT respectivamente). En cambio, los ES relacionados con la actividad agrícola que se puede desarrollar en los Badlands fueron los menos valorados en ambas especificaciones, aunque se observa una preferencia por no disminuir su provisión.

Dada la similitud de resultados de ambas modelizaciones en los siguientes apartados se van a utilizar los resultados del modelo OLS, dado que esta especificación viene siendo la más utilizada en estudios sobre análisis conjunto (Wu et al., 2014; Schirpke et al., 2019a) además de que su mayor facilidad de estimación permite obtener unos resultados fiables cuando el número de ordenaciones no es elevado (Ramírez & Rondán, 2004).

3.3. Diferencias en los resultados del análisis conjunto por grupos

A partir de un análisis cluster en k-medias utilizando como variables los seis coeficientes de la función de utilidad individual de cada encuestado (Mesias et al, 2011) se identificaron cuatro agrupaciones. El análisis de la varianza mostró que los grupos diferían significativamente en las medias de los coeficientes de utilidad de segmentación por grupos. En la Tabla 22 se recoge la media de los coeficientes/part-worths de los atributos y su importancia relativa en cada grupo. La Figura 5 del Anexo IV recoge las desviaciones relativas respecto al total de la muestra para cada grupo de la importancia relativa dada a los ES de los Badlands.

Tabla 22. Part-worths (PW) e importancia relativa (RI) para cada grupo de encuestados.

Atributos	Niveles	Grupo 1		Grupo 2		Grupo 3		Grupo 4	
		PW	RI (%)	PW	RI (%)	PW	RI (%)	PW	RI (%)
Constante		1.953		2.637		2.364		1.902	
Paisaje singular erosionado	Mayor	1.931	18.54	1.264	14.02	0.979	16.10	0.706	8.73
Actividades recreativas-ecoturismo	Mayor	1.422	14.21	1.220	14.21	1.829	22.80	1.186	16.18
Actividades científico-educativas	Mayor	1.991	19.51	1.879	19.40	1.579	20.44	3.618	43.16
Protección de flora y fauna autóctona	Mayor	1.155	11.88	2.077	22.17	1.057	16.46	1.088	13.37
Producción de alimentos	Menor	-0.957	18.01	-1.066	11.89	-0.593	13.36	-0.882	11.32
Regulación del CO ₂ y/o de temperatura	Menor	-0.448	17.85	-1.648	18.31	-0.579	10.84	-0.520	7.24
N		116 (35.37 %)		91 (27.74 %)		70 (21.34 %)		51 (15.55 %)	

Fuente: Elaboración propia.

El grupo 1, que incluye a algo más de un tercio de la muestra, presenta valores de importancia relativa muy similares para todos los atributos y cabría pues denominarlo “sin preferencias por ES”.

El grupo 2, conformado por algo más de un cuarto de la muestra, otorga la mayor importancia relativa a la protección de flora y fauna autóctona y una importancia elevada al servicio de regulación de la actividad agraria, pudiendo caracterizarlo como “pro-biodiversidad y cambio climático”.

El grupo 3 comprende algo más de un quinto de la muestra, y destaca la importancia relativa dada a las actividades recreativas-ecoturismo, por lo que este grupo se denomina “pro-recreación”.

El grupo 4 con apenas el 15% de la muestra otorga una importancia relativa muy elevada a las actividades científico-educativas, por lo que se designa a este grupo como “pro-educación”.

Una vez caracterizados los grupos según sus preferencias respecto a los ES cabe analizar si los mismos se diferencian respecto a sus características sociodemográficas, espaciales, de compromiso ecológico, actividades realizadas o de valoración de medidas de gestión y los agentes que deben diseñarlas. Se ha realizado un análisis de diferencias de estas características entre los cuatro grupos que queda recogido en la Tabla 11 del Anexo IV, resultando significativas, entre otras, variables que miden el género, el nivel de estudios, el empleo, los compromisos ecológicos, las distancias a los Badlands, algunas de las actividades desarrolladas en los mismos, etc.

Atendiendo a las diferencias encontradas por grupos, el Grupo 1 (G1: sin preferencias por ES) se diferencia del resto en su mayor porcentaje de hombres, con un mayor porcentaje de trabajadores activos y con una mayor distancia respecto al Badland más cercano de

su residencia. Presentan unos bajos índices de compromiso ecológico y son los que menor número de actividades llevan a cabo en los Badlands y los que menos consideran a los Badlands como un paisaje único que forma parte de la identidad cultural de la Región de Murcia. Son los que más peso dan a la opinión de la población en general en el diseño de medidas.

Los individuos del Grupo 2 (G2: pro-biodiversidad y cambio climático) representan el mayor porcentaje de mujeres, de estudios universitarios y los mayores índices de compromiso ecológico de los cuatro grupos. Son los que más actividades científico-educativas, senderismo y fotografía realizan en estos espacios. Consideran mayoritariamente que los Badlands forman parte de la identidad cultural de la Región de Murcia y son el grupo que más valora la efectividad de prohibir construcciones y actividades a motor para la conservación de estos espacios.

En el Grupo 3 (G3: pro-recreación) se encuentran los individuos más jóvenes, con menor porcentaje de estudios universitarios y de los que llevan a cabo un mayor número de actividades relacionadas en los Badlands. Son los que menos gravedad ven el problema que la erosión supone para la actividad agraria.

Finalmente, el Grupo 4 (G4: pro-educación) se diferencia del resto por presentar los niveles de compromisos ecológicos más elevados, tener un menor porcentaje de trabajadores activos y por localizarse a una menor distancia respecto al Badlands más cercano a su residencia, siendo el grupo con mayor porcentaje de usuarios de estos espacios.

Esta información permite aumentar el conocimiento de la percepción del espacio y ayuda a entender cómo las utilidades de la población dependen de sus características socioeconómicas, que actúan como fuentes de heterogeneidad de las preferencias. Así, se proporciona una visión más completa de la demanda social por los Badlands, lo cual contribuye a mejorar el diseño de políticas de gestión ambiental al permitir la segmentación de las medidas según grupos de población objetivo (Zabala et al., 2022).

3.4. Simulación de estrategias

Para evaluar las estrategias de gestión de los Badlands, se pueden cuantificar los ES asociados a las posibles medidas de gestión derivadas s estos espacios a partir de los part-worths estimados. Se han considerado 6 estrategias de políticas de gestión de provisión de algunos/todos los atributos (Tabla 12 del Anexo IV), calculando su utilidad tanto para el conjunto de la población como para los cuatro grupos de preferencias (Tabla 23). Las estrategias consideradas son las siguientes:

S1: Política de gestión basada en la protección de los ES de Badlands y el mantenimiento de los ES agrícolas. Caracterizada por una mayor provisión de los tres ES culturales y biodiversidad y sin cambio en los ES de abastecimiento y regulación. Para ello se aplicarían las medidas que prohíben construcciones, forestaciones y actividades deportivas a motor y aquellas que promueven los valores socioambientales de los Badlands, como la señalización adecuada de senderos que faciliten la visita y el diseño de folletos informativos que sitúen a estos ecosistemas como sitios de interés turístico.

S2: Política de gestión basada en la protección de los ES de los Badlands. Con una mayor provisión de los ES culturales y la biodiversidad y una menor de los ES derivados de la agricultura desarrollada en estos ecosistemas. Con esta estrategia se llevan a cabo todas las medidas de gestión consideradas en la Tabla 19.

S3: Política de gestión educativa y turística. Incremento de las actividades educativas y recreativas y reduciendo la provisión de ES de abastecimiento y regulación derivados de la actividad agrícola. En esta estrategia no varía la provisión de ES relacionados con el paisaje singular erosionado y la protección de flora y fauna autóctona. Incluye medidas relacionadas con la promoción de valores socio ambientales de los Badlands y la limitación de la actividad agrícola y las reforestaciones en los Badlands.

S4: Política de gestión basada en la biodiversidad. En esta estrategia se busca la mejora en la protección de flora y fauna autóctona y favorecer asimismo un aumento de provisión del paisaje singular erosionado. A su vez con una menor provisión de los ES de abastecimiento y regulación, disminuyendo asimismo las actividades recreativas-ecoturismo. Se utilizarían medidas que limiten actividades agrícolas y de reforestación, restringiendo las construcciones y actividades a motor y limitando las visitas y actividades de recreo.

S5: Status quo. Todos los ES se mantendrán en los mismos niveles actuales de provisión, no aplicando ninguna medida de gestión específica.

S6: Política de gestión basada en la reducción de los ES agrícolas. En esta estrategia se considera el aplicar medidas de restricción de la actividad agrícola, sin ningún otro tipo de actuaciones de gestión. Se produciría una reducción de los niveles de ES de abastecimiento y regulación derivados de la agricultura, siendo más que posible una reducción de la provisión de los ES culturales y biodiversidad de los Badlands por la degradación en las zonas agrarias abandonadas.

Tabla 23. Niveles de utilidad para diferentes estrategias de política de gestión.

Estrategias	C1: sin preferencias por ES	C2: pro-biodiversidad	C3: pro-recreación	C4: pro-educación	Media muestral
1	8.452	9.077	7.808	8.500	8.496
2	7.047	6.363	6.636	7.098	6.778
3	3.961	3.022	4.600	5.304	4.046
4	3.634	3.264	3.228	2.294	3.237
5	1.953	2.637	2.364	1.902	2.223
6	0.548	-0.077	1.192	0.500	0.505

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados de la Tabla 23 muestran que para la población general el mayor nivel de utilidad lo produce la estrategia S1 “Política de gestión basada en la protección de los ES de Badlands y el mantenimiento de los ES agrícolas”, seguido de la estrategia S2 “Política de gestión basada en la protección de los ES de los Badlands”, mientras que no llevar a cabo ninguna medida de gestión (S5) o aplicar medidas que reduzcan la provisión de ES derivados de la agricultura (S6) generaría los menores valores de utilidad a la población. Las preferencias de cada grupo de encuestados por cada escenario se mantienen en la misma ordenación de preferencias que la población en general (salvo el caso del grupo G2 que prefiere la S4 a la S3), si bien los niveles de utilidad que cada estrategia de gestión proporciona son muy distintos entre los grupos de ciudadanos definidos según su valoración de los ES de los Badlands.

4. Discusión

Hasta donde tenemos conocimiento este es uno de los primeros trabajos que ha estudiado las preferencias sociales por la provisión de servicios ecosistémicos (ES) en los Badlands, para lo que se ha utilizado como caso de estudio los Badlands de la Región de Murcia (SE-España).

La población se ha mostrado consciente del poco interés mostrado por las administraciones públicas a la hora de gestionar el fenómeno de la erosión del suelo pese a la importancia que tienen los Badlands como parte de la identidad cultural del área de estudio. Es quizás por ello por lo que esta población prioriza el criterio de investigadores y científicos en la gestión de estos ecosistemas, al igual que en otros activos ambientales (Schernewski et al., 2018).

La gran variedad de ecosistemas co-existentes en la zona de estudio (forestales, acuáticos, huerta, litorales...) que son valorados muy positivamente por la población (Martínez-Paz et al., 2019; Alcon et al., 2019, Martínez-Paz et al., 2021) no impide que haya también una percepción social positiva de este tipo de dryland. La población consideró que limitar la expansión de la actividad agrícola o prohibir las construcciones

eran dos medidas de gestión claves para salvaguardar estos ecosistemas, siendo la primera una de las principales amenazas de los Badlands (Belmonte-Serrato et al., 2019). Diversos estudios muestran que es de esperar una percepción más positiva hacia un ecosistema si está protegido (Gorner et al., 2012) y proporcionan ES relacionados con los valores recreativos, educacionales y estéticos (Allendorf, 2007; Rice et al., 2020), como sucede en el caso concreto de los Badlands.

Utilizando la técnica del ranking contingente, habitual en los análisis conjuntos, se estimó las preferencias de la población por los ES de los Badlands. Mediante la estimación de modelos de mínimos cuadrados ordinarios (OLS) y logit ordenados (OLOGIT) se han determinado las partworths y la importancia relativa de cada ES. Ambos modelos muestran la mayor utilidad asociada a una mayor provisión de los ES culturales y biodiversidad y una menor utilidad por la disminución de la provisión de ES de abastecimiento y regulación, no presentando diferencias significativas en términos de signos o magnitud. Estas similitudes permiten recomendar el uso del modelo OLS, dada su sencillez de estimación, en línea con el trabajo de Jaeger et al. (2013).

Aumentar la provisión de actividades científico-educativas de los Badlands proporcionaba la mayor utilidad a la población, seguido de aumentar la provisión de actividades recreativas-ecoturismo. El desarrollo de ambos tipos de actividades son una de las debilidades que presenta la gestión Badlands del área de estudio (Belmonte-Serrato et al., 2019). Por ello, la promoción de campañas de concienciación/educación ambiental y de divulgación de las actividades recreativas a todos los niveles, desde niños en edad escolar hasta los responsables de la toma de decisiones (Solh et al., 2003) y un despliegue de señalética adecuada, es esencial para impulsar la provisión de estos ES culturales en estos espacios en la zona.

Por otro lado, se espera una mayor utilidad derivada de aumentar la provisión del paisaje singular erosionado. Este resultado, contrario al recogido en García-Llorente et al. (2012), en otra zona del sureste español, pone de manifiesto la priorización de la conservación del paisaje de Badlands. El hecho de que los Badlands sean considerados por gran parte de la población encuestada como un paisaje identitario, podría explicar este mayor nivel de utilidad. Es pues necesario replantear las posibles políticas de regulación de erosión en la zona, como reforestaciones indiscriminadas (Cánovas et al., 2017), dado el efecto negativo que producen en los valores estéticos del paisaje actual.

A pesar de la poca atención que se ha prestado a la biodiversidad de los ecosistemas de zonas secas (Davies et al., 2012) este trabajo ha demostrado que la protección de flora y fauna autóctona proporciona una utilidad a la población. Al contrario de lo que se

presupone en muchos ámbitos de gestión local, no existe una percepción negativa hacia el tipo de biodiversidad característica de estos ecosistemas sin presencia de agua y escasa vegetación. Este resultado está en línea con las actitudes positivas de la población para espacios naturales protegidos (Alcon et al., 2019) o para agroecosistemas semiáridos (Zabala et al., 2021b) de la misma región objeto de estudio de este trabajo.

La percepción negativa derivada de disminuir la provisión de los ES de abastecimiento y regulación está sin duda relacionada con las pérdidas de oportunidades económicas (Htun et al., 2012) y el interés en seguir conservando usos del suelo agrícola tradicional (Allendorf, 2007; Faccioli et al., 2020).

La existencia de grupos de población homogéneos con diferentes preferencias por los ES es frecuente (Quintas-Soriano et al., 2018; Yuan et al., 2021) y conocer el perfil sociodemográfico y económico de cada grupo resultará útil para la evaluación de estrategias de gestión diferenciadas (Zabala et al., 2022). De esta manera, los encuestados localizados a una menor distancia media sobre los Badlands forman grupos de preferencias por las actividades educacionales-científicas y de biodiversidad, lo cual está en línea con otros trabajos que demuestran la influencia que tiene la distancia en la percepción por los ES que proporciona un ecosistema (Andrade et al., 2019; Lyu et al., 2019). Por otro lado, se observó un mayor compromiso ecológico de los grupos de población con una preferencia por ES culturales y biodiversidad, confirmando la relación positiva entre las actitudes ambientales de la población y la protección de la biodiversidad y ES de un ecosistema (Halkos & Matsioi, 2017).

Albaladejo-García (2022) estima el bienestar social global de la implementación de medidas de protección de los Badlands de la Región de Murcia es de 8.5 M€/año. A partir de esta cifra y dado la importancia relativa de cada grupo de ES calculada en este trabajo, se puede aproximar el bienestar asociado a cada ES. Así la provisión del ES con mayor preferencia social, las actividades científico-educativas (23.35 %) podría valorarse en torno a los 2 M €/año, 1.4 M€/año para actividades recreativas-ecoturismo (16.35 %), mientras que la protección de flora y fauna autóctona (15.94 %) y el paisaje singular erosionado (15.24 %) generarían un beneficio social del orden 1.4 M€/año y 1.3 M€/año respectivamente. Estas cifras serán diferentes en cada uno de los grupos de encuestados identificados posteriormente, dado, la diferencia de utilidad de cada ES. Así, por ejemplo, las actividades científico-educativas proporcionarán un 85 % más de bienestar en el grupo formado por pro-educación de encuestados que para la población general o la protección de flora y fauna autóctona también podrá proporcionar hasta un 39 % más de bienestar en el grupo de pro-biodiversidad.

Para maximizar la utilidad social de las políticas de gestión y puesta en valor de los Badlands, los responsables políticos y gestores deben priorizar la aplicación de medidas encaminadas a una política de gestión basada en la protección de los ES de Badlands y el mantenimiento de los ES agrícolas, con una política global activa de selección del territorio con la mejor vocación para cada uno de los dos usos del suelo. Así, los mejores ecosistemas erosionados representativos y de mayor calidad deberían ser protegidos en su totalidad, delimitando claramente las superficies agrarias próximas a los Badlands que no interfieren con los mismos y que pueden continuar con su actividad productiva. La agricultura es percibida como un medio para frenar el cambio climático (Kertész & Madarász, 2014), el cual puede acentuar los procesos de erosión y desertificación no deseados (Borrelli et al., 2020). El apostar por una política que combine la protección de los ecosistemas erosionados junto con el mantenimiento de servicios agrícolas no es una estrategia común en los trabajos que estudian la gestión de la erosión, que apuestan casi exclusivamente por aplicar políticas de gestión del suelo basadas en reducir la erosión (Shrestha & Ligonja, 2015; Gómez et al., 2021), fomentando los ES de regulación (Mongil-Manso et al., 2016; Jeffery & Verheijen, 2020). No obstante, van apareciendo trabajos que exponen los beneficios sociales que tiene aplicar medidas de protección en espacios naturales característicos de regiones áridas (Ceurvorst & Lamborn, 2018).

5. Conclusiones

Este capítulo aporta resultados novedosos, ya que la investigación sobre la erosión del suelo y su relación con los servicios ecosistémicos (ES) culturales y la biodiversidad es escasa, y la mayoría de las investigaciones se centran en la reducción de la erosión del suelo y su relación con los ES de abastecimiento y regulación.

Utilizando los Badlands de la Región de Murcia como caso de estudio, este capítulo pone de manifiesto la existencia de las preferencias sociales por ES culturales y por la biodiversidad en estos espacios. La población considera necesario priorizar principalmente actividades científico-educativas, mientras que servicios derivados de la actividad agrícola son considerados poco importantes. Los gestores del territorio deberán diseñar programas de educación y de actividades recreativas respetuosas con estos ecosistemas. Además, conjugar políticas de gestión basadas en protección de los ES de Badlands y el mantenimiento de los ES agrícolas es clave a la hora de maximizar la utilidad social de la gestión de estos ecosistemas zonas secas.

Así la información relacionada con la valoración de los ES de estos ecosistemas será un criterio adicional para diseñar y evaluar políticas de gestión de Badlands más eficientes y

aceptadas socialmente. En el diseño de las políticas de lucha contra la erosión, que en el contexto del cambio climático van a tener un protagonismo especial en las áreas semiáridas, se debe evitar el apostar indiscriminadamente por políticas de reforestación o de desarrollo agrario, de forma que no desplacen los ES proporcionados por los Badlands.

Así sería muy recomendable establecer límites perimetrales claros de los Badlands mejor conservados y de mayor interés, sin que la actividad agrícola o forestal interfiera en su preservación. De este modo, se estará siguiendo las preferencias de la población por fomentar los valores culturales y la biodiversidad de los Badlands y por mantener ES de abastecimiento y regulación derivados de la agricultura.

CAPÍTULO 6. VALORACIÓN SOCIOECONÓMICA DE LOS HUERTOS URBANOS

1. Introducción

La expansión de las ciudades viene provocando una serie de problemas ligados a la degradación del medio ambiente urbano como la reducción de espacios verdes y abiertos, una mayor fragilidad ecológica, la pérdida y fragmentación de las tierras agrícolas peri-urbanas y la desconexión entre los residentes urbanos y el medio natural (Meng, 2019). Las áreas peri-urbanas, en contacto con el medio rural, tienden a sufrir cambios más drásticos durante el proceso de urbanización que las zonas más céntricas y urbanizadas de la ciudad (Mougeot, 2000) y es donde frecuentemente tienen lugar los mayores cambios de uso del suelo (ej.: abandono de la agricultura, urbanización de espacios naturales, etc.) (Gren & Andersson, 2018).

En la planificación urbana, cada vez juega un papel más destacado los proyectos que recuperan e integran la naturaleza en las ciudades, como la implementación de infraestructuras verdes (Green Infrastructure, 2013). La agricultura juega un papel relevante en la integración de las zonas naturales y semi-naturales dentro de las ciudades y sus alrededores (Contesse et al., 2018). La agricultura urbana aparece como una oportunidad para el reverdecimiento urbano en las ciudades y sus alrededores (Azunre et al., 2019), y para aumentar el bienestar de la población (Beatley, 2011).

Dados los beneficios que proporcionan al bienestar humano, la agricultura urbana ha sido utilizada como una de las medidas basadas en la naturaleza para lograr múltiples objetivos medioambientales y sociales en áreas urbanas y peri-urbanas (Cabral et al., 2017). La agricultura urbana constituye espacios que proporcionan una amplia gama de servicios ecosistémicos (ES) (Speak et al., 2015) y puede ayudar a combatir problemas urbanos, especialmente en términos de salud y mejorar la calidad de vida de los habitantes de las ciudades (Camps-Calvet et al., 2016). Los ES son los beneficios directos e indirectos que los ecosistemas proporcionan a la sociedad y que se agrupan en cuatro categorías: abastecimiento, regulación, soporte y culturales (MEA, 2005). En numerosos estudios se ha demostrado la importancia de la agricultura urbana para el suministro de alimentos y plantas (ES de abastecimiento) (Langemeyer et al., 2018), la regulación del clima local (ES de regulación) (Barthel et al., 2010), la polinización, control de plagas y provisión de hábitats para las especies (ES de soporte) (Langemeyer & Latkowska, 2016) y oportunidades para la relajación, la recreación y educación ambiental (ES culturales) (Bretzel et al., 2018).

Existe una amplia tipología de agricultura urbana según su ubicación y modelo de gestión, destacando, entre otros, los huertos urbanos, huertos domésticos, huertos comunitarios, huertos escolares, huertos en balcones y azoteas etc. (Ferreira et al., 2018). Los huertos

urbanos (AG) son parcelas cultivables subdivididas que se ceden o alquilan (generalmente a personas que viven en la ciudad y tienen un acceso limitado al uso de la tierra) para un uso privado (Bell et al., 2016) donde se cultivan, entre otros, hortalizas o flores (Scott et al., 2018). Los AG constituyen espacios agrícolas de la ciudad que suponen una oportunidad para que los ciudadanos se comprometan con actividades relacionadas con la jardinería y el cultivo (da Silva et al., 2016), permitiendo acceder simultáneamente a la naturaleza (Fox-Kämper et al., 2018) y la agricultura (Scott et al., 2018).

De esta forma, los AG son un exponente destacado de las “infraestructuras verdes” en entornos urbanos (Pinho et al., 2016), combinando la demanda por una conservación de la naturaleza junto con los beneficios que la población obtienen de estos espacios (Edmondson et al., 2020). Estos agroecosistemas tienen capacidad para proporcionar ES de abastecimiento como la provisión de alimentos (Anthopoulou et al., 2017); ES culturales como oportunidades para las actividades recreativas (Duś, 2014); ES de regulación, como la regulación de la escorrentía superficial, la reducción del efecto de la isla de calor urbana y las emisiones de CO₂ (Breuste & Artmann, 2015); ES de soporte, como el mantenimiento de los hábitats de diversas especies y la polinización (Speak et al., 2015) y una mayor biodiversidad urbana (Cabral et al., 2017). La relevancia social de unos u otros servicios depende del nivel de desarrollo socioeconómico donde tenga lugar la actividad: desde la seguridad alimentaria durante crisis económicas en países con menor calidad de vida (Seguí et al., 2017) hasta el proporcionar oportunidades de recreo en la naturaleza (van der Jagt et al., 2017). La implementación de AG en áreas periurbanas degradadas ha permitido mejorar la provisión de ES en ciudades como Praga (Horák et al., 2018), Salzburg (Breuste & Artmann, 2015), Berlín (Hilbrandt, 2019), Zaragoza (Martinez et al., 2018) o Alicante (Seguí et al., 2017), entre otras.

La cuantificación de la demanda social de este tipo de espacios es un elemento clave para guiar a los responsables de la planificación y gestión en los procesos de creación de áreas de AG en terrenos de titularidad pública. Las técnicas de valoración económica permiten estimar la demanda por disponer de AG como proxy de los beneficios esperados de estos agroecosistemas (Perez-Vazquez et al., 2006), e identificar los factores que influyen en ella. Aunque trabajos de valoración económica de los diferentes beneficios socioeconómicos de los AG son escasos (Perez-Vazquez et al., 2006), el estudio del bienestar generado por otros tipos de ecosistemas verdes urbanos (Bockarjova & Botzen, 2017) como los parques (Bockarjova et al., 2020), zonas verdes semipúblicas (Daams et al., 2019), parques forestales urbanos (Chen & Qi, 2018), etc. han permitido establecer unos antecedentes de la influencia de factores socio-demográficos (edad, género, nivel

de educación, renta...) y espaciales (decaimiento de la distancia, sustitutivos...) en la demanda de espacios verdes urbanos (Tiraieyari et al., 2019; Ye & Yoshida, 2019).

Sin embargo, la influencia de factores relacionados con la importancia otorgada por los ciudadanos a los ES proporcionados por dichos activos no ha sido analizada, pese a que los beneficios directos e indirectos que la población obtiene de los ES de AG es un factor importante para determinar los beneficios de una parcela de AG (Tian et al., 2020). La heterogeneidad espacial de la demanda y los posibles patrones espaciales locales es otro de los factores apenas considerado en el análisis de la demanda de AG (Czajkowski et al., 2017).

En este contexto, el objetivo central de este capítulo es estudiar la demanda de AG e identificar las fuentes de heterogeneidad de la misma, determinando el bienestar social generado por un proyecto de recuperación de tierras agrícolas abandonadas para la creación de un AG público. Como caso de estudio se ha seleccionado un agroecosistema degradado periurbano en la ciudad de Murcia (SE-España) en el que hay previsto un proyecto de recuperación con la creación de un espacio de AG. Para alcanzar este objetivo se han combinado diferentes métodos analíticos como la valoración contingente, el Proceso jerárquico analítico (AHP) y el análisis de puntos calientes (Hot spots), que permitan integrar las preferencias de los ciudadanos por los ES y los aspectos espaciales en el análisis de la demanda.

La estimación de la demanda social por los AG contribuye a la creación de un marco legal propio ampliamente aceptado por los ciudadanos (Ribeiro et al., 2020), inexistente en la mayor parte de los países (Morán & Fernandez, 2014). Los análisis propuestos en este trabajo han de servir de guía a la hora de fijar el pago de uso para disponer de parcelas de AG y tendrán implicaciones relevantes en el diseño de políticas locales y selección de alternativas (Johnston & Ramachandran, 2014).

Además de los aspectos metodológicos novedosos, basados en la combinación de metodologías de análisis de preferencias y valoración espacial de los AG, y el interés del caso de estudio, este trabajo supone una contribución al desarrollo de la limitada literatura existente sobre la gobernanza y el manejo de las áreas peri-urbanas (Spyra et al., 2020) y contribuirá a informar a los encargados de la toma de decisiones para que la planificación urbana sea lo más eficiente posible y aceptada por la mayor parte de la ciudadanía.

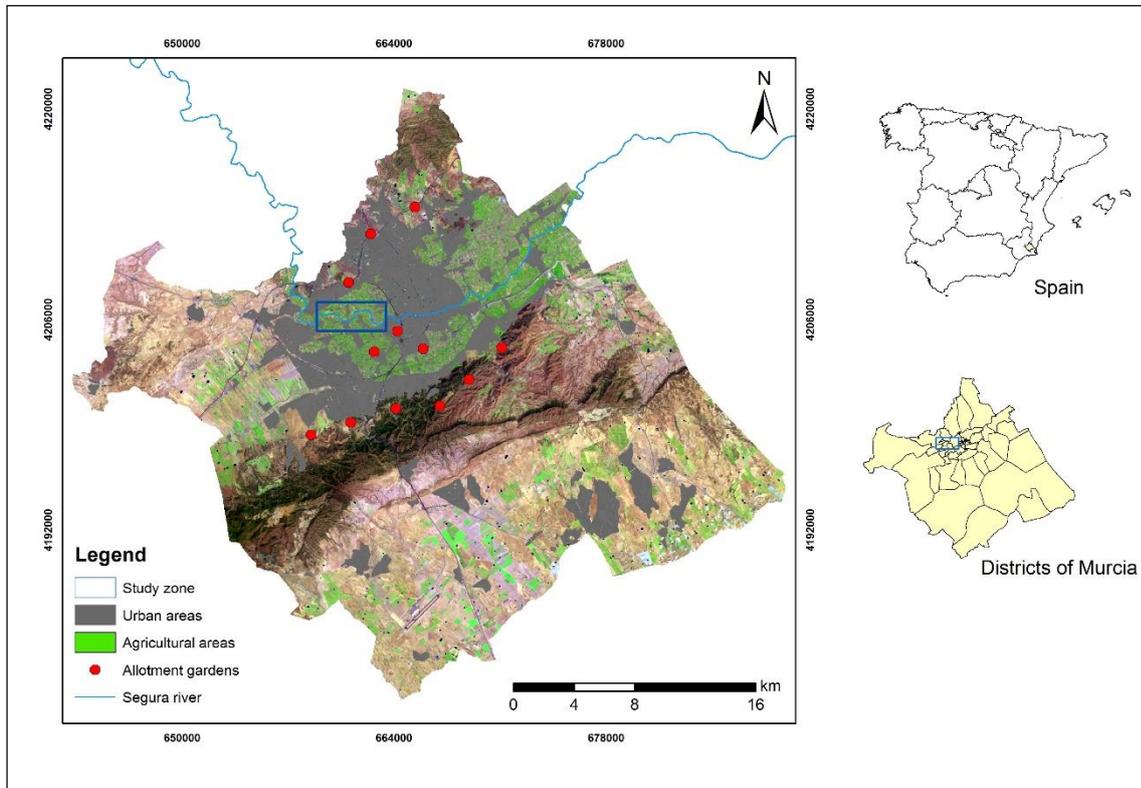
2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

En la ciudad de Murcia (SE-España) existen actuaciones de huertos urbanos (AG) desde hace dos décadas. La mayoría de AG se encuentra en espacios de titularidad pública y son gestionados por el Servicio de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Murcia. Actualmente, Murcia cuenta con 17,800 m² de superficie total de AG repartidos en una docena de áreas del municipio (Figura 17), existiendo una gran heterogeneidad en el tamaño de AG y el número de parcelas en cada área. Los AG son de uso común, con una licencia de uso otorgada mediante sorteo público por un periodo de 1 o 2 años renovables, siendo su función el cultivo de hortalizas en régimen de autoconsumo y sin ánimo de lucro. En estos espacios además se promueve la educación ambiental, ya que pueden ser visitados por distintos grupos y asociaciones con el fin de dar a conocer las actividades agrícolas que se desarrollan e inculcar valores sobre agricultura tradicional y ecológica (Bio Segura, 2017).

En la actualidad, varios programas de restauración ecológica y mejora de la calidad ambiental en el municipio de Murcia están en fase de avanzada ejecución, enmarcados dentro de la conocida “Estrategia de Ciudad 2020”. Entre estos, el programa más importante es el conocido como “Murcia-Río”, que tiene como finalidad la recuperación de las áreas peri-urbanas situadas en torno al río Segura y que se han visto deterioradas por el crecimiento urbano de la ciudad de Murcia. Así se busca la puesta en valor de la conocida como Huerta de Murcia (Martínez-Paz et al., 2019), agroecosistema tradicional donde el cese de la actividad agrícola en algunas áreas ha provocado la degradación de las mismas con la consiguiente reducción de ES proporcionados. Una de las actuaciones del programa Murcia-Río es la implementación de un gran espacio de AG en los antiguos meandros del río situados en la periferia occidental de la ciudad de Murcia (Figura 17). Estos meandros dejaron de ser utilizados como tierras agrícolas tras el encauzamiento del río Segura a finales del s. XX con la finalidad de evitar inundaciones, quedando unos amplios terrenos de titularidad pública, con suelos de mucha calidad, a los que no se ha dado uso. Esta iniciativa, que es utilizada como caso de estudio, contempla la transformación de una superficie de 10,000 m² en AG, articulada en 400 parcelas (Ayuntamiento de Murcia, 2019).

Figura 17. Zona de estudio (zona de actuación proyecto Murcia-Río) y huertos urbanos en el municipio de Murcia.



Fuente: Elaboración propia.

2.2. Métodos

Para la estimación de la demanda por los AG se ha utilizado el método de valoración contingente. Este es un método de preferencias declaradas en el que se pide directamente a los encuestados que expresen su disposición a pagar (WTP) para mejorar la cantidad o la calidad de un bien o servicio que no se intercambia en un mercado tradicional. Se simula, por tanto, un mercado hipotético con el que se obtiene el valor de un activo ambiental, en unidades monetarias, permitiendo obtener el denominado Valor Económico Total (TEV), que incluye valores de uso y de no uso (Mariel et al., 2021), y que permite estimar los beneficios sociales derivados de la implementación de una determinada iniciativa ambiental (Perni et al., 2011).

Respecto a las técnicas utilizadas, para la valoración de la importancia relativa de los ES se realizó una comparación por pares entre los 3 tipos de ES que ofrecen los AG utilizando la técnica del Proceso jerárquico analítico (AHP). El AHP, cuyos fundamentos y aplicación pueden consultarse en Saaty (1980), es una de las técnicas de priorización multicriterio más utilizadas (Emrouznejad & Marra, 2017). Se basa en la comparación por pares de los elementos a priorizar por parte de los encuestados, que permite obtener la importancia

relativa de cada elemento en el conjunto. Para la comparación se utiliza la escala de Saaty, del 1 al 9, donde el valor 9 representa la máxima importancia relativa para los encuestados de un determinado elemento respecto al que se está comparando, mientras el valor 1 indica la misma importancia relativa para ambos (Koschke et al., 2012). Este método permite obtener la medida de la consistencia del encuestado en sus valoraciones, dada la redundancia de las comparaciones realizadas, con el denominado ratio de consistencia (CR) (Saaty, 1980). El estudio de la consistencia es especialmente interesante cuando se valoran elementos con los que los encuestados no están familiarizados, como puede ser el caso del concepto de ES, permitiendo descartar del análisis aquel encuestado contradictorio o inconsistente (Nahuelhual et al., 2014). El CR toma valores entre cero (comparaciones totalmente consistentes) y uno (comparaciones totalmente aleatorias). En el caso de juicios de expertos el máximo CR se suele fijar en 0.1, umbral que puede situarse en 0.2 para permitir respuestas de personas inexpertas (Ho et al., 2005) y es el adoptado en este trabajo, dado que se trata de una encuesta a la población. A partir de la importancia relativa de los ES se construye un índice de preferencias expresado como el índice de especialización de cada servicio para cada encuestado, con solo realizar el cociente entre la importancia relativa individual y la importancia relativa grupal.

Para el estudio de los factores que determinan la WTP por disponer de una parcela de AG, se llevó a cabo un análisis multivariante mediante la estimación de modelos con especificaciones *logit* y *tobit* (Greene, 1997).

Para explorar la heterogeneidad espacial de la WTP y los factores que la determinan se llevó a cabo un análisis de puntos calientes y fríos (Hot and Cold spots) (Getis & Ord, 2010; Johnston et al., 2015), aplicado con éxito para estudiar el rendimiento de cultivos (Peeters et al., 2015), la contaminación del suelo agrícola (Hu et al., 2019) o la isla de calor urbana (Shaker et al., 2019). Los puntos calientes se forman cuando en un entorno de vecindad, los valores que alcanza la variable analizada son elevados y, por el contrario, los puntos fríos se originan cuando los valores son bajos, permitiendo identificar la existencia de patrones espaciales locales (Czajkowski et al., 2017).

Los puntos calientes y fríos han sido obtenidos a través de la técnica de Getis-Ord G_i^* con un nivel de significación estadística (p . valor < 0.10). Así se identifican observaciones de alto (bajo) valor rodeadas de otras observaciones de alto (bajo) valor, donde la diferencia entre los valores observados es demasiado grande para ser fruto del azar (Johnston & Ramachandran, 2014). Se definen, por tanto, como puntos calientes y fríos estadísticamente significativos (Getis & Ord, 2010). Para la división espacial (Johnston et

al., 2011) en este trabajo se han considerado 43 distritos en la ciudad de Murcia ubicando a los encuestados según el código postal de su residencia principal.

2.3. Recogida de datos

Los datos primarios han sido obtenidos a través de un cuestionario (Anexo V). Para la aplicación del método de valoración contingente y la estimación de las preferencias de los ciudadanos se utilizó un cuestionario estructurado.

El cuestionario utilizado está compuesto por 25 preguntas divididas en tres bloques: (i) cuestiones sobre el conocimiento de la zona de estudio, el proyecto de AG y la valoración de la importancia relativa de ES proporcionados por AG (ii) valoración económica de los AG y (iii) evaluación del compromiso ambiental y variables sociodemográficas.

El primer bloque tiene como finalidad, de un lado, obtener información del conocimiento que tienen los encuestados sobre la zona a valorar y el uso que hacen de ella, y de otro, determinar la importancia relativa que dan los encuestados a los tres tipos de ES (abastecimiento, regulación y culturales) proporcionados por AG (Breuste & Artmann, 2015). Se descartó preguntar por el ES de soporte como es habitual en este tipo de valoraciones (Tengberg et al., 2012) ya que su función es la de mantener los procesos del ecosistema y permitir la provisión del resto de ES (Boyd et al., 2015).

El segundo bloque se centra en la cuantificación de la WTP por disponer de una parcela de AG y las razones por las que los encuestados están o no dispuestos a contribuir. La formulación de la pregunta fue: *¿Estaría interesado en disponer para usted y/o los miembros de su familia de una parcela de huertos urbanos en la zona de los meandros del río (de unos 25 m²) ubicada en la periferia occidental de la ciudad para desarrollar actividades de cultivo de variedades autóctonas para autoconsumo?*

Además del formato dicotómico de la WTP (WTPB), en caso de una respuesta afirmativa por parte del encuestado, éste debía manifestar su máxima WTP (WTPT) y los motivos que conducían a dicha respuesta. En caso de una respuesta negativa se identificaron las motivaciones que expresan los individuos por una WTP=0, categorizando estas respuestas en protestas y no protestas. En este trabajo los ceros protesta se han excluido para evitar inconsistencias conceptuales y la subestimación de la WTP (Barreiro-Hurle et al., 2018).

La última sección del cuestionario incluía una serie de preguntas de actitud, comportamiento y socio-demográfica. La información sobre actitudes y comportamiento se ha utilizado para construir índices de compromiso ecológico (ECI) que representan el compromiso afectivo (*me gustaría que*), verbal (*tengo intención de hacer*) y real (*hago*) de

cada individuo con el medio ambiente (AECI, VECI y RECI respectivamente) (Alcon et al., 2019). Fueron calculados usando una escala de Likert del 1 al 5, calificando las respuestas dadas a una serie de afirmaciones del cuestionario. Estos índices resultaron útiles para mejorar la capacidad explicativa de los modelos econométricos (Perni et al., 2020).

La encuesta se llevó a cabo de forma personal durante los meses de marzo y abril de 2018 a una muestra aleatoria de los 134,316 hogares del municipio de Murcia. Se obtuvieron inicialmente 400 encuestas completas, con lo que el error de muestreo es del 4.9% en caso de proporciones intermedias y de 2.9% para proporciones extremas (Greene, 1997). Antes de pasar a la elaboración de resultados se ha hecho el estudio de consistencia de los entrevistados en el AHP sobre valoración de ES. Se ha obtenido que 66 de los encuestados presentaban una ratio de consistencia superior a 0.2, lo cual representa un 16.5% de encuestados inconsistentes, en línea con el resultado de otros estudios (Emrouznejad & Marra, 2017). Se han eliminado de la muestra los entrevistados inconsistentes para todos los análisis del trabajo, no solo en lo referido a la prioridad de los ES. Finalmente se han utilizado una muestra de 334 observaciones con un error muestral inferior al 5% y consistencia completa (Perni & Martínez-Paz, 2013). Los datos primarios han sido complementados con datos espaciales de los 43 distritos de residencia de los encuestados.

Todas las variables que han sido utilizadas para explicar en el trabajo se encuentran recogidas en el Anexo V.

2.4. Descripción de la muestra

La descriptiva de la muestra, recogida en la Tabla 13 del Anexo V identifica el perfil del encuestado promedio como un hombre, de 46 años, con estudios universitarios (finalizados o en curso) y que es trabajador activo. Lo más frecuente es un hogar de 4 miembros (3.3 en media), siendo la renta familiar media de 1,956 €/mes. Estas características no difieren de forma significativa de los valores censales del municipio de Murcia (CREM, 2022a), lo que confirma la representatividad de la muestra y su validez para el análisis e inferencia sobre la población.

El 37.84 % de los encuestados son usuarios del área peri-urbana objeto de estudio, puesto que en el trimestre previo a la realización de la encuesta llevaron a cabo alguna actividad en la zona. El visitar familiares/amigos (23%), el ser zona de desplazamiento habitual (22%), hacer senderismo/correr (20%) y montar en bicicleta (14%) son las actividades más frecuentes.

En cuanto al nivel de compromiso ambiental de la población (medido en una escala de Likert del 1-5 (Tabla 14 del Anexo V) es elevado (4.1) en la faceta afectiva (AECI), intermedio (3.2) en los aspectos de predisposición a actuar (VECI) y bastante más reducido (2.2) en el desempeño ecológico real (RECI).

Mediante Sistemas de Información Geográfica, y partir de la información recogida sobre el distrito de residencia (en uno de los 43 distritos creados por agrupación de los códigos postales de la ciudad de Murcia), se ha podido ampliar la caracterización de la muestra con variables espaciales (Tabla 15 del Anexo V). Así el 56.76 % de los hogares encuestados viven alejados de la zona de estudio (>1 km), fracción muy similar a la del censo de la ciudad de Murcia (CREM, 2022a). El 28.53 % de los encuestados tiene su hogar en alguno de los 12 distritos donde ya existen AG.

3. Resultados

3.1. Evaluación de servicios ecosistémicos

Los resultados de la evaluación de preferencias de cada grupo de servicios ecosistémicos (ES) proporcionados por los AG son los recogidos en la Tabla 24. La población otorga una mayor importancia relativa a los ES de abastecimiento (44%), que dobla a los ES culturales (22%), situándose los ES de regulación (34%) en una posición intermedia. A partir de los valores medios asignados a las preferencias de los ES se ha construido el índice de preferencias para cada tipo de ES, que mide la especialización /desviación de las preferencias de cada encuestado sobre la media del grupo para cada ES. Así, un índice de preferencias mayor que 1 para un determinado ES indica que el encuestado da más importancia a ese servicio que la que da en media la población. Así se recogen las preferencias para cada ES respecto a su preferencia media, expresando de forma integral la variabilidad de dichas preferencias. Cabe señalar como los ES culturales son los que tienen una mayor variabilidad de la importancia otorgada, mientras que en el de provisión hay mayor consenso.

La asociación entre las características socioeconómicas y espaciales y las preferencias de ES (Figura 6 del Anexo V) ha mostrado varias asociaciones significativas de interés. Así, la edad parece tener una fuerte influencia en las categorías de valoración de ES, de forma que al aumentar la edad aumenta la importancia los ES de abastecimiento, disminuyendo la de las otras dos categorías (ES culturales y ES de regulación). Un papel inverso juega la renta familiar disponible, de forma que al aumentar la misma disminuye

la importancia de los ES de abastecimiento, aumentando la de las otras dos categorías de ES.

Tabla 24. Índice de importancia y preferencias de los servicios ecosistémicos.

ES	Código	Media	SD	Min	Max
ES abastecimiento (valores entre 0 y 1)	ESUP	0.440	0.235	0.052	0.818
ES regulación (valores entre 0 y 1)	EREG	0.339	0.222	0.055	0.818
ES culturales (valores entre 0 y 1)	ECUL	0.221	0.214	0.052	0.778
Índice de Preferencia ES abastecimiento	PIS	1	0.534	0.117	1.861
Índice de Preferencia ES regulación	PIR	1	0.653	0.161	2.412
Índice de Preferencia ES cultural	PIC	1	0.969	0.234	3.516

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a las variables espaciales, se constata que las personas que viven alejados (>1 km) de la zona de estudio tienen una mayor valoración de los ES de abastecimiento y los ES de regulación que los que viven en o cerca (<1 km) de la zona, que priorizan en mayor medida los servicios culturales. Los encuestados que viven en distritos donde no hay AG otorgan una mayor importancia relativa a los ES de abastecimiento y culturales, mientras que los individuos que disponen de AG en su lugar de residencia muestran una mayor preferencia por los ES de regulación.

3.2. Análisis de la demanda

La demanda por los AG ha sido valorada por los ciudadanos a través de la cuantificación de la WTP. De la pregunta dicotómica de la WTP se extrae que del total de encuestados (334), el 28.14 % de la muestra (94 individuos) mostraba una disposición a pagar positiva (WTP+) por disponer de una parcela de AG, mientras que el 71.86 % (240 individuos) restante no estarían dispuestos a pagar por disponer de la misma (WTP=0).

En el grupo de WTP=0 es necesario distinguir los ceros reales de los ceros protesta. Los ceros reales son aquellos que realmente no estarían dispuestos a pagar por disponer de una parcela de AG. Los ceros protesta son la expresión del rechazo a participar en el mercado propuesto, aunque si valoran positivamente los AG (Barreiro-Hurle et al., 2018). En el análisis de las razones esgrimidas por los encuestados para protestar llevó a concluir que 33 de los 240 ceros se corresponden con protestas, siendo el argumento más frecuente que si bien apoyan la iniciativa, ésta debería ser gratuita con adjudicaciones por sorteo. Las restantes 207 respuestas son ceros reales, debido a que no valoran el bien como para sufragar su provisión o no disponen de renta para destinar a este fin. Así, el mercado hipotético se configuró teniendo en cuenta la WTP+ y los ceros reales, obteniéndose que el mercado de AG está finalmente compuesto de 301 individuos.

La estadística descriptiva de la disposición a pagar (WTPT) por disponer de una parcela de AG en el área de actuación de la ciudad de Murcia se recoge en la Tabla 25. El promedio de la WTPT es de 5.38 €/hogar/mes, con el mínimo en 0 (correspondiente a los ceros reales) y el máximo de 50 €/hogar/mes. En la misma tabla se recoge la media de esta variable diferenciando si el encuestado es actualmente usuario o no de la zona de actuación, obteniendo para no usuarios una disposición de 4.49 €/hogar/mes, que es significativamente inferior a los 6.72 €/hogar/mes que declaran los usuarios. La diferencia de ambas, 2.23 €/hogar/mes, representaría la WTPT media de uso de la zona.

Tabla 25. Descriptiva de la disposición a pagar WTPT (€/hogar/mes).

Variable	n	Media	SD	Min	Max	t-test	Significación
WTPT	301	5.38	9.98	0	50		
WTPT usuarios	120	6.72	11.09	0	50	1.870	0.031
WTPT no usuarios	181	4.49	9.10	0	50		
WTP+	94	17.21	10.75	2	50		

Fuente: Elaboración propia.

A partir de estos valores es posible estimar el Valor Económico Total (TEV), proxy del beneficio social (Bateman et al., 2002) que tendría la implementación de AG en la zona de estudio. Extrapolando las cifras medias al conjunto de la población (134,316 hogares del municipio de Murcia) se obtiene un TEV de 8,671,441 €/año. Teniendo en cuenta los porcentajes de usuarios y no usuarios y las WTPT medias de uso y de no uso se puede descomponer el TEV del proyecto de AG en 1,360,077 €/año como TEV de uso, siendo de 7,236,946 €/año como TEV de no uso.

En la Tabla 25 se recoge también el valor medio de los WTP+, es decir de aquellos encuestados dispuestos a pagar por disfrutar de una parcela de AG. El promedio del valor de la WTP+ es de 17.21 €/mes que sería una estimación del monto medio que el adjudicatario de la parcela individual estaría dispuesto a pagar al Ayuntamiento de Murcia por disponer de una parcela estándar de AG en la zona. Dado que las parcelas AG son bienes rivales y excluibles, (la adjudicación de una parcela impide su uso por parte de otro hogar y la disponibilidad de parcelas de AG es limitada), sin duda el monto de pago final sería más elevado de esta cifra media, pero no superior al máximo obtenido de 50 €/mes.

3.3. Determinantes de la disposición al pago

Los factores que explican la WTP por disponer de una parcela de AG han sido estimados a partir de dos tipos de especificaciones, la especificación *logit* para explicar la WTP dicotómica (WTPB) y *tobit* para la WTP total (WTPT). En ambas estimaciones se realizaron dos modelizaciones: una modelización definida como base (BA) que incluye como regresores todas las variables socio-espaciales (Tabla 13, 14, 15 del Anexo V); y

una modelización adicional que incorpora los índices de preferencia de los tipos de ES (Tabla 24), denominada ES. En la modelización de ES se incluyen el índice de preferencia de ES de abastecimiento (PIS) y ES culturales (PIC), dejando el índice de preferencia de ES de regulación (PIR) como la categoría de referencia, dado que por construcción las tres variables son perfectamente colineales. Estas modelizaciones, además de identificar los factores que explican la WTP, sirven para testar la validez teórica de la WTP obtenida al corroborar la hipótesis sobre significación y sentidos de los regresores (Barreiro-Hurle et al., 2018).

En la Tabla 26 se presenta la estimación de los modelos *logit* para la variable dependiente binaria (WTPB), es decir la disposición o no a pagar por disponer de una parcela de AG. Las variables socio-espaciales significativas son las mismas en ambos modelos, resultando además significativas las preferencias de los ES en la especificación WTPB-ES. No se encontró un efecto significativo de la interacción entre el índice de preferencia de ES y otras variables. En ambas especificaciones no hay problemas de colinealidad ($VIF < 10$), el porcentaje de clasificación correcta es elevado y los signos de los regresores son los esperados, y dado que WTPB-ES presenta un mejor ajuste que WTPB-BA ($LRT_{est} = 23.25 > \chi^2_{0.05;2} = 2.99$), se utiliza esta especificación para el análisis y los efectos marginales de cada variable evaluada en la media muestral.

Tabla 26. Estimación logit de la WTPB.

VARIABLES	WTPB-BA	WTPB-ES	Efectos marginales
Constante	-0.992 (0.580)*	-3.070 (0.908)***	
DIST	-3.462 (0.403)***	-3.307 (0.418)***	-0.508
ASUB	-1.835 (0.468)***	-1.559 (0.448)***	-0.204
NDBI	4.510 (2.396)*	5.344 (2.556)**	0.700
VECI	0.580 (0.175)***	0.613 (0.187)***	0.080
PIS		1.605 (0.951)*	0.092
PIC		4.541 (1.043)***	0.131
Máxima Verosimilitud	-106.996	-95.370	
AIC	223.991	204.740	
% Clasificación correcta	256 (85.0 %)	263 (87.4 %)	
VIF	1.113	1.511	

Fuente: Elaboración propia. *, ** y *** indican niveles de significación de 0.1, 0.05 y 0.01, respectivamente.

Así, los ciudadanos tendrán una mayor probabilidad de estar dispuestos a pagar si se encuentran cerca ($< 1\text{km}$) de la zona de actuación (DIST), cuentan con una menor superficie de otros AG del distrito donde viven (ASUB), poseen un mayor grado de urbanización en su distrito (NDBI) y un mayor compromiso ecológico verbal (VECI), y la importancia relativa dada a los ES de abastecimiento (PIS) y cultural (PIC) es mayor. Así, por ejemplo, el aumento de una unidad en la importancia relativa de los ES de

abastecimiento y ES culturales, aumenta un 9.2 % y 13.1 % la probabilidad estar dispuesto a pagar por disponer de una parcela AG respectivamente.

La función de demanda de los AG también ha sido estimada a través de las regresiones *tobit* recogidas en la Tabla 27. La variable dependiente es ahora la cantidad de dinero que los individuos están dispuestos a pagar (WTPT), manteniendo los mismos regresores y preferencias por los ES que en la modelización binaria. Las variables referidas a los ES resultan significativas y mejoran el ajuste del modelo, no presentándose problemas de colinealidad y siendo el signo de las variables el esperado. Acorde con el LRtest, la especificación WTPT-ES es la que mejores ajustes presenta (LRTest = 54.89 > $\chi^2_{0.05;2} = 2.99$). Además, no se encontró ningún efecto significativo de la interacción entre el índice de Preferencia de ES y otras variables. Así, son seis las variables que explican la cuantía de la WTP de forma que, y en la media muestral, cada 1,000 m² de superficie de AG ya existentes en el distrito de residencia disminuye la WTPT en 3.14 €/hogar/mes; cada punto adicional de NDBI aumenta el pago en 18.80 €/hogar/mes y de VECI en 1.15 €/hogar/mes; ser usuarios actual de la zona de actuación aumenta la WTPT en 1.39 €/hogar/mes, mientras que por cada punto unitario más de importancia de los ES de abastecimiento se incrementa la WTPT en 1.99 €/hogar/mes respecto a los ES de regulación, cifra que aumenta a 3.03 €/hogar/mes para los ES culturales.

Tabla 27. Estimación tobit de la WTPT.

VARIABLES	WTPT-BA	WTPT-ES	Efectos marginales
Constante	-31.375 (6.901)***	-46.024 (7.945)***	
ASUB	-16.451 (4.198)***	-12.385 (3.439)***	-3.141
NDBI	64.344 (21.095)***	74.426 (18.892)***	18.801
VECI	4.409 (1.514)***	4.551 (1.317)***	1.154
USER		5.156 (2.842)*	1.385
PIS		7.826 (3.322)**	1.985
PIC		11.943 (1.707)***	3.029
Maxima Verosimilitud	-509.844	-482.397	
AIC	1031.688	980.794	
Estadístico Chi-cuadrado (P.valor)	6.312 (0.043)	23.328 (0.000)	
VIF	1.091	1.431	

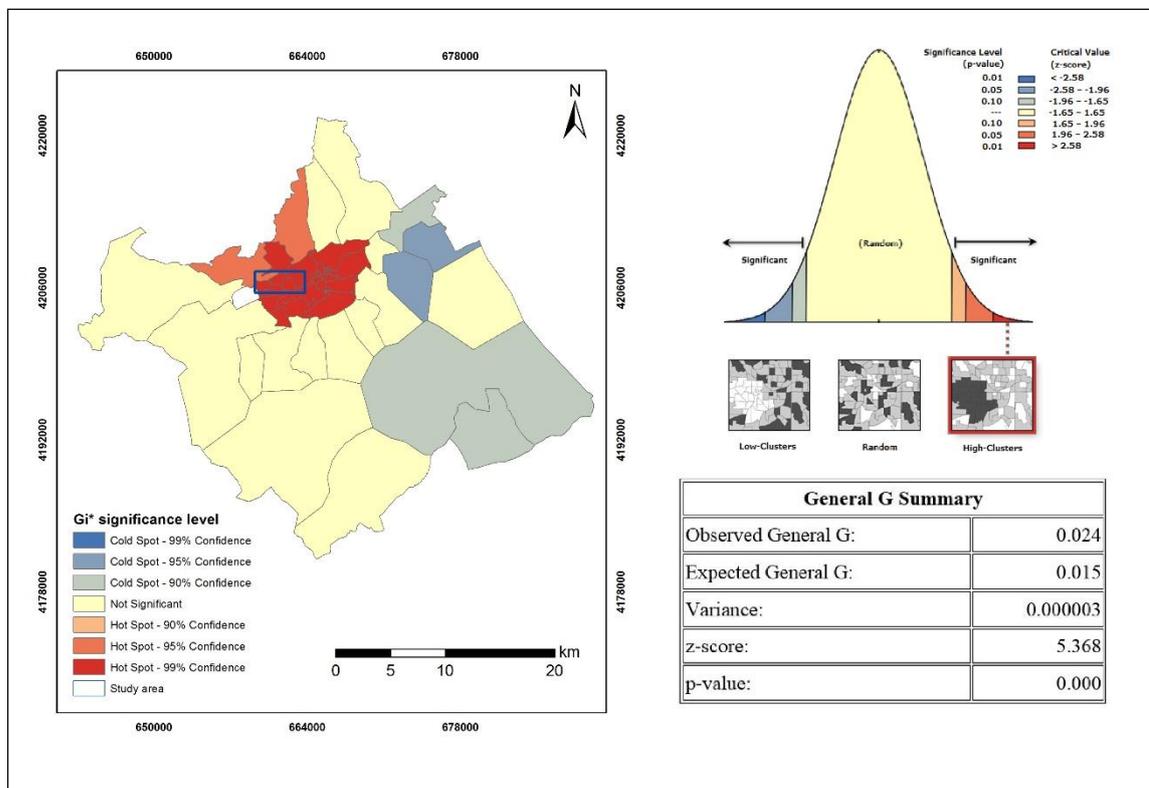
Fuente: Elaboración propia. *, ** y *** indican niveles de significación de 0.1, 0.05 y 0.01, respectivamente.

3.4. Análisis de puntos calientes

La identificación de heterogeneidad espacial para la WTPT, en los 43 distritos del municipio de Murcia, a través del análisis de puntos calientes/fríos (Hot and Cold spots) viene recogida en la Figura 18. La distribución de las WTPT en los distritos de la ciudad de Murcia, dado su puntuación z de 5.39 (sig < 0.01), sigue un patrón de alta agrupación.

Así, se presenta una agrupación de 24 distritos con altos valores de la WTPT (Hot Spots) próximos a la zona de estudio, y una concentración de 5 distritos con bajos valores de WTPT (Cold Spots) en la parte oriental del municipio de Murcia (zonas más alejadas de la zona de estudio). En el resto de los 14 distritos, los valores de la WTPT no siguen un patrón espacial significativo. La WTPT arroja unos valores medios sensiblemente más elevados en los Hot Spots (7.71 €/hogar/mes) que en los Cold Spots (3.03 €/hogar/mes). Así pese a que la variable “Distancia a la zona de estudio” no ha resultado significativa en el modelo *tobit* para explicar la WTPT, se confirma la existencia de heterogeneidad espacial local con una mayor valoración económica de la actuación en los distritos próximos.

Figura 18. Resultados del Getis-Ord G_i^* para la WTPT.



Fuente: Elaboración propia.

Una vez determinadas las zonas calientes y frías, se ha realizado una caracterización de cada una de ellas en base a las variables socio-espaciales recogidas en la Tabla 13, 14 y 15 del Anexo V. A partir de la prueba U de Mann-Whitney se obtuvieron diferencias significativas (p -valor < 0.10) entre los valores de las WTPT de ambas zonas para las variables recogidas en la Tabla 28.

Tabla 28. Variables medias para los puntos calientes y fríos de la WTPT.

Variables	WTPT Hot Spots	WTPT Cold Spots
EREG	0.359	0.469
NDBI	0.099	0.017
VECI	3.251	2.708
DIST	59.830	0.000
SUB	26.383	0.000
TRAN	13.558	41.000
HIK	28.380	0.000
WTPT	7.71	3.03

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados muestran que en los distritos de WTPT Cold Spots se da una importancia relativa más alta a los ES de regulación. Así, las personas localizadas en los WTPT Cold Spots están vinculadas con valores de no uso de los AG, mientras que los distritos que conforman los WTPT Hot Spots darán una mayor importancia relativa a los ES de abastecimiento y culturales, y, por tanto, estos ciudadanos tendrán unos mayores componentes de valor de uso en esta zona. Estos valores de uso y no uso coinciden con las principales actividades llevadas a cabo en la zona de estudio. De este modo, en los distritos de WTP Hot Spots se utiliza el área peri-urbana occidental de la ciudad de Murcia para actividades relacionadas con el senderismo/correr (HIK), mientras que para los distritos de WTPT Cold Spots la zona de estudio es principalmente un área de tránsito (TRAN). Los valores más elevados en los WTPT Hot Spots, relacionados con los índices NDBI y VECI, indican una mayor valoración en la zona donde hay una mayor proporción de suelo edificado y un mayor compromiso ambiental por parte de los ciudadanos. También se encuentran diferencias significativas en cuanto a la variable DIST y SUB. Alrededor del 60 % de los distritos que conforman WTPT Hot Spots se encuentran a menos de 1 km de la zona de estudio, mientras que más de una cuarta parte de los WTPT Hot Spots tienen AG sustitutivos en alguno de sus distritos.

4. Discusión

Este capítulo muestra la valoración positiva de la creación de un espacio de huertos urbanos (AG) en la ciudad de Murcia como iniciativa de recuperación socioambiental de un agroecosistema degradado periurbano occidental de la ribera del río Segura.

La valoración de los tipos de ES proporcionados por los AG ha demostrado estar influenciada por las características socioeconómicas de la población. Así, por ejemplo, las personas de más edad y con rentas más bajas son los grupos que más importancia dan

a los ES de abastecimiento, mientras que los más jóvenes y con rentas más altas son las personas que dan una mayor importancia a los ES culturales (ej. recreación, bienestar físico y mental, educación ambiental...). Estos resultados refrendan los obtenidos en otros estudios como el de Adekunle (2013) sobre el bienestar generado por la producción de alimentos en personas de avanzada edad; Barthel & Isendahl (2013) que señalan el interés de promover huertos urbanos que contribuyan a la seguridad alimentaria de las familias con rentas más bajas; en Hake (2017) y Lackey et al. (2019) donde también se señala la mayor importancia dada por los jóvenes a los ES culturales, argumentando además que los AG constituyen espacios que facilitan una educación ambiental basada en el aprendizaje y transmisión de conocimientos y habilidades agrícolas de una generación a otra y como suponen nuevas áreas de recreo y esparcimiento. También He et al. (2016), coinciden en resaltar como las rentas altas muestran mayor interés por los ES culturales al valorar en mayor medida los espacios verdes urbanos como una opción de recreo en zonas naturales próximas a la ciudad.

Por otro lado, trabajos previos en la zona de estudio ya habían mostrado la importancia que tiene para los ciudadanos de la zona la aplicación de iniciativas que mejoren los ES de regulación (Martínez-Paz et al., 2019). Además, se pone de relieve que los ES de abastecimiento (ej., alimentos, agua, materiales naturales) son determinantes en la valoración de este tipo de huertos urbanos. Una conclusión similar se puede extraer en estudios de valoración de AG de otras ciudades europeas (Palau-Salvador et al., 2019).

Aquellos ciudadanos que disponen ya de un espacio de AG cerca de su residencia son los que valoran más los ES de regulación (ej. secuestro de carbono, regulación del clima, control de la erosión, ...) que proporcionará la nueva actuación. De otro lado, la población que reside próxima a la zona de creación de AG obtienen una mayor utilidad de los ES culturales que los que residen a mayor distancia del proyecto. Estos resultados demuestran el efecto que tiene la distancia y la presencia de otros AG sustitutivos sobre las preferencias de los ciudadanos por los ES, tal y como señala, por ejemplo, el trabajo de Boyd et al. (2015). Además, las relaciones entre la valoración de los ES y las características espaciales son coincidentes con los resultados presentados por Olsen et al. (2020) que destaca como el efecto de la distancia tiene una mayor magnitud en los ES culturales.

Los resultados del ejercicio de valoración contingente ponen de relieve la existencia de una voluntad de pago de 5.4 €/hogar/mes por la implementación de AG. Esta cifra es sensiblemente superior a los 2.3 €/hogar/mes calculados para un proyecto de restauración ambiental de la zona (Martínez-Paz et al., 2021) y a los 1.7 €/hogar/mes obtenidos como disposición al pago para la contribución a programas de conservación de

cultivos tradicionales en el entorno de la ciudad de Murcia (Martínez-Paz et al., 2019), poniendo de relieve el papel diferencial de los ES de provisión. Más allá de las diferencias de percepción de las iniciativas per se, solamente los AG ofrecen una posibilidad de uso directo con disposición privativa del bien, que puede explicar las diferencias de valores obtenidos.

Si consideramos la WTP+, la de aquellos ciudadanos que estarían dispuestos a pagar por disfrutar de una parcela de AG, la cifra se eleva a 17.2 €/parcela/mes. Teniendo en cuenta las 400 parcelas de AG que se contempla implantar con el proyecto Murcia-Río en el agroecosistema degradado periurbano occidental de la ciudad de Murcia, la iniciativa podría generar unos ingresos por arrendamiento de 82,608 €/año, que podría financiar los costes de funcionamiento y mantenimiento de la actuación de AG. Pero, y dada la elevada aceptabilidad de la iniciativa entre la ciudadanía de la ciudad de Murcia, puesta de manifiesto en este trabajo, estas cifras constituyen sin duda el umbral mínimo de ingresos. Considerando que la WTP+ máxima es de 50 €/parcela/mes, los ingresos por tasas de ocupación tendrían un máximo en 240,000 €/año. Estas cifras aseguran la viabilidad financiera de la actuación de AG sin necesidad de intervención pública, más allá de las inversiones iniciales a las de su implementación.

Del análisis de los resultados obtenidos de la modelización multivariante de la WTP se aprecia relaciones significativas con el grado de urbanización/naturalidad de la zona de residencia (NDBI), la actitud pro-ambiental declarada (VECI), el uso actual de la zona (USER), la distancia (DIST) de la residencia a la zona de actuación y la existencia de AG sustitutivos cercanos. Estos resultados son similares a los obtenidos en trabajos de valoración de AG previos en los que se ha evidenciado la existencia de una influencia en la WTP de la concienciación ambiental (Meng, 2019), de conocer y frecuentar la zona de estudio (Slavica et al., 2020) o de la naturalidad de la zona de residencia (Mancebo, 2018). De otro lado, la influencia de la dimensión espacial en este trabajo también está en consonancia con resultados de Slavica et al. (2020) en el estudio de huertos urbanos, donde demuestran la existencia de unas preferencias por aquellos espacios situados cerca de los lugares de residencia, mientras que Bendt et al. (2013) confirma una menor utilidad de las nuevas actuaciones si ya se tiene en el vecindario de residencia un AG.

Las modelizaciones realizadas han mostrado como la preferencia sobre cada tipo de ES son un factor a considerar en la valoración económica de los ecosistemas urbanos. En este sentido, Tian et al. (2020) demostraron que la percepción sobre los ES proporcionados por los espacios verdes urbanos en China tiene un impacto sobre la WTP de los ciudadanos. No se han encontrado antecedentes de estudios donde se relacione

la WTP por disponer de una parcela de AG con la valoración de los distintos tipos de ES con los que comparar los resultados obtenidos.

Se ha constatado la presencia de patrones locales en la distribución espacial de la WTP, identificando y caracterizando las agrupaciones de distritos donde WTP son más altas (Hot Spots) o bajas (Cold Spots). Así, al igual que en el trabajo de Sylla et al. (2020), se constata que los mayores beneficios sociales se perciben en los distritos próximos a la actuación y no se reparten de forma homogénea por todo el municipio, más allá del perfil socioeconómico que caracteriza a los habitantes de cada distrito (Czajkowski et al., 2017).

5. Conclusiones

La valoración socioeconómica de un proyecto de creación de huertos urbanos (AG) en un agroecosistema degradado periurbano ha mostrado la utilidad de este tipo de estudios como apoyo a los planificadores urbanos para comprender mejor las preferencias que tiene la población y así tomar decisiones que puedan maximizar el bienestar social obtenido con sus actuaciones.

Los AG han resultado ser valorados por los ciudadanos en primer lugar por su aporte a los ES de abastecimiento, seguido de los ES de regulación y de los ES culturales. A la hora de diseñar un plan de dotación de infraestructuras verdes urbanas, conocer la provisión de ES de cada tipo de instalaciones es necesario para poder obtener una provisión óptima de ES según las preferencias sociales. Este trabajo es una primera aproximación para la evaluación de planes de desarrollo, dado que se han considerado las grandes categorías de ES, siendo de gran interés un mayor conocimiento de las preferencias y provisión de ES concretos que ayuden a mejorar la resolución de la planificación.

La dimensión espacial, otro de los aspectos novedosos de este trabajo, es un aspecto a considerar en la planificación de AG, dado que tanto la proximidad de los ciudadanos a las zonas de creación de AG, como la existencia previa de AG, condiciona la valoración que hacen los ciudadanos de estas iniciativas. A su vez, el estudio de la existencia de patrones espaciales locales y las características diferenciales de las zonas aportan un criterio de decisión alternativo a los planificadores para tomar decisiones cuando existen ubicaciones alternativas.

Por último, cabe señalar que los resultados de la valoración de AG, además de poner de manifiesto la aceptación social de la actuación, tiene dos implicaciones prácticas para la gestión de gran interés. Por un lado, permite determinar un umbral objetivo para la fijación

del pago por el uso y disfrute de cada parcela de AG de titularidad pública. Por otro, permite justificar la viabilidad económico-financiera de este tipo de proyectos: tanto por su elevado valor económico total, como por los ingresos obtenidos del arrendamiento de las parcelas de AG, con los que sufragar los gastos de operación y mantenimiento sin necesidad de financiación pública. Así, el trabajo de valoración socioeconómica aquí desarrollado permite evaluar de forma integral la sostenibilidad de la implantación de AG, mostrando explícitamente su viabilidad social, económica y medioambiental.

CAPÍTULO 7.

CONCLUSIONES

En este último capítulo se presenta a modo de conclusiones el resumen de los resultados e implicaciones más destacados de esta tesis, organizado según los diferentes objetivos establecidos. Asimismo, se recogen las limitaciones y mejoras detectadas en algunos de los planteamientos y técnicas utilizadas, algunos de los cuales podrán ser superados con el desarrollo de las líneas de investigación futuras propuestas.

La consideración global de los resultados obtenidos permite afirmar que se ha logrado cumplir el objetivo central de esta investigación, que es generar nuevo conocimiento sobre los servicios (ES) y contra-servicios (EDS) ecosistémicos proporcionados por los agroecosistemas mediterráneos en zonas semiáridas, diseñando y aplicando vías novedosas para el análisis de su provisión y demanda social.

Este objetivo se estructuró en cinco objetivos parciales, desarrollados a lo largo de los cinco capítulos de resultados y, que han sido alcanzados de manera satisfactoria. Así, 1) se ha cuantificado y cartografiado la provisión de los ES/EDS más importantes de los agroecosistemas en la Región de Murcia; 2) se ha cuantificado y modelizado el ES de regulación climática a escala local; 3) se ha cuantificado el ES de calidad estética de un paisaje complejo como es la floración de frutales; 4) se ha estudiado la demanda social existente por la conservación de un ecosistema árido singular, enfrentándolo a su transformación en un sistema agrícola; y 5) se ha determinado la demanda social de los huertos urbanos como actividad de ocio en un ecosistema periurbano degradado.

Con el fin de no resultar repetitivo con los capítulos anteriores, se van a recoger sin exhaustividad algunos de los resultados y conclusiones más destacados:

La cuantificación y el mapeo de ES/EDS realizado para los agroecosistemas mediterráneos de zonas semiáridas se adapta de manera satisfactoria al enfoque establecido por Zabala et al. (2021a) para los agroecosistemas de esta zona de estudio.

Ha sido posible caracterizar en términos de provisión de ES/EDS los distintos modelos de agricultura característicos de la Región de Murcia. El regadío intensivo, especialmente de hortícolas, frutales y cítricos, produce una mayor provisión del suministro de alimentos, consumo de agua, contaminación de acuíferos y regulación climática. En cambio, la agricultura de secano, principalmente frutales de almendros, contribuye a aumentar la provisión de ES relacionados con la biodiversidad y la recreación. La agricultura de regadío tradicional proporciona los mayores niveles de provisión de ES de regulación climática, biodiversidad y oportunidades de recreación, poniendo de manifiesto los elevados valores culturales y ambientales vinculados al modelo agrícola de las vegas de los ríos.

En la Región de Murcia se observó que la mayor disponibilidad de agua de riego en las últimas décadas ha dado lugar a un aumento de las superficies agrícolas de regadío intensivo y a una reducción del regadío tradicional y del secano, provocando sinergias y trade-offs entre ES/EDS: sinergias entre el suministro de alimentos, la regulación climática, el consumo de agua y la contaminación de acuíferos, y trade-offs del suministro de alimentos, el consumo de agua y la contaminación de acuíferos respecto a la biodiversidad y las oportunidades de recreación.

Se ha determinado que la generación del efecto frío de los cítricos de regadío depende de la abundancia de vegetación en la planta, de su contenido de agua y la altitud de la parcela de cultivos, mientras que otros factores considerados como la temperatura del aire o las pendientes no tuvieron una influencia significativa. En base a estos factores explicativos se ha cuantificado una reducción de la temperatura de la superficie terrestre de hasta 1.22 ° C para los cítricos de regadío con respecto a los cultivos de secano, *ceteris paribus*.

A la hora de explicar la temperatura superficial terrestre, las regresiones ponderadas geográficamente han mejorado las estimaciones de mínimos cuadrados ordinarios y han eliminado el sesgo de dependencia espacial. Se ha confirmado, por tanto, la recomendación dada en la literatura sobre el uso de este tipo específico de regresiones cuando se utilizan variables espaciales de tipo ambiental.

Se ha determinado el efecto positivo que tienen los elementos tradicionales del agua, la vegetación natural, la superficie homogénea de frutales, y las edificaciones en la valoración de ES de calidad estética del paisaje de frutales en floración.

Se ha detectado la existencia de heterogeneidad en la valoración de paisajes, con tres grupos de población diferenciados según sus distintas preferencias por elementos naturales, antropizados o diversificados en este paisaje.

De los análisis de la demanda social por los ES proporcionados en zonas secas como los Badlands, se ha estimado la preferencia de la población por ES culturales y ES biodiversidad sobre los ES de abastecimiento y los ES de regulación. Dentro de las actividades que será posible realizar en estos espacios, se priorizan actividades científico-educativas y recreativas sobre otras como la producción agrícola.

Para maximizar la utilidad social de la gestión de los Badlands cabe recomendar la conjunción de políticas de gestión basadas en la protección de los ES de estas zonas secas conjugado con el mantenimiento de los ES agrícolas circundantes. Esto haría necesario realizar una delimitación del territorio en conflicto según su mejor vocación para

cada uno de estos dos usos, priorizando el mantenimiento de los ecosistemas erosionados menos degradados.

Los huertos urbanos son socialmente valorados en primer lugar por sus ES de abastecimiento, seguidos por los ES de regulación y por los ES culturales. Esta prelación de ES puede servir de guía a la hora de gestionar las infraestructuras verdes urbanas, no solo para primar las actuaciones que sigan este patrón, sino buscando también aquellas que complementen la provisión global de ES. Así, por ejemplo, infraestructuras como las ciclo-rutas por las zonas de huertos urbanos, que proporcionan básicamente ES culturales, son un proyecto claramente sinérgico con la evaluada.

Aunque los objetivos han sido alcanzados de forma satisfactoria, cabe señalar las limitaciones y dificultades que han sido detectadas en el desarrollo de la investigación, base para plantear algunas futuras líneas de investigación que también se recogen a continuación:

El considerar los municipios como unidad territorial de análisis de la provisión de ES/EDS ha venido condicionada por la disponibilidad de datos (GIS y estadísticas oficiales), no existiendo información homogénea y completa de la distribución de superficies de cada tipo de cultivos con una mayor resolución espacial. El ampliar la información primaria utilizada en este estudio, realizando, por ejemplo, un muestreo en campo y/o cuestionarios a agricultores, permitiría fabricar información a un nivel espacial más preciso y mejorar los resultados y las conclusiones de este tipo de análisis.

En este mismo tipo de estudio de provisión de ES, la consideración y valoración de la provisión de otros usos del suelo como los terrenos forestales, e incluso de los eriales y pastizales, daría lugar a un análisis holístico de la provisión de ES de todo el territorio de indudable interés.

Sería necesario evaluar los indicadores propuestos en este trabajo para la caracterización de los ES de biodiversidad o recreación, proponiendo formulaciones alternativas y comparando los resultados obtenidos. Así se propone el análisis de estos ES utilizando otras técnicas y variables, como podría ser la observación *in situ* de avifauna para el ES de biodiversidad o la administración de cuestionarios a la población para la valoración del ES de recreación de los agroecosistemas.

Un estudio del ES de regulación climática mediante la reducción de la temperatura superficial terrestre similar al presentado en este trabajo debería realizarse en otros tipos de cultivos y en ubicaciones alternativas. A su vez sería interesante un análisis temporal que tenga en cuenta otras fechas y condiciones climáticas, con las que intentar estimar

un patrón temporal en la regulación climática de los agroecosistemas y los factores que le afectan.

La cuantificación del ES cultural de la calidad estética del paisaje de frutales, al ser un trabajo en elaboración, tiene pendiente la realización de nuevas modelizaciones que incluyan las interacciones entre atributos del paisaje y las características de la población, con el fin de estudiar su significación, profundizando en el estudio de la heterogeneidad de las preferencias.

Para la cuantificación de la calidad estética del paisaje se han utilizado seis atributos que podían influir en la provisión de este servicio, todos ellos valorados en el terreno mediante herramientas GIS. Cabría complementar esta caracterización automática y rápida con un trabajo de campo que permitiría ser más preciso en la localización de los elementos diferenciales y muy influyentes en la calidad estética de un paisaje, como, por ejemplo, las norias u otro tipo de construcciones singulares.

El estudio de la demanda de los ES y la protección de las zonas semiáridas frente a su potencial transformación en terrenos agrícolas debe contar con valoraciones de los Badlands que los caractericen a nivel local, evaluando su singularidad, estado de conservación, etc., con el fin de proteger los de mayor valor social, según las preferencias globales estimadas.

El estudio de la demanda de huertos urbanos ha puesto de manifiesto la gran aceptación social de este tipo de actividad y la necesidad de, y por lo menos en la ciudad de Murcia, incrementar su oferta pública. Así, sería necesario un estudio de la demanda global de huertos urbanos en la zona, determinando tanto la cantidad de huertos (superficie), su "precio" (disposición al pago) y las características de los mismos. A continuación, habría que evaluar la oferta potencial de huertos urbanos, en base la disponibilidad de terrenos (públicos en primer lugar, pero también privados) susceptibles de este uso. La conjunción de la oferta y la demanda daría origen a un elemento dinamizador de la conservación de uno de los agroecosistemas tradicionales más característicos del área mediterránea, como son las huertas periurbanas, y que para muchas localidades de la Región de Murcia forma parte de su acervo cultural y etnográfico.

Este trabajo ha puesto de manifiesto el elevado potencial de las herramientas GIS y los métodos de valoración de preferencias declaradas como instrumentos para la valoración de los ES/EDS de los agroecosistemas mediterráneos, potencial que crece de manera exponencial al utilizarse conjuntamente. Con ambas aproximaciones se logra ir más allá de la cuantificación y mapeo de ES, incorporación su demanda social, piezas claves ambas en el diseño de estrategias óptimas del uso del suelo y gestión del espacio. Así se

espera que los resultados de la tesis informen mejor a los responsables políticos en su compromiso de apoyar, desarrollar, promocionar y aplicar medidas agrícolas que mejoren tanto el bienestar de los agricultores como el de la sociedad. Los avances teóricos y prácticos mostrados proporcionan un amplio abanico de recomendaciones que pueden ser empleadas como guía en la formulación de políticas en busca de un modelo de agricultura sostenible que cuente con el mayor respaldo social.

CHAPTER 7.

CONCLUSIONS

This last chapter presents a summary of the most outstanding results of this research thesis. Results are organised according to the different objectives set out in the introduction section. It also includes the limitations and further research derived from the approaches and techniques used, some of which may be overcome with the development of the further research lines proposed.

The overall consideration of the results obtained allows us to confirm that the main aim of this thesis has been achieved, defined as generating new knowledge on the ecosystem services (ES) and disservices (EDS) provided by Mediterranean agroecosystems in semi-arid areas, designing and applying novel ways to analyse provision level and social demand.

The main aim of the thesis was structured in five partial aims. Partial aims have been successfully achieved throughout the five chapters of results proposed. These are: 1) the provision of the most important ES/EDS of the agroecosystems in the Region of Murcia has been quantified and mapped; 2) the climate regulation ES has been quantified and modelled at a local scale; 3) the ES of aesthetic quality of a complex landscape, such as the flowering of fruit trees, has been quantified; 4) the social demand for the conservation of a singular arid ecosystem has been quantified, dealing with trade-off with agricultural system; and 5) the social demand for allotment gardens as a leisure activity in a degraded peri-urban ecosystem has been determined.

In order not to be repetitive with the previous chapters, some of the most important results and conclusions are here briefly presented:

The quantification and mapping of ES/EDS developed for Mediterranean agroecosystems in semi-arid areas established math with the approach proposed by Zabala et al. (2021a).

The different agricultural models characteristic of the Region of Murcia have been characterised in terms of the provision of ES/EDS. High-intensive irrigated agriculture, especially of horticultural crops, fruit and citrus, produces a greater provision of food supply, water consumption, aquifer pollution and climate regulation. In contrast, rainfed agriculture, mainly almond fruit trees, contributes to increased provision of ES related to biodiversity and recreation. Traditional irrigated agriculture provides the highest levels of climate regulation ES provision, biodiversity and recreation opportunities, highlighting the high cultural and environmental values linked to the agricultural farms traditionally placed in the riversides.

In the Region of Murcia it was observed that the increased availability of water in recent decades led to an increase in intensively irrigated agricultural areas and a reduction in traditional irrigated and rainfed agriculture, leading to synergies and trade-offs between

ES/EDS: synergies between food supply, climate regulation, water consumption and aquifer pollution, and trade-offs of food supply, water consumption and aquifer pollution with respect to biodiversity and recreational opportunities.

The irrigation cooling effect of citrus was found to be depended on the plant vegetation abundance, its water content and the altitude of the farm, while other factors considered, such as air temperature or plot slopes had no a significant influence. Based on these explanatory factors, a land surface temperature reduction of up to 1.22 °C has been quantified for irrigated citrus compared to rainfed crops, *ceteris paribus*.

When explaining land surface temperature, geographically weighted regressions have improved the ordinary least squares estimates and have eliminated the spatial dependence bias. Therefore, the recommendation given in the literature on the use of this specific type of regressions when environmental spatial variables are used has been confirmed.

The positive effect of the traditional elements of water, natural vegetation, homogeneous area of fruit trees, and buildings on the assessment of the aesthetic quality of the landscape of fruit trees in blossom has been determined.

There is some heterogeneity in the valuation of landscapes, with three population groups differentiated according to their different preferences for natural, anthropised or diversified landscape elements.

The analysis of social demand for ES provided in dry areas, such as the Badlands, has shown that there is population's preference for cultural ES and biodiversity ES over provisioning ES and regulating ES. Among the potential activities that will be developed in these areas, scientific-educational and recreational activities are prioritised over others such as agricultural production.

In order to maximise the social utility of the Badlands management, it is advisable to combine management policies based on the protection of the ES of these dry areas with the maintenance of the surrounding agricultural ES. This would make it necessary to delimit the territory in conflict according to its best vocation for each of these two uses, prioritising the maintenance of the less degraded eroded ecosystems.

Allotment gardens are socially valued first for their provisioning ES, followed by regulating and cultural ES. This prioritisation of ES can be used as a guide when managing urban green infrastructures, not only to prioritise actions that follow this pattern, but also to seek those that complement the overall provision of ES. Thus, for example, infrastructures such

as cycle paths through urban garden areas, which basically provide cultural ES, are actions clearly synergistic with the one evaluated.

Although the thesis objectives have been satisfactorily achieved, it is worth pointing out the limitations and difficulties that have been detected in the development of the research, which are the basis for proposing some of the further research lines described below:

The use of municipalities as the territorial unit of analysis for the ES/EDS provision is limited due to the data availability (GIS and official statistics). There are no homogeneous and complete information on the distribution of each type of crop areas with a greater spatial resolution. Extending the primary information used in this study, for example by carrying out field sampling and/or questionnaires to farmers, would make it possible to produce information at a more precise spatial level and improve the results and conclusions of this type of analysis.

Introducing and valuing the provision of forest land and even wasteland in this kind of studies of ecosystem service provision, would give rise to a holistic analysis of the ES provision of the whole territory, being it of undoubted interest.

It would be necessary to evaluate the indicators proposed in this work for the characterisation of the biodiversity or recreation ES, proposing alternative formulations and comparing the results obtained. Thus, it is recommended the analysis of these ES using other techniques and variables to the one here proposed, such as the on-site observation of avifauna for the biodiversity ES.

A study of the climate regulation ES through the land surface temperature reduction, similar to the one presented in this work, should be carried out on other types of crops and for alternative locations. It would also be interesting to carry out a temporal analysis that takes into account other time periods and climatic conditions, with which to try to estimate a temporal pattern in the climate regulation of agroecosystems.

The quantification of the cultural ES of the aesthetic quality of the fruit orchard landscape would require new modelling that includes the interactions between landscape attributes and the population characteristics, to study their significance and deepen the study of the heterogeneity of preferences.

In the quantification of the aesthetic quality of the landscape, six attributes that could influence the provision of this service were used, all of which were assessed with GIS tools. This automatic and rapid characterisation could be complemented with field work, which would allow us to be more precise in locating the differential and highly influential

elements in the aesthetic quality of a landscape, such as, for example, waterwheels or singular constructions.

The study of the demand for ES and the protection of semi-arid areas against their potential transformation into agricultural land should include valuations of the Badlands that characterise them at a local level, evaluating their singularity, state of conservation, etc., in order to protect those of greatest social value, according to the estimated global preferences.

The study of the demand for allotment gardens has shown the great social acceptance of this type of activity and the need, at least in Murcia city, to increase its public offer. Thus, a study of the global demand for allotment gardens in the area would be necessary, determining both the quantity of allotment gardens (surface area), their "price" (willingness to pay) and their characteristics. Then, the potential provision of allotment gardens should be evaluated, based on the availability of land (public in the first place, but also private) that could be used for this purpose. The combination of supply and demand would give rise to a dynamic element for the conservation of one of the most characteristic traditional agroecosystems of the Mediterranean area, such as the peri-urban orchard, which for many localities in the Region of Murcia forms part of their cultural and ethnographic heritage.

This work has shown the high potential of GIS tools and stated preference valuation methods as instruments for the valuation of ES/EDS of Mediterranean agroecosystems, a potential that increases more than proportionally when they are used together. With both approaches it is possible to go beyond the ES quantification and mapping, incorporating their social demand, key element in the design of optimal land use and spatial management strategies. The results of this thesis are expected to better inform policy makers in their commitment to support, develop and implement agricultural measures that improve both farmers' and society's well-being. The theoretical and practical advances shown provide a wide range of recommendations that can be used to guide policy formulation to achieve a sustainable agricultural model with the greatest social support.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acharya, B. K., Cao, C., Lakes, T., Chen, W., Naeem, S., & Pandit, S. (2018). Modeling the spatially varying risk factors of dengue fever in Jhapa district, Nepal, using the semi-parametric geographically weighted regression model. *International Journal of Biometeorology*, 62(11), 1973-1986.

Adekunle, O. O. (2013). The role of home gardens in household food security in Eastern Cape: A case study of three villages in Nkonkobe Municipality. *Journal of Agricultural Science*, 5(10), 67.

Adhikari, S., Adhikari, A., Weaver, D. K., Bekkerman, A., & Menalled, F. D. (2019). Impacts of agricultural management systems on biodiversity and ecosystem services in highly simplified dryland landscapes. *Sustainability*, 11(11), 3223.

Aguilera, G., Roslin, T., Miller, K., Tamburini, G., Birkhofer, K., Caballero-López, B., & Smith, H. (2020). Crop diversity benefits carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *Journal of Applied Ecology*, 55 (11), 2170-2179.

Albaladejo-García, J.A (2022). Understanding socio-spatial perceptions and Badlands ecosystem services valuation. Is there any welfare in soil erosion? Documento de trabajo no publicado. Departamento de Economía Aplicada. Universidad de Murcia.

Alcamo, J., Van Vuuren, D., Cramer, W., Alder, J., Bennett, E., Carpenter, S., & Morita, T. (2005). Changes in ecosystem services and their drivers across the scenarios. *Ecosystems and human well-being*, 2, 297-373.

Alcolea, A., Contreras, S., Hunink, J. E., García-Aróstegui, J. L., & Jiménez-Martínez, J. (2019). Hydrogeological modelling for the watershed management of the Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Science of The Total Environment*, 663, 901-914.

Alcon, F., Albaladejo-García, J. A., Zabala, J. A., Marín-Miñano, C., & Martínez-Paz, J. M. (2019). Understanding social demand for sustainable nature conservation. The case of a protected natural space in South-Eastern Spain. *Journal for Nature Conservation*, 51, 125722.

Alcon, F., Marín-Miñano, C., Zabala, J. A., de-Miguel, M. D., & Martínez-Paz, J. M. (2020). Valuing diversification benefits through intercropping in Mediterranean agroecosystems: A choice experiment approach. *Ecological Economics*, 171, 106593.

Alcon, F., Tapsuwan, S., Martínez-Paz, J. M., Brouwer, R., & de Miguel, M. D. (2014). Forecasting deficit irrigation adoption using a mixed stakeholder assessment methodology. *Technological Forecasting and Social Change*, 83, 183-193.

- Alcon, F., Zabala, J. A., Martínez-García, V., Albaladejo, J. A., López-Becerra, E. I., de-Miguel, M. D., & Martínez-Paz, J. M. (2022a). The social wellbeing of irrigation water. A demand-side integrated valuation in a Mediterranean agroecosystem. *Agricultural Water Management*, 262, 107400.
- Alcon, F., Zabala, J. A., & Martínez-Paz, J. M. (2022b). Assessment of social demand heterogeneity to inform agricultural diffuse pollution mitigation policies. *Ecological Economics*, 191, 107216.
- Alibakhshi, Z., Ahmadi, M., & Asl, M. F. (2020). Modeling biophysical variables and land surface temperature using the GWR model: case study—Tehran and its satellite cities. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 48(1), 59-70.
- Allendorf, T. D. (2007). Residents' attitudes toward three protected areas in southwestern Nepal. *Biodiversity and Conservation*, 16(7), 2087-2102.
- Alonso-Sarria, F., Romero-Díaz, A., Ruíz-Sinoga, J. D., & Belmonte-Serrato, F. (2011). Gullies and badland landscapes in Neogene basins, region of Murcia, Spain. *Landform Analysis*, 17, 161-165.
- Anselin., L (1988). *Spatial econometrics: methods and models*. (Springer).
- Andrada II, R., Deng, J., & Gazal, K. (2015). Exploring peoples preferences on specific attributes of urban forests in Washington DC: A conjoint approach. *Journal of Horticulture and Forestry*, 7(10), 200-209.
- Andrade, R., Larson, K. L., Hondula, D. M., & Franklin, J. (2019). Social–spatial analyses of attitudes toward the desert in a Southwestern US city. *Annals of the American Association of Geographers*, 109(6), 1845-1864.
- Anthopoulou, T., Nikolaidou, S., Partalidou, M., & Petrou, M. (2017). The emergence of Municipal Allotment Gardens in Greece in times of crisis. Governance challenges for new urban gardening practices. In *Toward Sustainable Relations between Agriculture and the City* (pp. 181-199). Springer, Cham.
- Arabameri, A., Pradhan, B., & Rezaei, K. (2019). Gully erosion zonation mapping using integrated geographically weighted regression with certainty factor and random forest models in GIS. *Journal of Environmental Management*, 232, 928-942.
- Aretano, R., Petrosillo, I., Zaccarelli, N., Semeraro, T., & Zurlini, G. (2013). People perception of landscape change effects on ecosystem services in small Mediterranean islands: A combination of subjective and objective assessments. *Landscape and Urban Planning*, 112, 63-73.

- Arriaza, M., Cañas-Ortega, J. F., Cañas-Madueño, J. A., & Ruiz-Aviles, P. (2004). Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 69(1), 115-125.
- Ashton, I., Symstad, A., Baldwin, H., van der Burg, M. P., Bekedam, S., Borgman, E., Haar, M., Hogan, T., Rockwood, S., Swanson, D. J., Thomson, C., & Wienk, C (2020). A new decision support tool for collaborative adaptive vegetation management in northern Great Plains national parks. In *Parks Stewardship Forum* (Vol. 36, No. 3).
- Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P., & Brambilla, M. (2018). Beautiful agricultural landscapes promote cultural ecosystem services and biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 200-210.
- Ayuntamiento de Murcia. (2019). Intervención de recuperación ambiental y actuaciones de adecuación de los márgenes del río Segura y espacios libres metropolitanos de los meandros de la zona oeste del municipio. Murcia, 152 p.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la economía ambiental*. Editorial McGraw-Hill. Madrid.
- Azunre, G. A., Amponsah, O., Peprah, C., Takyi, S. A., & Braimah, I. (2019). A review of the role of urban agriculture in the sustainable city discourse. *Cities*, 93, 104-119.
- Baker, R., & Ruting, B. (2014). *Environmental policy analysis: A guide to non-market valuation* (No. 425-2016-27204).
- Balbo, A. L., Avilés, J. M. G., Hunink, J., Alcón, F., Cruz, J. E. P., Martínez-Fernández, J., & Scheffran, J. (2020). 8 Challenges and opportunities for historical irrigated agricultural systems in Mediterranean regions. *Climate Change, Security Risks, and Violent Conflicts*, 143.
- Balzan, M. V., Sadula, R., & Scalvenzi, L. (2020). Assessing ecosystem services supplied by agroecosystems in Mediterranean Europe: A literature review. *Land*, 9(8), 245.
- Barot, S., Yé, L., Abbadie, L., Blouin, M., & Frascaria-Lacoste, N. (2017). Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 99, 486-495.
- Barreiro-Hurle, J., Espinosa-Goded, M., Martínez-Paz, J. M., & Perni, A. (2018). Choosing not to choose: A meta-analysis of status quo effects in environmental valuations using choice experiments. *Agricultural and Resource Economics*, 18(1), 79-109.
- Barroso, F. L., Pinto-Correia, T., Ramos, I. L., Surová, D., & Menezes, H. (2012). Dealing with landscape fuzziness in user preference studies: Photo-based questionnaires in the Mediterranean context. *Landscape and Urban Planning*, 104(3-4), 329-342.

- Barthel, S., Folke, C., & Colding, J. (2010). Social–ecological memory in urban gardens—Retaining the capacity for management of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 20(2), 255-265.
- Barthel, S., & Isendahl, C. (2013). Urban gardens, agriculture, and water management: Sources
- Bateman, I. J., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., & Swanson, J. (2002). Economic valuation with stated preference techniques: a manual. Economic valuation with stated preference techniques: a manual. Edward Elgar, Cheltenham.
- Bateman, I. J., & Turner, R. K. (1993). Valuation of the environment, methods and techniques: the contingent valuation method. *Sustainable environmental economics and management: principles and practice*, Belhaven Press, London, 120-191.
- of resilience for long-term food security in cities. *Ecological Economics*, 86, 224-234.
- Beatley, T. (2011). *Biophilic cities: integrating nature into urban design and planning*. Island Press.
- Beckmann, M., Gerstner, K., Akin-Fajiyeh, M., Ceaușu, S., Kambach, S., Kinlock, N. L., & Seppelt, R. (2019). Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. *Global Change Biology*, 25(6), 1941-1956.
- Bell, S., Fox-Kämper, R., Keshavarz, N., Benson, M., Caputo, S., Noori, S., & Voigt, A. (Eds.). (2016). *Urban allotment gardens in Europe*. Routledge.
- Belmonte-Serrato, F., Romero Díaz, A. & Ballesteros Pelegrín, G. A. (2019). Los paisajes áridos abarrancados como recurso turístico. *Investigaciones Turísticas*, 17, 213-238.
- Bendt, P., Barthel, S., & Colding, J. (2013). Civic greening and environmental learning in public-access community gardens in Berlin. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 18-30.
- Benning, J., Craft, K., & Betts, L. (2018). *Farm Ponds*. Extension and Outreach Publications. 441.
- Bio Segura. (2017). Huertos de ocio Ayuntamiento de Murcia. Available in <https://biosegura.es/huertos-de-ocio-ayuntamiento-de-murcia/>. (9 June 2020)
- Bishop, I. D., & Hulse, D. W. (1994). Prediction of scenic beauty using mapped data and geographic information systems. *Landscape and Urban Planning*, 30(1-2), 59-70.

- Blanco, J., Dendoncker, N., Barnaud, C., & Sirami, C. (2019). Ecosystem disservices matter: Towards their systematic integration within ecosystem service research and policy. *Ecosystem Services*, 36, 100913.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A., & Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107(6), 2449-2474.
- Bockarjova, M., & Botzen, W. J. W. (2017). Review of Economic Valuation of Nature-Based Solutions in Urban Areas. Technical Report, Naturvation Project.
- Bockarjova, M., Botzen, W. J., & Koetse, M. J. (2020). Economic valuation of green and blue nature in cities: A meta-analysis. *Ecological Economics*, 169, 106480.
- Bonfils, C., & Lobell, D. (2007). Empirical evidence for a recent slowdown in irrigation-induced cooling. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(34), 13582-13587.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., & Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994-22001.
- Boyd, J., Ringold, P., Krupnick, A., Johnson, R., Weber, M., & Hall, K. M. (2015). Ecosystem services indicators: improving the linkage between biophysical and economic analyses. *Resources for the Future Discussion paper*, 15-40.
- Bretzel, F., Caudai, C., Tassi, E., Rosellini, I., Scatena, M., & Pini, R. (2018). Culture and horticulture: Protecting soil quality in urban gardening. *Science of The Total Environment*, 644, 45-51.
- Breuste, J. H., & Artmann, M. (2015). Allotment gardens contribute to urban ecosystem service: case study Salzburg, Austria. *Journal of Urban Planning and Development*, 141(3), A5014005.
- Brunsdon, C., Fotheringham, A. S., & Charlton, M. E. (1996). Geographically weighted regression: a method for exploring spatial nonstationarity. *Geographical Analysis*, 28(4), 281-298.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17-29.

- Cabral, I., Keim, J., Engelmann, R., Kraemer, R., Siebert, J., & Bonn, A. (2017). Ecosystem services of allotment and community gardens: A Leipzig, Germany case study. *Urban Forestry & Urban Greening*, 23, 44-53.
- Calzadilla, A., Rehdanz, K., Betts, R., Falloon, P., Wiltshire, A., & Tol, R. S. (2013). Climate change impacts on global agriculture. *Climatic Change*, 120(1), 357-374.
- Camps-Calvet, M., Langemeyer, J., Calvet-Mir, L., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Ecosystem services provided by urban gardens in Barcelona, Spain: Insights for policy and planning. *Environmental Science & Policy*, 62, 14-23.
- Cánovas, J. B., Stoffel, M., Martín-Duque, J. F., Corona, C., Lucía, A., Bodoque, J. M., & Montgomery, D. R. (2017). Gully evolution and geomorphic adjustments of badlands to reforestation. *Scientific Reports*, 7, 45027.
- Carson, R. T (1992). *Constructed Markets*. En Brandt, J. y Kolstad, C. (eds.): *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Amsterdam: Elsevier Science Publisher. 121-160
- Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., & Verburg, P. H. (2014). Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. *Landscape Ecology*, 29(8), 1393-1405.
- Cebrián-Piqueras, M. A., Trinogga, J., Grande, C., Minden, V., Maier, M., & Kleyer, M. (2017). Interactions between ecosystem properties and land use clarify spatial strategies to optimize trade-offs between agriculture and species conservation. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(2), 53-66.
- Ceurvorst, R. L., & Lamborn, C. (2018). Visitor attitudes and value orientations for a proposed national monument. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 23, 33-43.
- Chander, G., & Markham, B. (2003). Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, 41(11), 2674-2677.
- Chen, X., Gao, Z., & McFadden, B. R. (2020). Reveal preference reversal in consumer preference for sustainable food products. *Food Quality and Preference*, 79, 103754.
- Chen, B., & Qi, X. (2018). Protest response and contingent valuation of an urban forest park in Fuzhou City, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 68-76.
- CHS (2016). *Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015–2021; Anejo 3 Usos y Demandas*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Cuenca Hidrográfica del Segura. 322 pp.

- Chiatante, G., & Meriggi, A. (2016). The importance of rotational crops for biodiversity conservation in Mediterranean areas. *PloS One*, 11(2), e0149323.
- CNIG (2018). Centro Nacional de Información Geográfica. Modelos Digitales de Elevaciones and SIOSE. <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Colombo, S., Hanley, N., & Louviere, J. (2009). Modeling preference heterogeneity in stated choice data: an analysis for public goods generated by agriculture. *Agricultural Economics*, 40(3), 307-322.
- Contesse, M., van Vliet, B. J., & Lenhart, J. (2018). Is urban agriculture urban green space? A comparison of policy arrangements for urban green space and urban agriculture in Santiago de Chile. *Land Use Policy*, 71, 566-577.
- Cook, B. I., Puma, M. J., & Krakauer, N. Y. (2011). Irrigation induced surface cooling in the context of modern and increased greenhouse gas forcing. *Climate Dynamics*, 37(7), 1587-1600.
- Corvalan, C., Hales, S., McMichael, A. J., Butler, C., & McMichael, A. (2005). Ecosystems and human well-being: health synthesis. World Health Organization.
- Council of Europe (2000). European Landscape Convention. <http://www.coe.int/fr/web/conventions/full-list/-/conventions/rms/0900001680080621>
- CREM (2022a). Centro Regional de Estadística de Murcia. Datos municipales. Available at: <http://econet.carm.es/municipios-en-cifras>
- CREM (2022b). Centro Regional de Estadística de Murcia. Datos regionales. Available at: https://econet.carm.es/web/crem/inicio/-/crem/sicrem/PU_datosBasicos/Indice1.html
- Crofts, R. S. (1975). The landscape component approach to landscape evaluation. *Transactions of the institute of British Geographers*, 124-129.
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemsen, L., Petz, K., Palomo, I., & Maes, J. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4-14.
- Crouzat, E., Mouchet, M., Turkelboom, F., Byczek, C., Meersmans, J., Berger, F., & Lavorel, S. (2015). Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1145-1155.
- Culman, S. W., Young-Mathews, A., Hollander, A. D., Ferris, H., Sánchez-Moreno, S., O'Geen, A. T., & Jackson, L. E. (2010). Biodiversity is associated with indicators of soil ecosystem functions over a landscape gradient of agricultural intensification. *Landscape Ecology*, 25(9), 1333-1348.

- Cummings, R. G., Brookshire, D. S., & Schulze, W. D. (1986). *Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method*. Rowan and Littlefield.
- Czajkowski, M., Budziński, W., Campbell, D., Giergiczny, M., & Hanley, N. (2017). Spatial heterogeneity of willingness to pay for forest management. *Environmental and Resource Economics*, 68(3), 705-727.
- da Silva, I. M., Fernandes, C. O., Castiglione, B., & Costa, L. (2016). Characteristics and motivations of potential users of urban allotment gardens: The case of Vila Nova de Gaia municipal network of urban allotment gardens. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 56-64.
- Daams, M. N., Sijtsma, F. J., & Veneri, P. (2019). Mixed monetary and non-monetary valuation of attractive urban green space: A case study using Amsterdam house prices. *Ecological Economics*, 166, 106430.
- Daily, G. C. (1997). *Nature's services, societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Darko, R. O., Yuan, S., Hong, L., Liu, J., & Yan, H. (2016). Irrigation, a productive tool for food security—a review. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science*, 66(3), 191-206.
- Davies, J., Poulsen, L., Schulte-Herbrüggen, B., Mackinnon, K., Crawhall, N., Henwood, W. D., Dudley, N., Smith, J. & Gudka, M. (2012). *Conserving Dryland Biodiversity*. xii+84p.
- Deng, Y., Wang, S., Bai, X., Tian, Y., Wu, L., Xiao, J., & Qian, Q. (2018). Relationship among land surface temperature and LUCC, NDVI in typical karst area. *Scientific Reports*, 8(1), 1-12.
- Desir, G., & Marín, C. (2013). Role of erosion processes on the morphogenesis of a semiarid badland area. *Bardenas Reales (NE Spain)*. *Catena*, 106, 83-92.
- de Ayala, A., Hoyos, D., & Mariel, P. (2015). Suitability of discrete choice experiments for landscape management under the European Landscape Convention. *Journal of Forest Economics*, 21(2), 79-96.
- De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.

- De Valck, J., Landuyt, D., Broekx, S., Liekens, I., De Nocker, L., & Vranken, L. (2017). Outdoor recreation in various landscapes: Which site characteristics really matter? *Land Use Policy*, 65, 186-197.
- Dou, H., Li, X., Li, S., Dang, D., Li, X., Lyu, X., & Liu, S. (2020). Mapping ecosystem services bundles for analyzing spatial trade-offs in inner Mongolia, China. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120444.
- Dupras, J., Laurent-Lucchetti, J., Revéret, J. P., & DaSilva, L. (2018). Using contingent valuation and choice experiment to value the impacts of agri-environmental practices on landscapes aesthetics. *Landscape Research*, 43(5), 679-695.
- Duś, E. (2014). Recreational use and health functions of allotments gardens in the Katowice conurbation, Poland. *Environmental & Socio-economic Studies*, 2(2), 16-25.
- Duveiller, G., Hooker, J., & Cescatti, A. (2018). The mark of vegetation change on Earth's surface energy balance. *Nature Communications*, 9(1), 1-12.
- EC (2010). Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. DG Environment, European Communities.
- Edmondson, J. L., Childs, D. Z., Dobson, M. C., Gaston, K. J., Warren, P. H., & Leake, J. R. (2020). Feeding a city—Leicester as a case study of the importance of allotments for horticultural production in the UK. *Science of The Total Environment*, 705, 135930.
- Emrouznejad, A. & Marra, M. (2017) The state of the art development of AHP (1979–2017): a literature review with a social network analysis, *International Journal of Production Research*, 55:22, 6653-6675.
- Estoque, R. C., Murayama, Y., & Myint, S. W. (2017). Effects of landscape composition and pattern on land surface temperature: An urban heat island study in the megacities of Southeast Asia. *Science of the Total Environment*, 577, 349-359.
- Faccioli, M., Czajkowski, M., Glenk, K., & Martin-Ortega, J. (2020). Environmental attitudes and place identity as determinants of preferences for ecosystem services. *Ecological Economics*, 174, 106600.
- Falk, J. H., & Balling, J. D. (2010). Evolutionary influence on human landscape preference. *Environment and Behavior*, 42(4), 479-493.
- Falk, T., Vorlaufer, T., Brown, L., Domptail, S., & Dallimer, M. (2021). Citizens' preferences for development outcomes and governance implications. *Land Degradation & Development*, 32(17), 5129-5139.

- Fernández-Campo, M., Rodríguez-Morales, B., Dramstad, W. E., Fjellstad, W., & Diaz-Varela, E. R. (2017). Ecosystem services mapping for detection of bundles, synergies and trade-offs: Examples from two Norwegian municipalities. *Ecosystem Services*, 28, 283-297.
- Ferreira, A. J. D., Guilherme, R. I. M. M., & Ferreira, C. S. S. (2018). Urban agriculture, a tool towards more resilient urban communities? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 93-97.
- Fish, R., Church, A., & Winter, M. (2016). Conceptualising cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services*, 21, 208-217.
- Fotheringham, A. S., Brunsdon, C., & Charlton, M. (2003). *Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships*. John Wiley & Sons.
- Fox-Kämper, R., Wesener, A., Munderlein, D., Sondermann, M., McWilliam, W., & Kirk, N. (2018). Urban community gardens: An evaluation of governance approaches and related enablers and barriers at different development stages. *Landscape and Urban Planning*, 170, 59-68.
- Franch-Pardo, I., Cancer-Pomar, L., & Napoletano, B. M. (2017). Visibility analysis and landscape evaluation in Martin river cultural park (Aragon, Spain) integrating biophysical and visual units. *Journal of Maps*, 13(2), 415-424.
- Freeman III, A. M., Herriges, J. A., & Kling, C. L. (2014). *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*. Routledge.
- Fu, B. J., Su, C. H., Wei, Y. P., Willett, I. R., Lü, Y. H., & Liu, G. H. (2011). Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecological Research*, 26(1), 1-14.
- Gabel, V. M., Meier, M. S., Köpke, U., & Stolze, M. (2016). The challenges of including impacts on biodiversity in agricultural life cycle assessments. *Journal of Environmental Management*, 181, 249-260.
- García, J. (2019a). *Estructura de costes de las orientaciones productivas agrícolas de la Región de Murcia: frutos secos frutales de pepita vid y olivo*. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. 128 pp.
- García, J. (2019b). *Estructura de costes de las orientaciones productivas agrícolas de la Región de Murcia: horticultura al aire libre y bajo invernadero*. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. 138 pp.

García, J. (2019c). Estructura de costes de las orientaciones productivas agrícolas de la Región de Murcia: frutales de hueso y cítricos. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. 138 pp.

García-Llorente, M., Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., López-Santiago, C. A., Aguilera, P. A., & Montes, C. (2012). The role of multi-functionality in social preferences toward semi-arid rural landscapes: an ecosystem service approach. *Environmental Science & Policy*, 19, 136-146.

Getis, A., & Ord, J. K. (2010). The analysis of spatial association by use of distance statistics. In *Perspectives on spatial data analysis* (pp. 127-145). Springer, Berlin, Heidelberg.

Godinho, S., Gil, A., Guiomar, N., Costa, M. J., & Neves, N. (2016). Assessing the role of Mediterranean evergreen oaks canopy cover in land surface albedo and temperature using a remote sensing-based approach. *Applied Geography*, 74, 84-94.

Gómez, J. A., Montero, A. S., Guzmán, G., & Soriano, M. A. (2021). In-depth analysis of soil management and farmers' perceptions of related risks in two olive grove areas in southern Spain. *International Soil and Water Conservation Research*, 9(3), 461-473.

Gordon, L. J., Finlayson, C. M., & Falkenmark, M. (2010). Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management*, 97(4), 512-519.

Gorner, T., Najmanova, K., & Cihar, M. (2012). Changes in local people's perceptions of the Sumava National Park in the Czech Republic over a ten-year period (1998–2008). *Sustainability*, 4(6), 1354-1370.

Grammatikopoulou, I., Pouta, E., Salmiovirta, M., & Soini, K. (2012). Heterogeneous preferences for agricultural landscape improvements in southern Finland. *Landscape and Urban Planning*, 107(2), 181-191.

Green Infrastructure (2013) — Enhancing Europe's natural capital /COM/2013/0249 final/. <http://eur-lex.europa.eu/legalcontent/En/TXT/?uri=CELEX%3A52013DC0249>.

Greene, W. H. (1997). *Econometric Analysis*. Upper River Saddle. New York, USA.

Gren, Å., & Andersson, E. (2018). Being efficient and green by rethinking the urban-rural divide—Combining urban expansion and food production by integrating an ecosystem service perspective into urban planning. *Sustainable Cities and Society*, 40, 75-82.

- Groot, J. C., Yalew, S. G., & Rossing, W. A. (2018). Exploring ecosystem services trade-offs in agricultural landscapes with a multi-objective programming approach. *Landscape and Urban Planning*, 172, 29-36.
- Guardiola, A. M. (2018). La floración en el paisaje rural de Cieza como impulsor del turismo y desarrollo local. *Publicaciones Didácticas*, 92(1), 407-449.
- Guimberteau, M., Laval, K., Perrier, A., & Polcher, J. (2012). Global effect of irrigation and its impact on the onset of the Indian summer monsoon. *Climate Dynamics*, 39(6), 1329-1348.
- Gulickx, M. M. C., Verburg, P. H., Stoorvogel, J. J., Kok, K., & Veldkamp, A. (2013). Mapping landscape services: a case study in a multifunctional rural landscape in The Netherlands. *Ecological Indicators*, 24, 273-283.
- Guo, Z., Zhang, L., & Li, Y. (2010). Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. *PloS one*, 5(10), e13113.
- Gutiérrez-Puebla, J., García-Palomares, J. C., & Daniel-Cardozo, O. (2012). Regresión Geográficamente Ponderada (GWR) y estimación de la demanda de las estaciones del Metro de Madrid. In XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica (pp. 1-13).
- Haab, T.C., & McConnell, K.E. (2002). Valuing environmental and natural resources. The econometrics of non-market valuation. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, UK.
- Hadayeghi, A., Shalaby, A. S., & Persaud, B. N. (2010). Development of planning level transportation safety tools using Geographically Weighted Poisson Regression. *Accident Analysis & Prevention*, 42(2), 676-688.
- Häfner, K., Zasada, I., van Zanten, B. T., Ungaro, F., Koetse, M., & Piorr, A. (2018). Assessing landscape preferences: a visual choice experiment in the agricultural region of Märkische Schweiz, Germany. *Landscape Research*, 43(6), 846-861.
- Hahn, T., Heinrup, M., & Lindborg, R. (2018). Landscape heterogeneity correlates with recreational values: a case study from Swedish agricultural landscapes and implications for policy. *Landscape Research*, 43(5), 696-707.
- Hake, B. J. (2017). Gardens as learning spaces: Intergenerational learning in urban food gardens. *Journal of Intergenerational Relationships*, 15(1), 26-38.
- Haines-Young, R., Potschin, M.B. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V 5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. <http://www.cices.eu/>.

- Halkos, G., & Matsiori, S. (2017). Environmental attitude, motivations and values for marine biodiversity protection. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*, 69, 61-70.
- Hamada, S., Tanaka, T., & Ohta, T. (2013). Impacts of land use and topography on the cooling effect of green areas on surrounding urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(4), 426-434.
- Hamann, M., Biggs, R., & Reyers, B. (2015). Mapping social–ecological systems: Identifying ‘green-loop’ and ‘red-loop’ dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Global Environmental Change*, 34, 218-226.
- Han, S., & Yang, Z. (2013). Cooling effect of agricultural irrigation over Xinjiang, Northwest China from 1959 to 2006. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024039.
- Hanemann, W. M. (1984). Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *American Journal of Agricultural Economics*, 66(3), 332-341.
- Hartig, T., Mitchell, R., De Vries, S., & Frumkin, H. (2014). Nature and health. *Annual Review of Public Health*, 35, 207-228.
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527.
- He, J., Yi, H., & Liu, J. (2016). Urban green space recreational service assessment and management: A conceptual model based on the service generation process. *Ecological Economics*, 124, 59-68.
- Heatlandlife (2020). <https://www.heatlandlife.eu/el-proyecto-life-heatland-prueba-en-murcia-un-asfalto-frio-que-reduce-la-contaminacion-en-las-ciudades/>
- Helldin, J. O., Collinder, P., Bengtsson, D., Karlberg, Å., & Askling, J. (2013). Assessment of traffic noise impact in important bird sites in Sweden—a practical method for the regional scale. *Oecologia Australis*, 17(1), 70-84.
- Hermes, J., Albert, C., & von Haaren, C. (2018). Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. *Ecosystem Services*, 31, 296-307.
- Hilbrandt, H. (2019). Everyday urbanism and the everyday state: Negotiating habitat in allotment gardens in Berlin. *Urban Studies*, 56(2), 352-367.
- Ho, D., Newell, G., & Walker, A. (2005). The importance of property-specific attributes in assessing CBD office building quality. *Journal of Property Investment & Finance*, 23(5), 424-444.

- Hodge, I., Hauck, J., & Bonn, A. (2015). The alignment of agricultural and nature conservation policies in the European Union. *Conservation Biology*, 29(4), 996-1005.
- Horák, J., Rom, J., Rada, P., Šafářová, L., Koudelková, J., Zasadil, P., & Holuša, J. (2018). Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard. *Urban Ecosystems*, 21(2), 263-270.
- Howley, P. (2011). Landscape aesthetics: Assessing the general publics' preferences towards rural landscapes. *Ecological Economics*, 72, 161-169.
- Hoyos, D. (2010). The state of the art of environmental valuation with discrete choice experiments. *Ecological Economics*, 69(8), 1595-1603.
- Htun, N. Z., Mizoue, N., & Yoshida, S. (2012). Determinants of local people's perceptions and attitudes toward a protected area and its management: A case study from Popa Mountain Park, Central Myanmar. *Society & Natural Resources*, 25(8), 743-758.
- Hu, B., Shao, S., Fu, Z., Li, Y., Ni, H., Chen, S., & Shi, Z. (2019). Identifying heavy metal pollution hot spots in soil-rice systems: A case study in South of Yangtze River Delta, China. *Science of the Total Environment*, 658, 614-625.
- Hu, X., & Xu, H. (2019). Spatial variability of urban climate in response to quantitative trait of land cover based on GWR model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), 1-12.
- Ivajnsič, D., Kaligarič, M., & Žiberna, I. (2014). Geographically weighted regression of the urban heat island of a small city. *Applied Geography*, 53, 341-353.
- Jaeger, S. R., Mielby, L. H., Heymann, H., Jia, Y., & Frøst, M. B. (2013). Analysing conjoint data with OLS and PLS regression: a case study with wine. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93(15), 3682-3690.
- Jaramillo, F., & Destouni, G. (2015). Local flow regulation and irrigation raise global human water consumption and footprint. *Science*, 350(6265), 1248-1251.
- Jeffery, S., & Verheijen, F. G. A. (2020). A new soil health policy paradigm: pay for practice not performance!. *Environmental Science & Policy*, 112, 371-373.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., & Vossler, C. A. (2017). Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4(2), 319-405.
- Johnston, R. J., Ramachandran, M., Schultz, E. T., Segerson, K., & Besedin, E. Y. (2011). Willingness to pay hot spots and the distribution of ecosystem service values: implications

for benefit transfer. In Proceedings of Annual Meeting Agricultural and Applied Economics Association, Pittsburgh, PA, USA (Vol. 2426).

Johnston, R. J., & Ramachandran, M. (2014). Modeling spatial patchiness and hot spots in stated preference willingness to pay. *Environmental and Resource Economics*, 59(3), 363-387.

Johnston, R. J., Jarvis, D., Wallmo, K., & Lew, D. K. (2015). Multiscale spatial pattern in nonuse willingness to pay: applications to threatened and endangered marine species. *Land Economics*, 91(4), 739-761.

Junge, X., Schüpbach, B., Walter, T., Schmid, B., & Lindemann-Matthies, P. (2015). Aesthetic quality of agricultural landscape elements in different seasonal stages in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 133, 67-77.

Kalivoda, O., Vojar, J., Skřivanová, Z., & Zahradník, D. (2014). Consensus in landscape preference judgments: The effects of landscape visual aesthetic quality and respondents' characteristics. *Journal of Environmental Management*, 137, 36-44.

Kang, S., & Eltahir, E. A. (2019). Impact of irrigation on regional climate over Eastern China. *Geophysical Research Letters*, 46(10), 5499-5505.

Karnieli, A., Agam, N., Pinker, R. T., Anderson, M., Imhoff, M. L., Gutman, G. G., & Goldberg, A. (2010). Use of NDVI and land surface temperature for drought assessment: Merits and limitations. *Journal of Climate*, 23(3), 618-633.

Kertész, Á., & Madarász, B. (2014). Conservation agriculture in Europe. *International Soil and Water Conservation Research*, 2(1), 91-96.

Kodinariya, T. M., & Makwana, P. R. (2013). Review on determining number of Cluster in K-Means Clustering. *International Journal*, 1(6), 90-95.

Kong, F., Yin, H., Wang, C., Cavan, G., & James, P. (2014). A satellite image-based analysis of factors contributing to the green-space cool island intensity on a city scale. *Urban forestry & urban greening*, 13(4), 846-853.

Kong, L., Zheng, H., Xiao, Y., Ouyang, Z., Li, C., Zhang, J., & Huang, B. (2018). Mapping ecosystem service bundles to detect distinct types of multifunctionality within the diverse landscape of the yangtze river basin, China. *Sustainability*, 10(3), 857.

Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., & Makeschin, F. (2012). A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*, 21, 54-66.

- Kumar, R., Mishra, V., Buzan, J., Kumar, R., Shindell, D., & Huber, M. (2017). Dominant control of agriculture and irrigation on urban heat island in India. *Scientific Reports*, 7(1), 1-10.
- La Rosa, D., Spyra, M., & Inostroza, L. (2016). Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. *Ecological Indicators*, 61, 74-89.
- Lackey, N. Q., Tysor, D. A., McNay, G. D., Joyner, L., Baker, K. H., & Hodge, C. (2019). Mental health benefits of nature-based recreation: a systematic review. *Annals of Leisure Research*, 1-15.
- Langemeyer, J., & Latkowska, M. J. (2016). Ecosystem services from urban gardens. In *Urban allotment gardens in Europe* (pp. 137-163). Routledge.
- Langemeyer, J., Camps-Calvet, M., Calvet-Mir, L., Barthel, S., & Gómez-Baggethun, E. (2018). Stewardship of urban ecosystem services: Understanding the value (s) of urban gardens in Barcelona. *Landscape and Urban Planning*, 170, 79-89.
- Lee, H., & Lautenbach, S. (2016). A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators*, 66, 340-351.
- Lemus-Canovas, M., Martin-Vide, J., Moreno-Garcia, M. C., & Lopez-Bustins, J. A. (2020). Estimating Barcelona's metropolitan daytime hot and cold poles using Landsat-8 Land Surface Temperature. *Science of the Total Environment*, 699, 134307.
- Li, E., Endter-Wada, J., & Li, S. (2019). Dynamics of Utah's agricultural landscapes in response to urbanization: A comparison between irrigated and non-irrigated agricultural lands. *Applied Geography*, 105, 58-72.
- Li, W., Cao, Q., Lang, K., & Wu, J. (2017). Linking potential heat source and sink to urban heat island: Heterogeneous effects of landscape pattern on land surface temperature. *Science of the Total Environment*, 586, 457-465.
- Li, X., Zhou, W., & Ouyang, Z. (2013). Relationship between land surface temperature and spatial pattern of greenspace: What are the effects of spatial resolution?. *Landscape and Urban Planning*, 114, 1-8.
- Li, Y., Zhao, M., Motesharrei, S., Mu, Q., Kalnay, E., & Li, S. (2015). Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. *Nature Communications*, 6(1), 1-8.
- Lin, S., Wu, R., Yang, F., Wang, J., & Wu, W. (2018). Spatial trade-offs and synergies among ecosystem services within a global biodiversity hotspot. *Ecological Indicators*, 84, 371-381.

- Lingling, L., Renzhi, Z., Zhuzhu, L., Weili, L., Junhong, X., Liqun, C., & Bellotti, B. (2014). Evolution of soil and water conservation in rain-fed areas of China. *International Soil and Water Conservation Research*, 2(1), 78-90.
- Liou, Y. A., Nguyen, A. K., & Li, M. H. (2017). Assessing spatiotemporal eco-environmental vulnerability by Landsat data. *Ecological Indicators*, 80, 52-65.
- Liu, T., Yu, L., & Zhang, S. (2019). Land surface temperature response to irrigated paddy field expansion: a case study of semi-arid western Jilin Province, China. *Scientific Reports*, 9(1), 1-8.
- Lobell, D. B., Bonfils, C. J., Kueppers, L. M., & Snyder, M. A. (2008). Irrigation cooling effect on temperature and heat index extremes. *Geophysical Research Letters*, 35(9).
- Locatelli, B (2016). Ecosystem Services and Climate Change. In *Routledge Handbook of Ecosystem Services* (eds. Potschin, R. Haines-Young, R. Fish and R. K. Turner). 481-490 p.
- López, L., Betrán, J., Ramos, Á., López, H., López, P., Bermejo, J. L., & Pérez, J. (2010). *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España*. ETSIA. Universidad de Córdoba. 144 pp.
- López-Becerra, E. I., & Alcon, F. (2021). Social desirability bias in the environmental economic valuation: An inferred valuation approach. *Ecological Economics*, 184, 106988.
- Louviere, J., Hensher, D.A., Joffre, D., (2000). *Stated Choice Methods. Analysis and application*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lu, N., Wang, M., Ning, B., Yu, D., & Fu, B. (2018). Research advances in ecosystem services in drylands under global environmental changes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 33, 92-98.
- Lyu, R., Clarke, K. C., Zhang, J., Feng, J., Jia, X., & Li, J. (2019). Spatial correlations among ecosystem services and their socio-ecological driving factors: A case study in the city belt along the Yellow River in Ningxia, China. *Applied Geography*, 108, 64-73.
- Mach, M. E., Martone, R. G., & Chan, K. M. (2015). Human impacts and ecosystem services: Insufficient research for trade-off evaluation. *Ecosystem Services*, 16, 112-120.
- Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., & Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1(1), 31-39.

Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., & Lavalle, C. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17, 14-23.

Maestre, F. T., Quero, J. L., Gotelli, N. J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., & Zaady, E. (2012). Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science*, 335(6065), 214-218.

Malek, Ž., & Verburg, P. H. (2018). Adaptation of land management in the Mediterranean under scenarios of irrigation water use and availability. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 23(6), 821-837.

Mancebo, F. (2018). Gardening the city: addressing sustainability and adapting to global warming through urban agriculture. *Environments*, 5(3), 38.

Mandal, R., & Chakrabarty, P. (2021). Badlands of Gangani in West Bengal, India: An assessment on account of geotourism development. *International Journal of Geoheritage and Parks*, 9(2), 147-156.

MAPA (2018a). Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE). Resultados 2018. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Subdirección General de Análisis, Coordinación y Estadística. 178 pp.

MAPA (2018b). Encuesta de Precios de la Tierra 2018 (Base 2016). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Subdirección General de Análisis, Coordinación y Estadística. 26 pp.

MAPA (2021). Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC). Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación. Gobierno de España. Available at: <https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sistema-de-informacion-geografica-de-parcelas-agricolas-sigpac/default.aspx>

Mariel, P., Hoyos, D., Meyerhoff, J., Czajkowski, M., Dekker, T., Glenk, K., Jacobsen, J.B., Liebe, U., Olsen, S.B., Sagebiel, J., & Thiene, M. (2021). Environmental valuation with discrete choice experiments: Guidance on design, implementation and data analysis (p. 129). Springer Nature.

Martín, B., Ortega, E., Otero, I., & Arce, R. M. (2016). Landscape character assessment with GIS using map-based indicators and photographs in the relationship between landscape and roads. *Journal of Environmental Management*, 180, 324-334.

Martínez, F. L., Morales, A. P., & Guirado, S. G. (2016). In landscape management all of us have something to say. A holistic method for landscape preservability evaluation in a Mediterranean region. *Land Use Policy*, 51, 172-183.

Martinez, S., del Mar Delgado, M., Marin, R. M., & Alvarez, S. (2018). The environmental footprint of an organic peri-urban orchard network. *Science of the Total Environment*, 636, 569-579.

Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M. A., Baños-González, I., Carreño, F., & Moreno, A. (2013). Sustainability of Mediterranean irrigated agro-landscapes. *Ecological Modelling*, 248, 11-19.

Martinez-Harms, M. J., Bryan, B. A., Figueroa, E., Pliscoff, P., Runting, R. K., & Wilson, K. A. (2017). Scenarios for land use and ecosystem services under global change. *Ecosystem Services*, 25, 56-68.

Martínez-López, J., Carreño, M. F., Martínez-Fernández, J., & Esteve, M. A. (2014). Wetland and landscape indices for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands under agricultural hydrological pressures. *Ecological Indicators*, 36, 400-408.

Martinez-Paz JM. (2019). Irrigation cooling effect of citrus cultivation in Campo de Cartagena (Murcia, Spain). *PANGAEA*, <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.901013>

Martínez-Paz, J. M., Albaladejo-García, J. A., Barreiro-Hurle, J., Pleite, F. M. C., & Perni, Á. (2021). Spatial effects in the socioeconomic valuation of peri-urban ecosystems restoration. *Land Use Policy*, 105, 105426.

Martínez-Paz, J.M., Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., & Esteve-Selma, M. Á. (2019). Assessment of management measures for the conservation of traditional irrigated lands: the case of the Huerta of Murcia (Spain). *Land Use Policy*, 81, 382-391.

Masozera, M., Erickson, J. D., Clifford, D., Coppolillo, P., Sadiki, H. G., & Mazet, J. K. (2013). Integrating the management of Ruaha Landscape of Tanzania with local needs and preferences. *Environmental Management*, 52(6), 1533-1546.

Massoni, E. S., Varga, D., Sáez, M., & Pintó, J. (2016). Exploring aesthetic preferences in rural landscapes and the relationship with spatial pattern indices. *Journal of Landscape Ecology*, 9(1), 5-21.

McFadden, D. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In: Zarembka, P. (Ed.). *Frontiers in Econometrics*. Academic press, New York, pp. 105-142.

MEA (2005). *Ecosystem and human well-being: synthesis* (Island press Washington, DC).

- Meng, Y. E. (2019). Demand and Spatial Planning of Allotment Gardens in Metropolitan Areas of China. Doctoral Dissertation. Ritsumeikan University (Japan). 288 p.
- Mesías, F. J., Martínez-Carrasco, F., Martínez, J. M., & Gaspar, P. (2011). Functional and organic eggs as an alternative to conventional production: a conjoint analysis of consumers' preferences. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 91(3), 532-538.
- Mitchell, R. C., & Carson, R. T. (1989). Using surveys to value public goods: the contingent valuation method. Rff Press. Baltimore.
- Moayedfar, S., Dehghan Khavari, S., Akaberi Tafti, M., & Fatemi, M. (2021). Economic Evaluation of Yazd Desert Ecotourism with Approach Sustainable Development. *The Journal of Geographical Research on Desert Areas*, 9(1), 149-172.
- Molina, J. R., y Silva, F. R., & Herrera, M. Á. (2016). Integrating economic landscape valuation into Mediterranean territorial planning. *Environmental Science & Policy*, 56, 120-128.
- Mongil-Manso, J., Navarro-Hevia, J., Díaz-Gutiérrez, V., Cruz-Alonso, V., & Ramos-Díez, I. (2016). Badlands forest restoration in Central Spain after 50 years under a Mediterranean-continental climate. *Ecological Engineering*, 97, 313-326.
- Morán, N. & Fernández, J. L. (2014). A desalambrar. Agricultura urbana, huertos comunitarios y regulación urbanística. *Hábitat y Sociedad*, 7, 31-52.
- Mortimore, M., Anderson, S., Cotula, L., Davies, J., Facer, K., Hesse, C., Morton, J., Nyangena, W., Skinner, J., & Wolfangel, C. (2009). Dryland Opportunities: A new paradigm for people, ecosystems and development. International Union for Conservation of Nature (IUCN).
- Moufakkir, O., & Selmi, N. (2018). Examining the spirituality of spiritual tourists: A Sahara desert experience. *Annals of Tourism Research*, 70, 108-119.
- Mougeot, L. J. (2000). Urban agriculture: definition, presence, potentials and risks. *Growing cities, growing food: Urban agriculture on the policy agenda*, 1, 42.
- Nadal-Romero, E., & García-Ruiz, J. M. (2018). Rethinking Spatial and Temporal Variability of Erosion in Badlands. In *Badlands Dynamics in a Context of Global Change* (pp. 217-253). Elsevier.
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Latorra, P., Barrena, J., & Aguayo, M. (2014). A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators*, 40, 90-101.

- Nakatani, T., & Teräsvirta, T. (2009). Testing for volatility interactions in the constant conditional correlation GARCH model. *The Econometrics Journal*, 12(1), 147-163.
- Nieto-Romero, M., Oteros-Rozas, E., González, J. A., & Martín-López, B. (2014). Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: insights for future research. *Environmental Science & Policy*, 37, 121-133.
- Nigussie, S., Liu, L., & Yeshitela, K. (2021). Indicator development for assessing recreational ecosystem service capacity of urban green spaces—A participatory approach. *Ecological Indicators*, 121, 107026.
- Novikova, A., Rocchi, L., & Vitunskienė, V. (2017). Assessing the benefit of the agroecosystem services: Lithuanian preferences using a latent class approach. *Land use policy*, 68, 277-286.
- Ojea, E., Martín-Ortega, J., & Chiabai, A. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental Science & Policy*, 19, 1-15.
- Olsen, S. B., Jensen, C. U., & Panduro, T. E. (2020). Modelling Strategies for Discontinuous Distance Decay in Willingness to Pay for Ecosystem Services. *Environmental and Resource Economics*, 75(2), 351-386.
- Olsen, S. B., & Meyerhoff, J. (2017). Will the alphabet soup of design criteria affect discrete choice experiment results? *European Review of Agricultural Economics*, 44(2), 309-336.
- Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., González, J. A., Plieninger, T., López, C. A., & Montes, C. (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services in a transhumance social-ecological network. *Regional Environmental Change*, 14(4), 1269-1289.
- Palacio-Prieto, J. L., Rosado-González, E., Ramírez-Miguel, X., Oropeza-Orozco, O., Cram-Heydrich, S., Ortiz-Pérez, M. A., Figueroa-Math-Eng, J. M., & de Castro-Martínez, G. F. (2016). Erosion, culture and geoheritage; the case of Santo Domingo Yanhuitlán, Oaxaca, México. *Geoheritage*, 8(4), 359-369.
- Palau-Salvador, G., de Luis, A., Pérez, J. J., & Sanchis-Ibor, C. (2019). Greening the post crisis. Collectivity in private and public community gardens in València (Spain). *Cities*, 92, 292-302.
- Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., & Bidoglio, G. (2014). Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators*, 45, 371-385.

- Pearce, D. W., & Turner, R. K. (1990). *Economics of natural resources and the environment*. Johns Hopkins University Press.
- Pecher, C., Bacher, M., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2018). Agricultural landscapes between intensification and abandonment: the expectations of the public in a Central-Alpine cross-border region. *Landscape Research*, 43(3), 428-442.
- Peeters, A., Zude, M., Käthner, J., Ünlü, M., Kanber, R., Hetzroni, A., ... & Ben-Gal, A. (2015). Getis–Ord's hot-and cold-spot statistics as a basis for multivariate spatial clustering of orchard tree data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 111, 140-150.
- Pellicer-Martínez, F., & Martínez-Paz, J. M. (2018). Probabilistic evaluation of the water footprint of a river basin: Accounting method and case study in the Segura River Basin, Spain. *Science of The Total Environment*, 627, 28-38.
- Penn, J., & Hu, W. (2019). Cheap talk efficacy under potential and actual Hypothetical Bias: A meta-analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 96, 22-35.
- Peña, L., Casado-Arzuaga, I., & Onaindia, M. (2015). Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. *Ecosystem Services*, 13, 108-118.
- Perez-Vazquez, A., Anderson, S., Wiltshire, R., & Fraser, R. (2006). Valuing non-market benefits derived from allotments in southeast England: A contingent valuation study. *The International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 13(2), 103-112.
- Perni, Á., Barreiro-Hurlé, J., & Martínez-Paz, J. M. (2021). Contingent valuation estimates for environmental goods: Validity and reliability. *Ecological Economics*, 189, 107144.
- Perni, A., Martínez-Carrasco, F., & Martínez-Paz, J. M. (2011). Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Marinas*, 37(2), 175-190.
- Perni, A. & Martínez-Paz, J. M. (2013). A participatory approach for selecting cost-effective measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain). *Science of The Total Environment*, 458-460C, 303-311.
- Perni, Á., & Martínez-Paz, J. M. (2017). Measuring conflicts in the management of anthropized ecosystems: Evidence from a choice experiment in a human-created Mediterranean wetland. *Journal of Environmental Management*, 203, 40-50.
- Perni, A., Barreiro-Hurlé, J., & Martínez-Paz, J. M. (2020). When policy implementation failures affect public preferences for environmental goods: Implications for economic analysis in the European water policy. *Ecological Economics*, 169, 10652.

- Phillips, C. P. (1998). The badlands of Italy: a vanishing landscape?. *Applied Geography*, 18(3), 243-257.
- Pinho, P., Correia, O., Lecoq, M., Munzi, S., Vasconcelos, S., Gonçalves, P., ... & Lopes, N. (2016). Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental Research*, 147, 601-610.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., & Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, 33, 118-129.
- Právělie, R. (2016). Drylands extent and environmental issues. A global approach. *Earth-Science Reviews*, 161, 259-278.
- Preston, R. A. (2001). Scenic amenity: measuring community appreciation of landscape aesthetics at Moggill and Glen Rock. Department of Natural Resources and Mines, Environmental Protection Agency.
- Pueyo-Ros, J. O. S. E. P., Ribas, A., & Fraguell, R. M. (2016). Recreational uses and motivations of visitors in seaside wetlands of Costa Brava (Spain). *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(3), 385-395.
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A. V., Andersson, E., Norberg, J., & Peterson, G. (2015). Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio*, 44(1), 89-101.
- Quintas-Soriano, C., Brandt, J. S., Running, K., Baxter, C. V., Gibson, D. M., Narducci, J., & Castro, A. J. (2018). Social-ecological systems influence ecosystem service perception. *Ecology and Society*, 23(3).
- Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Norström, A., Meacham, M., Peterson, G., & Castro, A. J. (2019). Integrating supply and demand in ecosystem service bundles characterization across Mediterranean transformed landscapes. *Landscape Ecology*, 34(7), 1619-1633.
- Ramírez, J. M., & Rondán, F. J. (2004). Evaluación de los procedimientos de medición de la variable respuesta en el Análisis Conjunto bajo distintas alternativas de estimación. XVIII Reunión Anual ASEPELT, León, España. 22 pp.
- Rao, V. R. (2014). *Applied conjoint analysis* (p. 389). New York: Springer.
- Rechtman, O. (2013). Visual perception of agricultural cultivated landscapes: key components as predictors for landscape preferences. *Landscape Research*, 38(3), 273-294.

- Reis, E., López-Iborra, G. M., & Pinheiro, R. T. (2012). Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 107(1), 31-42.
- Reyes, B., Hogue, T., & Maxwell, R. (2018). Urban irrigation suppresses land surface temperature and changes the hydrologic regime in semi-arid regions. *Water*, 10(11), 1563.
- Ribeiro, A., Carvalho R., Madureira L. (2020) Establishing Urban Gardens on Vacant Land While Considering International Good Practices: A Legal Case Study from Portugal. In: Mauerhofer V., Rupo D., Tarquinio L. (eds) *Sustainability and Law*. Springer, Cham.
- Rice, W. L., Taff, B. D., Newman, P., Zipp, K. Y., & Pan, B. (2020). Identifying recreational ecosystem service areas of concern in Grand Canyon National Park: A participatory mapping approach. *Applied Geography*, 125, 102353.
- Riera, P. (1994). *Manual de de Valoración Contingente*. Instituto de Estudios Fiscales. Madrid. 112 pp.
- Roberts, D. A., Dennison, P. E., Roth, K. L., Dudley, K., & Hulley, G. (2015). Relationships between dominant plant species, fractional cover and land surface temperature in a Mediterranean ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, 167, 152-167.
- Rodríguez-Entrena, M., Colombo, S., & Arriaza, M. (2017). The landscape of olive groves as a driver of the rural economy. *Land Use Policy*, 65, 164-175.
- Romero-Díaz, A., Ruíz-Sinoga, J. D., & Belmonte-Serrato, F. (2020). Physical-chemical and mineralogical properties of parent materials and their relationship with the morphology of badlands. *Geomorphology*, 354, 107047.
- Rose, J.M., Collins, A.T., Bliemer, M.C.J., & Hensher, D.A., (2010). *Ngene*. 1.0.2 ed. Statistical Software. ChoiceMetrics Pty Ltd.
- Rounsevell, M. D. A., Dawson, T. P., & Harrison, P. A. (2010). A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2823-2842.
- Russell, R., Guerry, A. D., Balvanera, P., Gould, R. K., Basurto, X., Chan, K. M., & Tam, J. (2013). Humans and nature: how knowing and experiencing nature affect well-being. *Annual Review of Environment and Resources*, 38, 473-502.
- Saaty, T. L. (1980). *Multicriteria Decision Making: The Analytic Hierarchy Process*. (McGraw-Hill, Ed.). New York,
- Saha, A., Pal, S. C., Arabameri, A., Chowdhuri, I., Rezaie, F., Chakraborty, R., Roy, P., & Shit, M. (2021). Optimization modelling to establish false measures implemented with

ex-situ plant species to control gully erosion in a monsoon-dominated region with novel in-situ measurements. *Journal of Environmental Management*, 287, 112284.

Sahraoui, Y., Clauzel, C., & Foltête, J. C. (2016). Spatial modelling of landscape aesthetic potential in urban-rural fringes. *Journal of Environmental Management*, 181, 623-636.

Sandhu, H., Müller, A., Sukhdev, P., Merrigan, K., Tenkouano, A., Kumar, P., & Weigelt, J. (2019). The future of agriculture and food: Evaluating the holistic costs and benefits. *The Anthropocene Review*, 6(3), 270-278.

Santarém, F., Saarinen, J., & Brito, J. C. (2020). Mapping and analysing cultural ecosystem services in conflict areas. *Ecological Indicators*, 110, 105943.

Sastre, P. (2010). *Sistemas de Información Geográfica (SIG): Técnicas básicas para estudios de biodiversidad*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, España. 58 pp.

Scarano, F. R. (2019). Biodiversity sector: risks of temperature increase to biodiversity and ecosystems. In *Climate change risks in Brazil* (pp. 131-141). Springer, Cham.

Schaefer, H. C., Jetz, W., & Böhning-Gaese, K. (2008). Impact of climate change on migratory birds: community reassembly versus adaptation. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1), 38-49.

Schaubroeck, T. (2017). A need for equal consideration of ecosystem disservices and services when valuing nature; countering arguments against disservices. *Ecosystem Services*, 26, 95-97.

Schernewski, G., Inácio, M., & Nazemtseva, Y. (2018). Expert based ecosystem service assessment in coastal and marine planning and management: a Baltic lagoon case study. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 19.

Schild, J. E., Vermaat, J. E., de Groot, R. S., Quatrini, S., & van Bodegom, P. M. (2018). A global meta-analysis on the monetary valuation of dryland ecosystem services: the role of socio-economic, environmental and methodological indicators. *Ecosystem Services*, 32, 78-89.

Schirpke, U., Tappeiner, G., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2019a). Using conjoint analysis to gain deeper insights into aesthetic landscape preferences. *Ecological Indicators*, 96, 202-212.

Schirpke, U., Altzinger, A., Leitinger, G., & Tasser, E. (2019b). Change from agricultural to touristic use: Effects on the aesthetic value of landscapes over the last 150 years. *Landscape and Urban Planning*, 187, 23-35.

- Schirpke, U., Candiago, S., Vigl, L. E., Jäger, H., Labadini, A., Marsoner, T., & Tappeiner, U. (2019c). Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 651, 928-941.
- Schirpke, U., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2013). Predicting scenic beauty of mountain regions. *Landscape and Urban Planning*, 111, 1-12.
- Schüpbach, B., Junge, X., Lindemann-Matthies, P., & Walter, T. (2016). Seasonality, diversity and aesthetic valuation of landscape plots: An integrative approach to assess landscape quality on different scales. *Land Use Policy*, 53, 27-35.
- Schwenk, W. S., Donovan, T. M., Keeton, W. S., & Nunery, J. S. (2012). Carbon storage, timber production, and biodiversity: comparing ecosystem services with multi-criteria decision analysis. *Ecological Applications*, 22(5), 1612-1627.
- Scott, A., Dean, A., Barry, V., & Kotter, R. (2018). Places of urban disorder? Exposing the hidden nature and values of an English private urban allotment landscape. *Landscape and Urban Planning*, 169, 185-198.
- Seguí, A. E., Maćkiewicz, B., & Rosol, M. (2017). From Leisure to Necessity: Urban Allotments in Alicante Province, Spain, in Times of Crisis. *ACME: An International Journal for Critical Geographies*, 16(2), 276-304.
- Sekertekin, A., & Bonafoni, S. (2020). Land surface temperature retrieval from Landsat 5, 7, and 8 over rural areas: assessment of different retrieval algorithms and emissivity models and toolbox implementation. *Remote Sensing*, 12(2), 294.
- SEO (2021). Programas de seguimiento de avifauna y grupos de trabajo. SEOBirdLife. <https://seo.org/boletin/seguimiento/boletin/2018/html5forpc.html?page=0>
- Serrano, J., Shahidian, S., & Marques da Silva, J. (2019). Evaluation of normalized difference water index as a tool for monitoring pasture seasonal and inter-annual variability in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Water*, 11(1), 62.
- Shaker, R. R., Altman, Y., Deng, C., Vaz, E., & Forsythe, K. W. (2019). Investigating urban heat island through spatial analysis of New York City streetscapes. *Journal of Cleaner Production*, 233, 972-992.
- Shackleton, C. M., Ruwanda, S., Sanni, G. S., Bennett, S., De Lacy, P., Modipa, R., & Thondhlana, G. (2016). Unpacking Pandora's box: understanding and categorising ecosystem disservices for environmental management and human wellbeing. *Ecosystems*, 19(4), 587-600.

- Shackleton, S. E., & Shackleton, R. T. (2018). Local knowledge regarding ecosystem services and disservices from invasive alien plants in the arid Kalahari, South Africa. *Journal of Arid Environments*, 159, 22-33.
- Shen, Z., Wakita, K., Oishi, T., Yagi, N., Kurokura, H., Blasiak, R., & Furuya, K. (2015). Willingness to pay for ecosystem services of open oceans by choice-based conjoint analysis: A case study of Japanese residents. *Ocean & Coastal Management*, 103, 1-8.
- Shr, Y. H. J., Ready, R., Orland, B., & Echols, S. (2019). How do visual representations influence survey responses? Evidence from a choice experiment on landscape attributes of green infrastructure. *Ecological Economics*, 156, 375-386.
- Shrestha, R. P., & Ligonja, P. J. (2015). Social perception of soil conservation benefits in Kondoia eroded area of Tanzania. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(3), 183-195.
- SIAM (2018). Sistema de Información Agrario de Murcia. Informe Agrometeorológico. <http://siam.imida.es/apex/f?p=101:1:1753201960247786>
- SIOSE (2018). Sistema de Información Sobre la Ocupación del Suelo en España. <https://www.siose.es/web/guest/base-de-datos>
- Slavica, C., Tomicevic-Dubljevic, J., & Zivojinovic, I. (2020). Is there a demand for collective urban gardens? Needs and motivations of potential gardeners in Belgrade. *Urban Forestry & Urban Greening*, 126716.
- Smith, P., Ashmore, M. R., Black, H. I., Burgess, P. J., Evans, C. D., Quine, T. A., ... & Orr, H. G. (2013). The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 812-829.
- Solh, M., Amri, A., Ngaido, T., & Valkoun, J. (2003). Policy and education reform needs for conservation of dryland biodiversity. *Journal of Arid Environments*, 54(1), 5-13.
- Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., & Paolini, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment*, 90(4), 434-440.
- Speak, A. F., Mizgajski, A., & Borysiak, J. (2015). Allotment gardens and parks: Provision of ecosystem services with an emphasis on biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 772-781.
- Spyra, M., La Rosa, D., Zasada, I., Sylla, M., & Shkaruba, A. (2020). Governance of ecosystem services trade-offs in peri-urban landscapes. *Land Use Policy*, 95, 104617.

- Stjernman, M., Sahlin, U., Olsson, O., & Smith, H. G. (2019). Estimating effects of arable land use intensity on farmland birds using joint species modeling. *Ecological Applications*, 29(4), e01875.
- Sylla, M., Hagemann, N. & Szewrański, S. (2020) Mapping trade-offs and synergies among peri-urban ecosystem services to address spatial policy, *Environmental Science & Policy*, 112, 79-90.
- Tagliafierro, C., Boeri, M., Longo, A., & Hutchinson, W. G. (2016). Stated preference methods and landscape ecology indicators: An example of transdisciplinarity in landscape economic valuation. *Ecological Economics*, 127, 11-22.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. London, UK: Earthscan.
- Teff-Seker, Y., & Orenstein, D. E. (2019). The 'desert experience': Evaluating the cultural ecosystem services of drylands through walking and focusing. *People and Nature*, 1(2), 234-248.
- Tengberg, A., Fredholm, S., Eliasson, I., Knez, I., Saltzman, K., & Wetterberg, O. (2012). Cultural ecosystem services provided by landscapes: Assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services*, 2, 14-26.
- Thiery, W., Davin, E. L., Lawrence, D. M., Hirsch, A. L., Hauser, M., & Seneviratne, S. I. (2017). Present-day irrigation mitigates heat extremes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 122(3), 1403-1422.
- Tian, F., Qiu, G. Y., Yang, Y. H., Xiong, Y. J., & Wang, P. (2012). Studies on the relationships between land surface temperature and environmental factors in an inland river catchment based on geographically weighted regression and MODIS data. *IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 5(3), 687-698.
- Tian, Y., Wu, H., Zhang, G., Wang, L., Zheng, D., & Li, S. (2020). Perceptions of ecosystem services, disservices and willingness-to-pay for urban green space conservation. *Journal of Environmental Management*, 260, 110140.
- Tiraieyari, N., Ricard, R. M., & McLean, G. N. (2019). Factors influencing volunteering in urban agriculture: Implications for recruiting volunteers. *Urban Forestry & Urban Greening*, 45, 126372.
- Toubia, O. (2018). Conjoint analysis. In *Handbook of Marketing Analytics*. Edward Elgar Publishing. Pp: 52-76.

- Train, K. E. (2009). *Discrete choice methods with simulation*. Cambridge university press. New York.
- Tribot, A. S., Deter, J., & Mouquet, N. (2018). Integrating the aesthetic value of landscapes and biological diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1886), 20180971.
- Triguero-Mas, M., Davdand, P., Cirach, M., Martínez, D., Medina, A., Mompert, A., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2015). Natural outdoor environments and mental and physical health: relationships and mechanisms. *Environment International*, 77, 35-41.
- Turkelboom, F., Leone, M., Jacobs, S., Kelemen, E., García-Llorente, M., Baró, F., & Rusch, V. (2018). When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. *Ecosystem Services*, 29, 566-578.
- USGS (2018). Landsat 8 Conversion to Radiance, Reflectance and At-Satellite Brightness Temperature Using the USGS Landsat 8 Product. <https://landsat.usgs.gov/using-usgs-landsat-8-product>
- Vallet, A., Locatelli, B., Levrel, H., Wunder, S., Seppelt, R., Scholes, R. J., & Oszwald, J. (2018). Relationships between ecosystem services: comparing methods for assessing tradeoffs and synergies. *Ecological Economics*, 150, 96-106.
- van Berkel, D. B., & Verburg, P. H. (2011). Sensitising rural policy: Assessing spatial variation in rural development options for Europe. *Land Use Policy*, 28(3), 447-459.
- Van Berkel, D. B., & Verburg, P. H. (2014). Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators*, 37, 163-174.
- van der Jagt, A. P., Szaraz, L. R., Delshammar, T., Cvejić, R., Santos, A., Goodness, J., & Buijs, A. (2017). Cultivating nature-based solutions: The governance of communal urban gardens in the European Union. *Environmental Research*, 159, 264-275.
- van der Zanden, E. H., Verburg, P. H., Schulp, C. J., & Verkerk, P. J. (2017). Trade-offs of European agricultural abandonment. *Land Use Policy*, 62, 290-301.
- Van Oudenhoven, A. P., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., & de Groot, R. S. (2012). Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21, 110-122.
- van Zanten, B. T., Verburg, P. H., Scholte, S. S., & Tieskens, K. F. (2016a). Using choice modeling to map aesthetic values at a landscape scale: Lessons from a Dutch case study. *Ecological Economics*, 130, 221-231.

- van Zanten, B. T., Zasada, I., Koetse, M. J., Ungaro, F., Häfner, K., & Verburg, P. H. (2016b). A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosystem Services*, 17, 87-98.
- Veitch, J., Salmon, J., Deforche, B., Ghekiere, A., Van Cauwenberg, J., Bangay, S., & Timperio, A. (2017). Park attributes that encourage park visitation among adolescents: A conjoint analysis. *Landscape and Urban Planning*, 161, 52-58.
- Vigl, L. E., Tasser, E., Schirpke, U., & Tappeiner, U. (2017). Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. *Regional Environmental Change*, 17(8), 2237-2250.
- Villamagna, A. M., Angermeier, P. L., & Bennett, E. M. (2013). Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15, 114-121.
- Vlassova, L., Tufiño, P. R., & Llovería, R. M. (2016). Variabilidad espacio-temporal de la temperatura de superficie en ecosistemas de dehesa estimada mediante imágenes Landsat TM: el papel del arbolado. *Geographicalia*, (68), 69-86.
- Volk, M. I., Hctor, T. S., Nettles, B. B., Hilsenbeck, R., Putz, F. E., & Oetting, J. (2017). Florida land use and land cover change in the past 100 years. *Florida's Climate: Changes, Variations, & Impacts*. (eds. Chassignet, E. P., Jones, J. W., Misra, V. & Obeysekera, J). Florida Climate Institute. 51-82 p
- Wang, R., Zhao, J., & Liu, Z. (2016). Consensus in visual preferences: The effects of aesthetic quality and landscape types. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 210-217.
- Wang, X., Guo, W., Qiu, B., Liu, Y., Sun, J., & Ding, A. (2017). Quantifying the contribution of land use change to surface temperature in the lower reaches of the Yangtze River. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(8), 4989-4996.
- Wenguang, Z., Wenjuan, W., Guanglei, H., Chao, G., Ming, J., & Xianguo, L. (2020). Cooling effects of different wetlands in semi-arid rural region of Northeast China. *Theoretical and Applied Climatology*, 1-11.
- Wilcox, B. P., Sorice, M. G., & Young, M. H. (2011). Dryland ecohydrology in the anthropocene: Taking stock of human–ecological interactions. *Geography Compass*, 5(3), 112-127.

- Włodarczyk-Marciniak, R., Frankiewicz, P., & Krauze, K. (2020). Socio-cultural valuation of Polish agricultural landscape components by farmers and its consequences. *Journal of Rural Studies*, 74, 190-200.
- Wu, W. Y., Liao, Y. K., & Chatwuthikrai, A. (2014). Applying conjoint analysis to evaluate consumer preferences toward subcompact cars. *Expert Systems with Applications*, 41(6), 2782-2792.
- Xu, L., Shi, Z., Wang, Y., Chu, X., Yu, P., Xiong, W., & Zhang, S. (2017). Agricultural irrigation-induced climatic effects: a case study in the middle and southern Loess Plateau area, China. *International Journal of Climatology*, 37(5), 2620-2632.
- Yang, Q., Huang, X., & Tang, Q. (2020). Irrigation cooling effect on land surface temperature across China based on satellite observations. *Science of The Total Environment*, 705, 135984.
- Ye, M., & Yoshida, T. (2019). Users' Behaviors and Evaluations of Allotment Gardens. *Urban and Regional Planning Review*, 6, 1-21.
- Yin, C., Yuan, M., Lu, Y., Huang, Y., & Liu, Y. (2018). Effects of urban form on the urban heat island effect based on spatial regression model. *Science of the Total Environment*, 634, 696-704.
- Yu, C. A. O., Cao, Y., Li, G., Tian, Y., Fang, X., Li, Y., & Tan, Y. (2020). Linking ecosystem services trade-offs, bundles and hotspot identification with cropland management in the coastal Hangzhou Bay area of China. *Land Use Policy*, 97, 104689.
- Yu, Z., Guo, X., Jørgensen, G., & Vejre, H. (2017). How can urban green spaces be planned for climate adaptation in subtropical cities? *Ecological Indicators*, 82, 152-162.
- Yuan, F., & Bauer, M. E. (2007). Comparison of impervious surface area and normalized difference vegetation index as indicators of surface urban heat island effects in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 106(3), 375-386.
- Yuan, J., Beard, K., & Johnson, T. R. (2021). A quantitative assessment of spatial patterns of socio-demographic change in coastal Maine: one process or many? *Applied Geography*, 134, 102502.
- Yuan, X., Wang, W., Cui, J., Meng, F., Kurban, A., & De Maeyer, P. (2017). Vegetation changes and land surface feedbacks drive shifts in local temperatures over Central Asia. *Scientific Reports*, 7(1), 1-8.

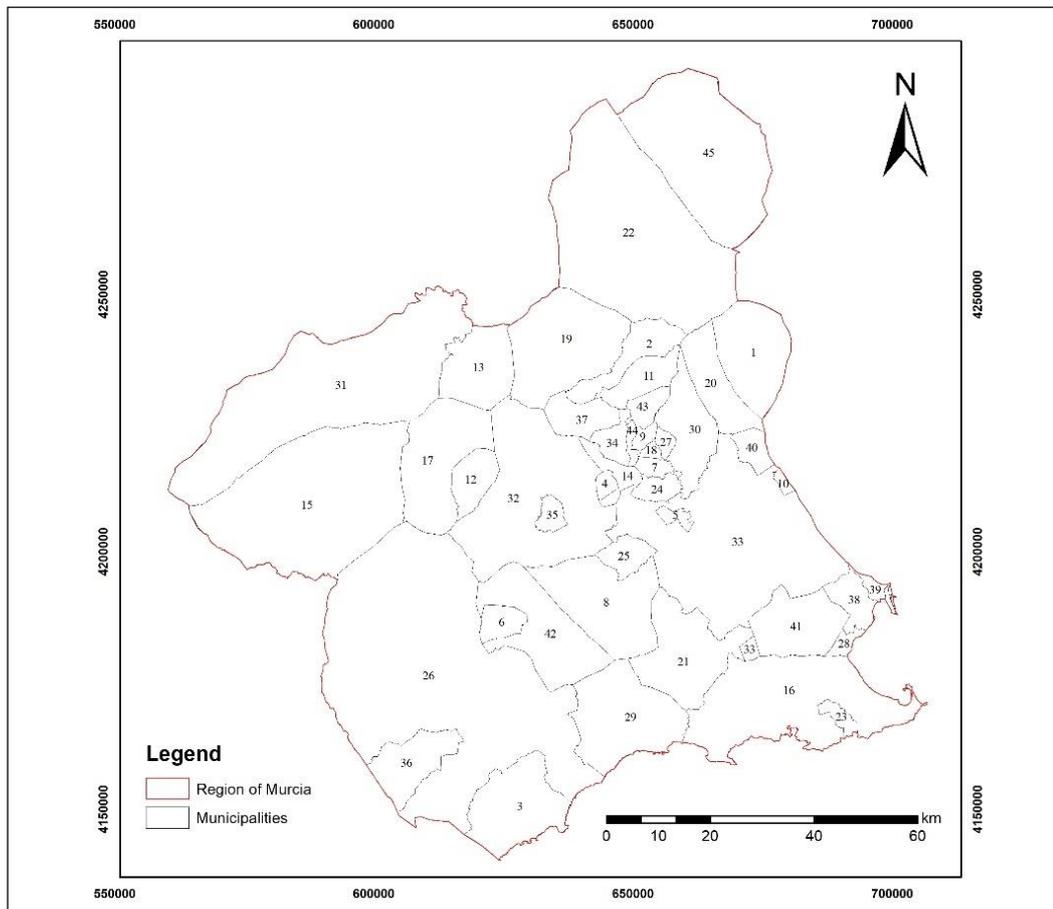
- Zabala, J. A., Albaladejo-García, J. A., Navarro, N., Martínez-Paz, J. M., & Alcon, F. (2022). Integration of preference heterogeneity into sustainable nature conservation: From practice to policy. *Journal for Nature Conservation*, 126095.
- Zabala, J. A., Martínez-Paz, J. M., & Alcon, F. (2021a). A comprehensive approach for agroecosystem services and disservices valuation. *Science of The Total Environment*, 768, 144859.
- Zabala, J. A., Martínez-Paz, J. M., & Alcon, F. (2021b). Integrated valuation of semiarid Mediterranean agroecosystem services and disservices. *Ecological Economics*, 184, 107008.
- Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M., & Van Eupen, M. (2017). Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. *Ecosystem Services*, 26, 225-235.
- Zgłobicki, W., Poesen, J., Daniels, M., Del Monte, M., Guerra, A. J., Joshi, V., Paterson, G., Shellberg, J., Solé-Benet, A., & Su, Z. (2018). Geotouristic Value of Badlands. In *Badlands Dynamics in a Context of Global Change* (pp. 277-313). Elsevier.
- Zgłobicki, W., Poesen, J., Cohen, M., Del Monte, M., García-Ruiz, J. M., Ionita, I., Niacsu, L., Machová, Z., Martín-Duque, J. F., Nadal-Romero, E., Pica, A., Rey, F., Solé-Benet, A., Stankoviansky, M., Stolz, C., Torri, D., Soms, J., & Vergari, F. (2019). The potential of permanent gullies in Europe as geomorphosites. *Geoheritage*, 11(2), 217-239.
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological economics*, 64(2), 253-260.
- Zhao, C., Jensen, J., Weng, Q., & Weaver, R. (2018). A geographically weighted regression analysis of the underlying factors related to the surface urban heat island phenomenon. *Remote Sensing*, 10(9), 1428.
- Zheng, H., Lin, H., & Zhu, X. (2019). Spatiotemporal patterns of terrestrial evapotranspiration in response to climate and vegetation coverage changes across the Chinese Loess Plateau. *Water*, 11(8), 1625.
- Zhou, D., Li, D., Sun, G., Zhang, L., Liu, Y., & Hao, L. (2016). Contrasting effects of urbanization and agriculture on surface temperature in eastern China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(16), 9597-9606.
- Zhou, X., & Wang, Y. C. (2011). Dynamics of land surface temperature in response to land-use/cover change. *Geographical Research*, 49(1), 23-36.

Zhu, X., Liang, S., & Pan, Y. (2012). Observational evidence of the cooling effect of agricultural irrigation in Jilin, China. *Climatic Change*, 114(3), 799-811.

ANEXOS

Anexo I. Capítulo 2.

Figura 1. Municipios de la Región de Murcia.



Fuente: Elaboración propia. La numeración de municipios corresponde al listado de las Tablas 1, 3, y 4 del anexo.

Tabla 1. Distribución de la superficie agrícola (%) por municipios (año 2018).

ID	Municipios	Regadío					Secano					Huerta	Total (ha)
		Cítricos	Frutales	Hortícolas	Olivos	Viñedo	Almendro	Herbáceo	Olivos	Viñedo			
1	Abarilla	15.48	9.07	0.89	1.39	0.12	49.05	9.81	11.84	2.33	-	5,729	
2	Abarán	-	42.83	-	1.92	2.20	31.16	11.85	3.35	3.40	3.29	4,681	
3	Águilas	9.35	9.72	38.90	0.04	0.11	19.96	20.03	0.69	1.20	-	4,067	
4	Albudeite	9.46	3.07	13.75	0.81	-	45.87	19.46	7.58	-	-	627	
5	Alcantarilla	1.68	0.02	20.99	-	-	9.10	64.09	4.11	-	0.10	1,364	
6	Aledo	0.03	0.41	18.38	0.05	16.27	44.23	3.20	8.07	9.37	-	1,060	
7	Alguazas	-	44.73	10.46	0.09	0.01	21.25	3.67	0.09	0.05	19.64	1,394	
8	Alhama	28.97	1.80	30.48	5.47	2.68	21.87	4.48	2.89	1.34	-	10,331	
9	Archena	-	55.96	3.04	0.002	-	25.37	0.27	0.13	-	15.24	1,169	
10	Beniel	51.91	9.31	-	-	-	27.28	1.58	0.49	-	9.44	876	
11	Bianca	8.58	19.72	-	2.88	2.88	27.69	3.88	0.50	5.41	28.48	3,497	
12	Bullas	-	10.79	4.51	0.45	5.21	35.21	22.81	6.78	14.23	-	3,228	
13	Calasparra	0.002	27.91	1.10	1.56	14.51	29.27	24.23	14.51	1.42	-	4,892	
14	Campos del río	2.01	30.80	5.87	0.03	-	23.69	30.74	5.84	1.01	-	2,214	
15	Caravaca	-	15.34	5.85	3.01	0.20	24.87	46.22	3.99	0.53	-	7,146	
16	Cartagena	10.78	0.61	48.30	0.04	0.05	22.73	16.97	0.43	0.09	-	22,144	
17	Cehegín	-	16.66	4.75	6.23	0.22	37.00	19.41	13.02	2.72	-	6,230	
18	Ceuti	-	49.31	11.46	-	-	24.29	1.23	0.13	-	13.59	908	
19	Cieza	7.91	33.14	-	1.97	3.31	31.10	16.04	4.08	1.47	0.98	9,315	
20	Fortuna	17.52	3.41	5.19	0.10	0.01	47.54	20.46	5.07	0.70	-	4,892	
21	Fuente Álamo	9.37	0.09	32.70	0.20	0.08	36.49	18.61	2.33	0.15	-	10,173	
22	Jumilla	0.01	16.79	0.40	2.83	14.94	10.14	12.08	10.18	32.64	-	31,234	
23	La Unión	9.25	25.49	-	0.31	-	7.13	57.30	0.46	0.06	-	592	
24	Las Torres Cotillas	7.69	9.41	15.42	0.10	-	34.32	5.60	22.40	-	5.06	1,790	
25	Librilla	33.41	0.10	16.57	0.10	0.03	43.80	5.12	0.84	0.02	-	2,944	
26	Lorca	30.50	1.60	12.00	0.53	0.15	21.61	26.53	5.94	1.16	-	35,622	
27	Lorquí	-	2.19	11.17	-	-	57.34	2.47	0.72	-	26.10	794	
28	Los Alcazares	14.92	0.28	71.48	-	-	6.31	6.80	0.21	-	-	885	
29	Mazarrón	12.74	1.03	27.84	0.02	0.34	30.97	24.25	2.76	0.04	-	4,567	
30	Molina del Segura	6.99	12.54	8.00	0.02	1.11	40.67	14.41	4.95	0.18	11.14	7,191	
31	Moratala	-	3.80	2.09	1.58	0.09	22.29	48.80	20.75	0.60	-	7,846	
32	Mula	8.58	27.20	3.40	1.35	0.02	30.83	17.51	6.57	4.55	-	12,231	
33	Murcia	16.85	3.56	1.70	0.37	0.08	33.79	17.70	2.46	-	23.50	29,798	
34	Ojós	-	44.70	-	-	-	35.06	10.81	4.20	-	5.24	2,158	
35	Pilego	5.07	15.58	6.82	0.16	-	62.01	7.25	3.11	-	-	961	
36	Puerto Lumbreras	4.46	1.06	43.43	0.75	0.07	26.26	13.97	9.87	0.14	-	5,652	
37	Ricote	-	15.12	-	0.02	-	52.35	14.19	7.20	7.12	4.00	2,025	
38	San Javier	30.64	1.02	43.60	0.02	-	11.11	12.88	0.72	-	-	3,293	
39	San Pedro	24.69	0.56	48.49	0.05	0.12	18.11	7.95	0.04	-	-	641	
40	Santomera	16.69	28.03	-	0.03	-	33.84	15.95	0.16	-	5.31	2,552	
41	Torre Pacheco	17.72	0.22	67.77	0.69	-	10.08	3.03	0.47	-	-	10,301	
42	Totana	1.68	0.55	45.07	7.38	2.58	23.46	11.75	5.89	1.64	-	6,917	
43	Ulea	-	47.77	-	-	1.57	37.29	3.07	2.84	0.09	7.37	1,780	
44	Villanueva	-	21.53	-	0.04	-	46.71	4.22	0.11	-	27.39	1,236	
45	Yecla	-	1.22	0.54	2.65	31.82	12.08	2.12	22.59	26.98	-	16,297	
	Región de Murcia	10.24	10.71	14.78	1.47	3.87	25.99	16.87	6.31	5.89	3.88	293,766	

Fuente: Elaboración propia a partir de MAPA (2021).

Tabla 2. Índices normalizados de los indicadores de ES/EDS de los agroecosistemas.

Cultivos	Ingresos	Consumo agua	Contaminación acuíferos	Reducción temperatura	Biodiversidad	Oportunidades recreación
Almendro seco	0.07	-	-	0.34	0.64	0.85
Herbáceo seco	0.01	-	-	0.22	0.77	0.54
Olivar seco	0.07	-	-	-	0.80	0.60
Viñedo seco	0.14	-	-	-	0.90	0.58
Huerta	0.56	0.88	0.32	1.00	1.00	1.00
Cítricos regadío	0.70	1.00	0.60	0.84	0.42	0.55
Frutal regadío	0.96	0.76	0.36	0.82	0.62	0.65
Hortícolas regadío	1.00	0.62	1.00	0.84	0.23	0.36
Olivar regadío	0.29	0.63	0.35	0.64	0.53	0.56
Viñedo regadío	0.32	0.20	0.28	0.70	0.30	0.59
Regadío	0.80	0.73	0.62	0.83	0.44	0.55
Secano	0.06	-	-	0.23	0.73	0.69
Región de Murcia	0.40	0.34	0.29	0.50	0.59	0.63

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3. Índices de los niveles de ES/EDS de todos los agroecosistemas por grupos de municipios.

ID	Municipios	INC	WATER	POLL	TEMP	BIO	RECRE
1	Abanilla	0.307	0.354	0.123	0.628	0.474	0.749
2	Abarán	0.569	0.552	0.132	0.239	0.430	0.670
3	Águilas	0.684	0.605	0.533	0.510	0.428	0.532
4	Albudeite	0.331	0.308	0.129	0.165	0.561	0.771
5	Alcantarilla	0.289	0.266	0.150	0.188	0.582	0.562
6	Aledo	0.350	0.223	0.300	0.304	0.431	0.656
7	Alguazas	0.795	0.569	0.361	0.815	0.698	0.825
8	Alhama	0.687	0.788	0.451	0.157	0.312	0.623
9	Archena	0.808	0.630	0.209	0.639	0.801	0.983
10	Beniel	0.631	1.000	0.316	0.673	0.621	0.897
11	Blanca	0.485	0.520	0.098	0.381	0.614	0.721
12	Bullas	0.263	0.183	0.122	0.142	0.607	0.646
13	Calasparra	0.384	0.340	0.079	0.224	1.000	0.786
14	Campos del río	0.475	0.432	0.111	0.522	0.622	0.608
15	Caravaca	0.292	0.256	0.139	0.169	0.762	0.740
16	Cartagena	0.704	0.609	0.647	0.454	0.288	0.407
17	Cehegín	0.322	0.290	0.132	0.237	0.514	0.705
18	Ceutí	0.821	0.704	0.289	1.000	0.631	1.000
19	Cieza	0.835	0.921	0.287	0.768	0.755	0.775
20	Fortuna	0.298	0.347	0.144	0.437	0.479	0.723
21	Fuente Álamo	0.511	0.441	0.478	0.223	0.308	0.556
22	Jumilla	0.380	0.319	0.089	0.496	0.702	0.751
23	La Unión	0.402	0.373	0.387	0.202	0.336	0.531
24	Las Torres Cotillas	0.530	0.540	0.298	0.276	0.660	0.772
25	Librilla	0.521	0.650	0.195	0.221	0.368	0.578
26	Lorca	0.452	0.586	0.278	0.182	0.555	0.566
27	Lorquí	0.384	0.470	0.115	0.453	0.677	0.776
28	Los Alcázares	1.000	0.878	1.000	0.267	0.223	0.282
29	Mazarrón	0.489	0.456	0.227	0.069	0.640	0.574
30	Molina del Segura	0.447	0.533	0.143	0.442	0.582	0.816
31	Moratalla	0.120	0.077	0.024	0.093	0.712	0.722
32	Mula	0.475	0.480	0.155	0.591	0.503	0.637
33	Murcia	0.398	0.621	0.247	0.247	0.651	0.661
34	Ojós	0.587	0.575	0.118	0.433	0.423	0.731
35	Pliego	0.360	0.315	0.085	0.415	0.641	0.710
36	Puerto Lumbreras	0.610	0.482	0.231	0.477	0.357	0.609
37	Ricote	0.265	0.224	0.043	0.540	0.727	0.768
38	San Javier	0.809	0.865	0.779	0.313	0.239	0.401
39	San Pedro	0.818	0.817	0.792	0.247	0.245	0.376
40	Santomera	0.531	0.635	0.228	0.430	0.862	0.772
41	Torre Pacheco	0.983	0.891	0.978	0.449	0.129	0.217
42	Totana	0.643	0.519	0.349	0.551	0.335	0.575
43	Ulea	0.642	0.642	0.131	0.151	0.609	0.839
44	Villanueva	0.473	0.604	0.147	0.104	0.656	0.920
45	Yecla	0.229	0.140	0.091	0.348	0.545	0.698
	Región de Murcia	0.488	0.499	0.282	0.392	0.543	0.592

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4. Resultados de los índices globales de provisión de ES/EDS.

ID	Municipios	IGES	IGES _b	IGES _c	IGES _d
1	Abanilla	0.614	0.618	0.547	0.651
2	Abarán	0.537	0.540	0.530	0.568
3	Águilas	0.503	0.468	0.550	0.485
4	Albudeite	0.565	0.630	0.475	0.619
5	Alcantarilla	0.534	0.599	0.454	0.599
6	Aledo	0.536	0.555	0.483	0.587
7	Alguazas	0.701	0.688	0.718	0.659
8	Alhama	0.423	0.403	0.466	0.412
9	Archena	0.732	0.760	0.718	0.694
10	Beniel	0.584	0.597	0.571	0.524
11	Blanca	0.597	0.636	0.549	0.621
12	Bullas	0.559	0.637	0.458	0.631
13	Calasparra	0.663	0.809	0.533	0.695
14	Campos del río	0.614	0.637	0.577	0.643
15	Caravaca	0.595	0.705	0.475	0.647
16	Cartagena	0.433	0.369	0.513	0.418
17	Cehégín	0.559	0.606	0.481	0.617
18	Ceutí	0.743	0.702	0.765	0.683
19	Cieza	0.654	0.656	0.682	0.590
20	Fortuna	0.574	0.598	0.501	0.619
21	Fuente Álamo	0.446	0.431	0.455	0.470
22	Jumilla	0.653	0.709	0.570	0.689
23	La Unión	0.452	0.454	0.433	0.494
24	Las Torres de Cotillas	0.567	0.625	0.518	0.570
25	Librilla	0.474	0.470	0.474	0.500
26	Lorca	0.482	0.530	0.446	0.503
27	Lorquí	0.618	0.676	0.537	0.640
28	Los Alcázares	0.316	0.228	0.482	0.252
29	Mazarrón	0.515	0.585	0.469	0.550
30	Molina del Segura	0.602	0.636	0.543	0.617
31	Moratalla	0.591	0.712	0.435	0.681
32	Mula	0.595	0.588	0.573	0.617
33	Murcia	0.515	0.587	0.449	0.528
34	Ojós	0.580	0.563	0.578	0.599
35	Pliego	0.621	0.672	0.542	0.666
36	Puerto Lumbreras	0.557	0.514	0.581	0.578
37	Ricote	0.672	0.741	0.559	0.721
38	San Javier	0.353	0.287	0.463	0.309
39	San Pedro	0.346	0.285	0.457	0.309
40	Santomera	0.622	0.709	0.555	0.609
41	Torre Pacheco	0.318	0.193	0.505	0.255
42	Totana	0.539	0.483	0.582	0.546
43	Ulea	0.578	0.626	0.547	0.587
44	Villanueva	0.567	0.652	0.485	0.581
45	Yecla	0.598	0.648	0.498	0.670
	Región de Murcia	0.539	0.560	0.515	0.557

Fuente: Elaboración propia.

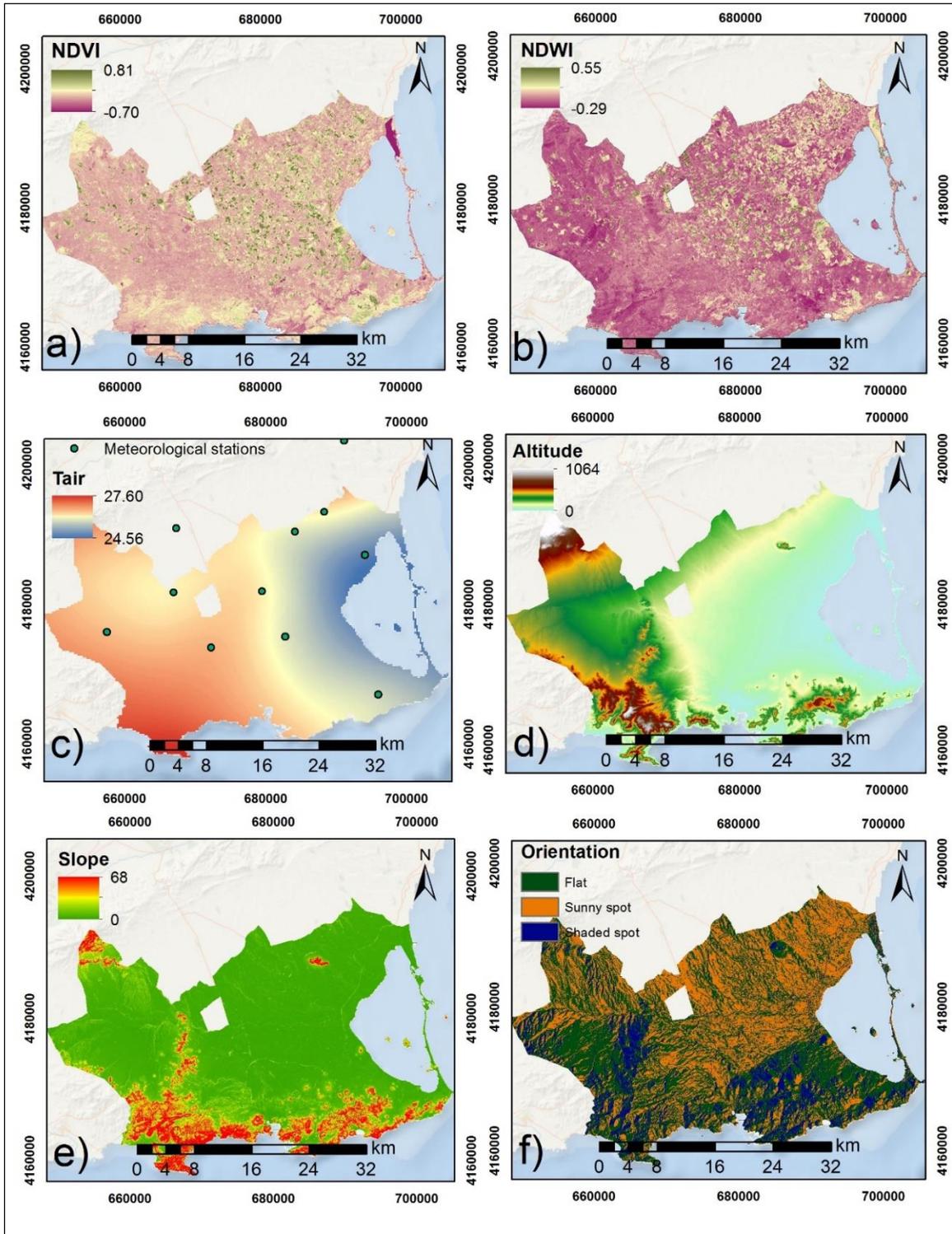
Anexo II. Capítulo 3.

Tabla 5. Estadísticas descriptivas de las variables dependientes e independientes.

Variables	Media	SD	Min	Max
LST (°C) (Año 2016)	32.470	1.533	28.540	36.090
LST (°C) (Año 1984)	33.710	1.919	27.090	37.220
NDVI (-1,1) (Año 2016)	0.342	0.137	0.082	0.668
NDWI (-1,1) (Año 2016)	0.065	0.088	-0.095	0.313
DIST-COAST (km)	9.647	6.089	0.504	31.090
Altitudes (m)	58.560	52.060	6.000	282.000
Pendientes (°)	1.497	2.311	0.000	12.140
TAIR (°C) (Año 2016)	25.875	0.383	24.880	26.624
TAIR (°C) (Año 1984)	24.990	0.990	22.240	26.280
Orientaciones (%)				
Umbría	7.43			
Plano	75.25			
Solana	17.32			

Fuente: Elaboración propia.

Figura 2. Distribución espacial de los factores: NDVI (a), NDWI (b), TAIR (c), Altitudes (d), Pendientes (e) y Orientaciones (f).



Fuente: Elaboración propia.

Anexo III. Capítulo 4.

Tabla 6. Índices de compromiso ecológico.

Descripción	Código	Media	SD	Min	Max
Índice de compromiso ecológico afectivo (1 mínimo, 5 máximo)	AECI	3.88	0.93	1	5
Índice de compromiso ecológico verbal (1 mínimo, 5 máximo)	VECI	3.36	1.07	1	5
Índice de compromiso ecológico real (1 mínimo, 5 máximo)	RECI	2.21	1.20	1	5

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 7. Características espaciales.

Descripción	Código	Media	SD	Min	Max
Distancia mínima de residencia a la zona de estudio (km)	DIST	23.86	18.65	0	73.82
Paisajes agrícolas observados por las personas desde su residencia (%)	OBSL	33.47			
Paisaje de árboles frutales observado por las personas desde su residencia (%)	FTLN	20.28			
Paisaje de regadío intensivo observado por las personas desde su residencia (%)	IRRL	6.69			
Paisaje de secano observado por las personas desde su residencia (%)	DRYL	11.56			

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 8. Valoración (0-10) de la importancia socioeconómica de los servicios y contraservicios ecosistémicos proporcionados por frutales.

Servicios ecosistémicos	Código	Media	SD	Min	Max
Reducir el riesgo de erosión/inundación	ERO	7.43	2.00	1	10
Reducir las temperaturas extremas	TEMP	7.20	2.03	0	10
Contaminación de acuíferos	POLL	7.34	2.28	0	10
Mantener la biodiversidad	BIO	7.91	1.75	1	10
Producción de alimentos	FPR	8.29	1.53	2	10
Consumo de agua	WATER	7.24	1.98	1	10
Calidad estética del paisaje	AQL	7.60	1.79	0	10
Actividades recreativas	RECRE	6.78	2.04	0	10
Identidad cultural/histórica	CHI	6.76	1.88	0	10
Actividades científico-educativas	SAC	6.97	1.89	0	10

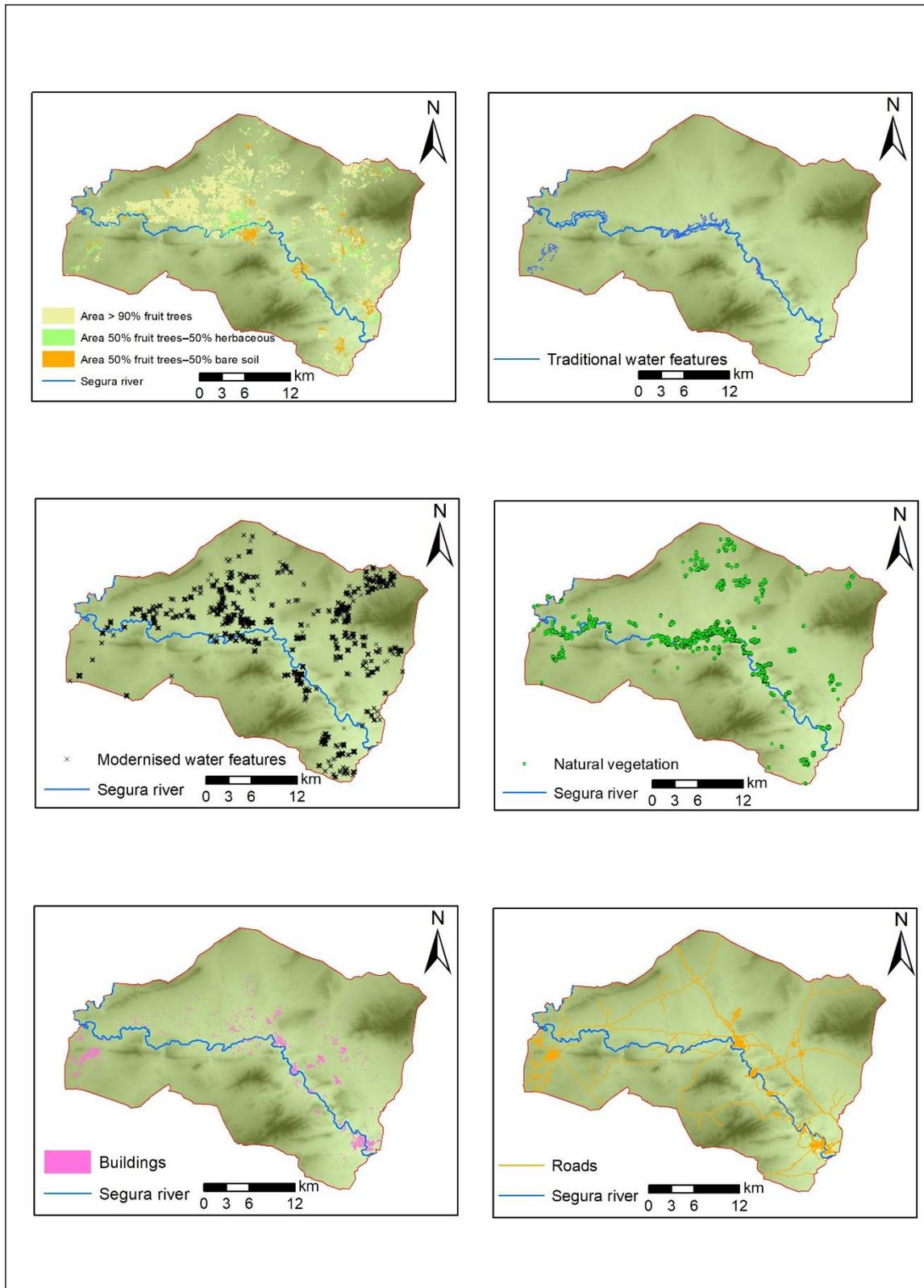
Fuente: Elaboración propia.

Tabla 9. Criterios para verificar el número óptimo de clases.

Número de clases	Máxima Verosimilitud	R ² Ajustado	AIC
1	-1,669.073	0.019	3,352.15
2	-1,647.323	0.027	3,324.65
3	-1,625.752	0.035	3,297.50
4	-1,669.073	0.005	3,400.15

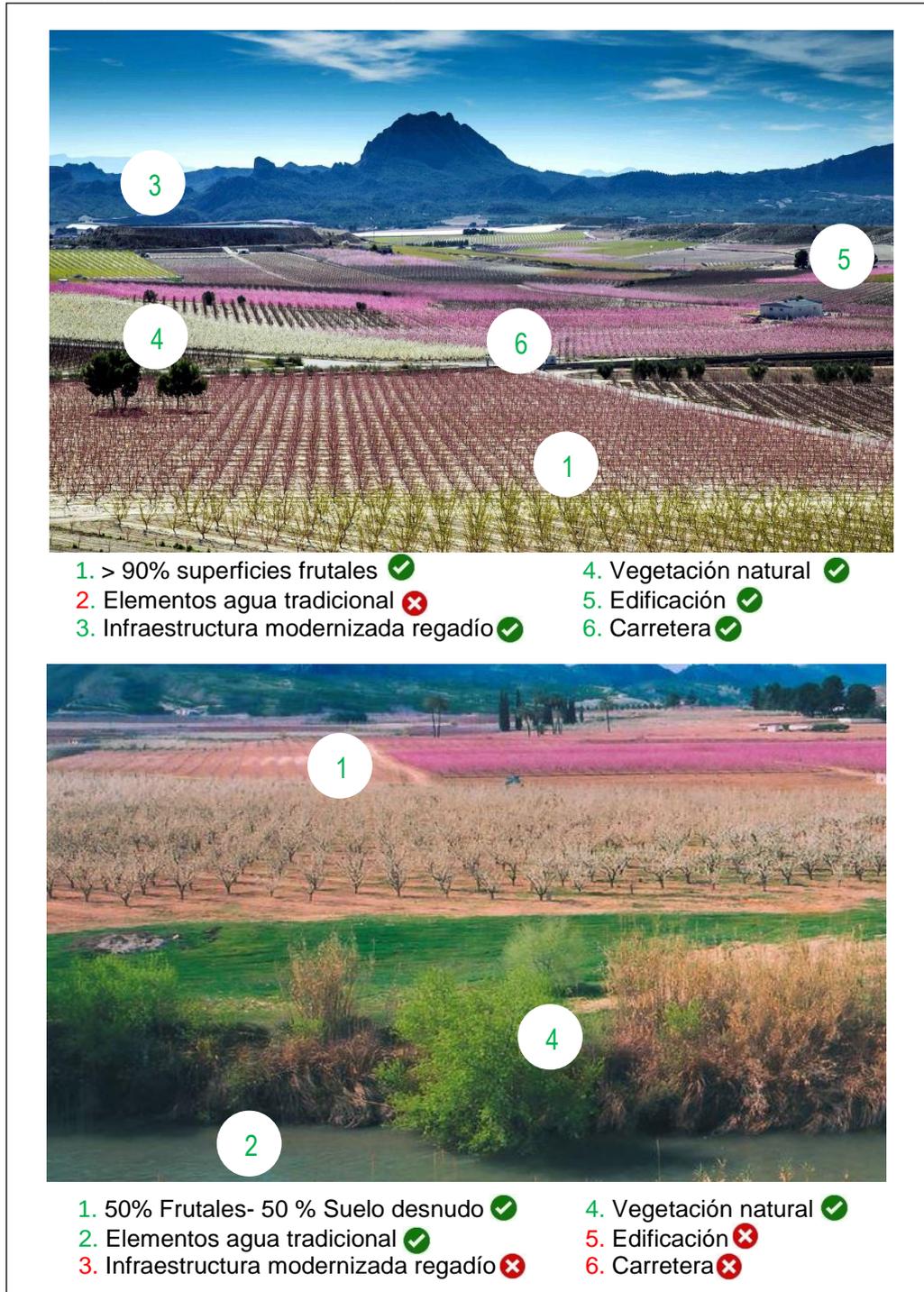
Fuente: Elaboración propia.

Figura 3. Distribución espacial de los atributos influyentes en la calidad estética del paisaje.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 4. Ejemplos de fotografías de apoyo a los conjuntos de elección



Fuente: Elaboración propia. Origen de las imágenes son respectivamente: los espacios web del Diario La Verdad y el Blog de "Costa Blanca Nordic Walking".

Anexo IV. Capítulo 5.

Se utilizaron las siguientes variables para describir el perfil del encuestado típico y para explicar las características de los cuatro grupos de población identificados:

- Tamaño del hogar (HOUSZ): variable continua que indica el tamaño del hogar de los encuestados (número de miembros).
- Edad (AGE): variable continua que expresa la edad de la persona entrevistada (años).
- Ingresos del hogar (INCOMF): variable continua que corresponde a los ingresos del hogar del encuestado (€/año).
- Trabajadores activos (ACW): variable binaria que toma el valor de 1 si el encuestado es un trabajador activo y 0 si no lo es (%).
- Estudios superiores (HED): variable binaria que toma el valor de 1 si el encuestado ha estudiado o está estudiando en la universidad y 0 en caso contrario (%).
- Género (GEND): variable binaria que toma un valor de 1 si el encuestado es mujer y de 0 si es hombre (%).
- Distancia (DIST): variable continua que indica la distancia euclidiana entre la residencia del encuestado y el Badland más cercano (km).
- Usuario (USER): variable binaria que toma el valor 1 si el encuestado ha visitado Badlands en los dos últimos años y 0 en caso contrario (%).
- Actividades científicas (SAC): variable binaria que toma el valor de 1 si el encuestado ha realizado actividades científicas en Badlands y 0 en caso contrario (%).
- Senderismo (HIK): variable binaria que toma un valor de 1 si el encuestado practica el senderismo en Badlands y de 0 en caso contrario (%).
- Contemplar el paisaje (LANDS): variable binaria que toma un valor de 1 si el encuestado ha contemplado el paisaje de Badlands y 0 en caso contrario (%).
- Zona de tránsito (TRANS): variable binaria que toma un valor de 1 si el encuestado considera que Badlands es una zona de tránsito y de 0 en caso contrario (%).
- Ciclismo (CYC): variable binaria que toma un valor de 1 si el encuestado ha montado en bicicleta en Badlands y de 0 en caso contrario (%).
- Fotografía (PHOTO): variable binaria que toma un valor de 1 si el encuestado ha tomado fotografías en Badlands y 0 en caso contrario (%).
- Actividades motorizadas (MOTOR): variable binaria que toma un valor de 1 si el encuestado ha participado en actividades motorizadas en Badlands y de 0 en caso contrario (%).

- Índice de compromiso ecológico afectivo (AECI): variable continua con valores entre 1 y 5.
- Índice de compromiso ecológico verbal (VECI): variable continua con valores entre 1 y 5.
- Índice de compromiso ecológico real (RECI): variable continua con valores entre 1 y 5.

Tabla 10. Atributos y niveles considerados en la valoración de Badlands.

Atributos	Niveles
Paisaje erosionado singular	Misma provisión Mayor provisión
Actividades recreativas-ecoturismo	Misma provisión Mayor provisión
Actividades científico-educativas	Misma provisión Mayor provisión
Protección de flora y fauna autóctona	Misma provisión Mayor provisión
Producción de alimentos	Misma provisión Menor provisión
Regulación del CO ₂ y/o de temperatura	Misma provisión Menor provisión

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 11. Parámetros característicos de la muestra total y de los cuatro grupos de encuestados identificados.

Variable	Unidad	C1: sin preferencias por ES	C2: pro-biodiversidad	C3: pro-recreación	C4: pro-educación	Total
Variables sociodemográficas						
GEND **	mujer (%)	37.07	54.95	51.43	39.21	45.42
HED **	(%)	43.97	62.64	41.43	47.06	49.09
ACW **	si (%)	65.52	47.25	62.86	47.06	57.01
AGE ^{ns}	años	41.87	38.23	36.87	37.24	39.07
INCOMF ^{ns}	€/mes	2,088	1,896	2,010	2,055	2,013
HOUSZ ^{ns}	miembros	3.39	3.31	3.36	3.37	3.36
Índices de compromiso ecológico y variables espaciales						
AECI **	1-5	4.06	4.39	4.08	4.17	4.17
VECI **	1-5	3.18	3.61	3.43	3.61	3.42
RECI *	1-5	2.13	2.56	2.35	2.53	2.36
DIST **	km	15.34	11.12	12.43	11.09	12.48
Usuarios y actividades						
USER ^{ns}	si (%)	54.31	61.54	68.57	70.58	61.89
SAC ***	(%)	3.44	16.48	4.29	13.72	8.84
HIK *	(%)	13.72	27.59	25.28	13.73	21.95
LANDS *	(%)	21.57	34.49	35.16	21.57	29.88
TRAN ^{ns}	(%)	8.62	5.49	5.71	5.88	6.71
CYC ^{ns}	(%)	2.59	0	0	1.96	1.22
PHOTO *	(%)	2.59	9.89	2.59	7.84	5.49
MOTOR ^{ns}	(%)	0.86	0	1.42	0	0.61
Declaraciones relacionadas con el fenómeno de la erosión del suelo						
ADMNOT ^{ns}	1-5	3.85	3.77	3.76	3.88	3.81
BADCUL **	1-5	3.42	3.80	3.45	3.47	3.57
DAMAGR ^{ns}	1-5	3.74	3.75	3.71	3.96	3.77
AGRACT *	1-5	2.99	3.41	3.14	3.24	3.22
Eficacia de las medidas de gestión						
RESAGR ^{ns}	0-10	8.10	8.21	8.04	8.08	8.12
RESFOR ^{ns}	0-10	5.76	6.46	6.14	6.33	6.13
PROMOT **	0-10	7.70	8.45	8.04	7.67	7.98
PROCON ***	0-10	7.63	8.41	8.34	8.26	8.09
PROSOC ^{ns}	0-10	7.62	7.87	7.66	7.98	7.75
Criterios de los agentes						
RESCIE ^{ns}	0-10	8.84	8.68	8.46	8.67	8.69
POPULA *	0-10	7.09	6.31	6.9	6.71	6.78
ADMTEC ^{ns}	0-10	6.89	6.51	6.74	7.00	6.75
ENASSO ^{ns}	0-10	7.13	7.59	7.29	7.55	7.36

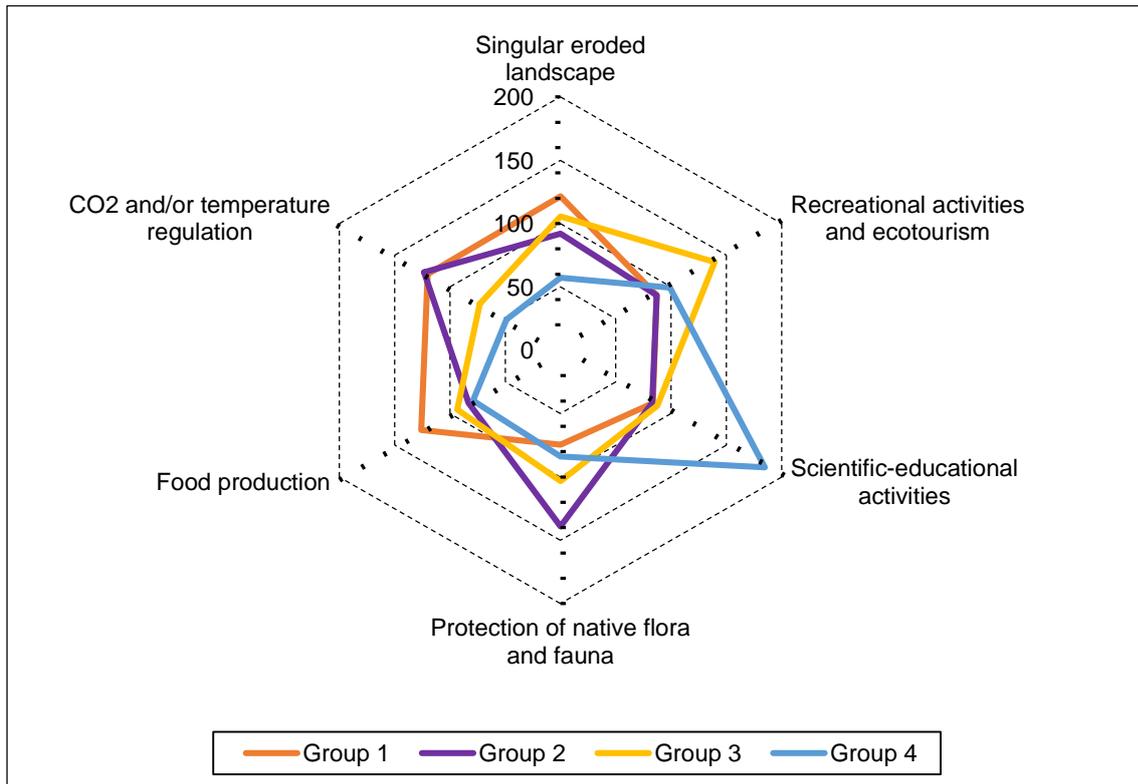
Fuente: Elaboración propia. *, **, *** Significativo al 10%, 5% y 1% respectivamente; ns indica que no es significativo.

Tabla 12. Niveles de provisión de ES para diferentes estrategias de política de gestión.

Atributos	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Paisaje erosionado singular	Mayor	Mayor	Igual	Mayor	Igual	Igual
Actividades recreativas-ecoturismo	Mayor	Mayor	Mayor	Igual	Igual	Igual
Actividades científico-educativas	Mayor	Mayor	Mayor	Igual	Igual	Igual
Protección de flora y fauna autóctona	Mayor	Mayor	Igual	Mayor	Igual	Igual
Producción de alimentos	Igual	Menor	Menor	Menor	Igual	Menor
Regulación del CO ₂ y/o de temperatura	Igual	Menor	Menor	Menor	Igual	Menor

Fuente: Elaboración propia.

Figura 5. Importancia relativa (%) de cada ES en cada grupo de encuestados (Muestra global = 100).



Fuente: Elaboración propia.

Anexo V. Capítulo 6.

Tabla 13. Estadísticas descriptivas.

Descripción	Código	Media	SD	Min	Max
Tamaño del hogar (personas)	HOUSZ	3.30	1.32	1	7
Edad (años)	AGE	46.37	14.04	18	86
Nivel de ingresos mensuales (euros/hogar/mes)	INCOMF	1,956	1,268.5	0	6,000
Trabajador activo (% sí)	ACW	65.77			
Nivel de educación (%):					
Educación inferior	LED	2.34			
Educación Secundaria	SED	42.11			
Educación superior	HED	52.55			
Género (% de mujeres)	GEND	50.45			
Usuarios en la zona de estudio (%)	USER	37.84			
Actividades (% de actividades realizadas por ciudadanos):					
Zona de tránsito	TRAN	22.52			
Visitar a la familia/amigos	VFF	22.52			
Senderismo	HIK	20.42			
Ciclismo	CYC	12.61			

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 14. Índices de compromiso ecológico.

Descripción	Código	Media	SD	Min	Max
Índice de compromiso ecológico afectivo (1 mínimo, 5 máximo)	AECI	4.05	0.90	1	5
Índice de compromiso ecológico verbal (1 mínimo, 5 máximo)	VECI	3.23	1.04	1	5
Índice de compromiso ecológico real (1 mínimo, 5 máximo)	RECI	2.17	1.29	1	5

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 15. Variables espaciales.

Descripción	Código	Media	SD	Min	Max
Distancia a zona de estudio (% vive a más de 1 km de zona estudio)	DIST	56.76			
Huertos Sustitutivos (% que viven en distritos con otros AG)	SUB	28.53			
Superficie de los Huertos Sustitutivos (miles de m ² de otros AG)	ASUB	0.407	0.794	0	4.150
Índice de diferencia normalizada edificada (índice entre -1 y 1) ⁵	NDBI	0.03	0.08	-0.18	0.22

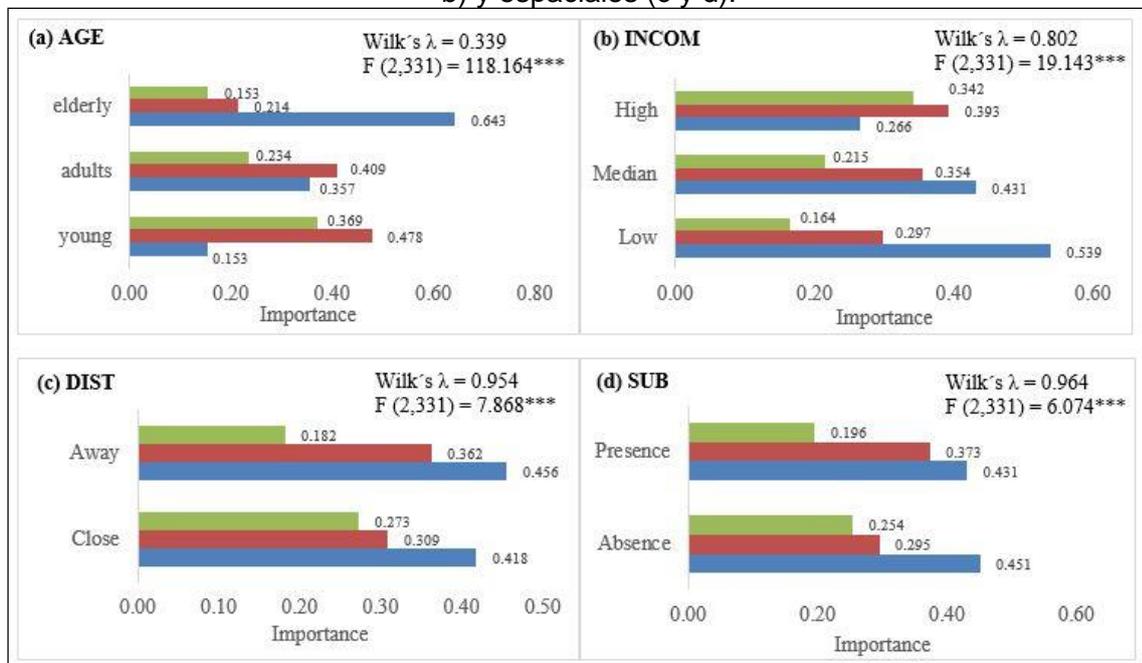
Fuente: Elaboración propia.

Al consultar los datos oficiales del CREM (2022a), se observa que las variables definidas en esta muestra no difieren significativamente de los valores poblacionales de Murcia: Tamaño del hogar (3.80 personas), Edad (44.35 años), Nivel de renta mensual (1,250

⁵ Índice para cada distrito que se utiliza para representar la zona edificada o en desarrollo en comparación con las zonas de vegetación; los valores negativos indican la presencia de vegetación; los valores intermedios indican la presencia de suelo desnudo y suelo en construcción; los valores positivos indican la cobertura del suelo edificada. Este índice se construyó a partir de las bandas infrarrojas SWIR y NIR de la imagen del satélite LANDSAT 8 del 27 de marzo de 2018.

euros/mes), Trabajadores activos (59.08 %), Estudios inferiores (5.73 %), Estudios secundarios (43.80 %), Estudios superiores (47.00 %) Género (49.89 % mujeres), Distancia a la zona de estudio (60.87 % viven lejos de la zona de estudio).

Figura 6. Distribución de la importancia de los ES por variables sociodemográficas (a y b) y espaciales (c y d).



Fuente: Elaboración propia. Leyenda: Azul (servicios de abastecimiento), Rojo (servicios de regulación), Verde (servicios culturales).

ENCUESTA VALORACIÓN SOCIOECONÓMICA HUERTOS URBANOS

Bloque I. Conocimiento de la zona

P.1) ¿Conoce usted la zona de actuación que se está valorando?

- Sí, vivo allí. Sí, he estado allí Sí, de oídas o por los medios No, no la conozco

P.2) ¿Lo ha visitado en lo que va de año (1º trimestre 2018)? (Para "Sí, he estado o si vivo allí" a P.1)

- Sí, ¿cuántas veces lo ha visitado en lo que va de año? _____
- No, ¿cuántos años hace que lo visitó por última vez? _____

P.3) ¿Qué actividad/es suele realizar habitualmente en la zona? (señalar todas las que diga) (Para "Sí, he estado o si vivo allí" a P.1)

<input type="checkbox"/> Vivo habitualmente	<input type="checkbox"/> Tengo una 2ª residencia/ parcela	<input type="checkbox"/> Visitar amigos/familiares
<input type="checkbox"/> Restauración	<input type="checkbox"/> Senderismo / correr	<input type="checkbox"/> Montar en bicicleta
<input type="checkbox"/> Contemplar el paisaje	<input type="checkbox"/> Realizar fotografías	<input type="checkbox"/> Zona de paso
<input type="checkbox"/> Motivos laborales	<input type="checkbox"/> Cultivo pequeña parcela	<input type="checkbox"/> Actividades culturales/religiosas

P.4) De los servicios que proporcionan los huertos urbanos ¿Cuál es el grupo de servicios más importante a conservar y potenciar? ¿Cuánto más importante es?

¿Cuál es más importante?	¿ Cuánto más importante?					
<input type="checkbox"/> Abastecimiento	<input type="checkbox"/> Regulación	<input type="checkbox"/> Igual	<input type="checkbox"/> Moderadamente	<input type="checkbox"/> Más	<input type="checkbox"/> Mucho más	<input type="checkbox"/> Extremadamente más
<input type="checkbox"/> Abastecimiento	<input type="checkbox"/> Culturales	<input type="checkbox"/> Igual	<input type="checkbox"/> Moderadamente	<input type="checkbox"/> Más	<input type="checkbox"/> Mucho más	<input type="checkbox"/> Extremadamente más
<input type="checkbox"/> Regulación	<input type="checkbox"/> Culturales	<input type="checkbox"/> Igual	<input type="checkbox"/> Moderadamente	<input type="checkbox"/> Más	<input type="checkbox"/> Mucho más	<input type="checkbox"/> Extremadamente más

Bloque II. Disposición al pago

P.5) ¿Estaría interesado en disponer para usted y/o los miembros de su familia de una parcela de huertos urbanos en la zona de los meandros del río (de unos 25 m²) ubicada en la periferia occidental de la ciudad para desarrollar actividades de cultivo de variedades autóctonas para autoconsumo?

- Sí. (Pasar a P.6) No. (Pasar a P.8)

P. 6) ¿Estaría dispuesto a contribuir con 10 €/mes por el disfrute de dicha parcela de huerto urbano en la que se le proporcionaría las herramientas, asesoramiento y agua para riego?

- Sí. Estaría dispuesto ¿Cuál sería la cantidad máxima? _____ €/mes.
- No. No estaría dispuesto ¿Cuál sería la cantidad máxima? _____ €/mes.

P. 7) ¿Podría indicarme los motivos por los que estaría usted dispuesto a dicha contribución? (Señalar todas las que diga)

- Actividad de ocio y socialización al aire libre.
- Actividad de educación ambiental para mi familia.
- Por contribuir a la conservación de la huerta y sus funciones.
- Ya estoy realizando una actividad de este tipo en otra zona y me interesaría cambiar.
- Por la calidad de los productos que podría cosechar.
- Por el ahorro en la compra de hortalizas.
- Por contribuir al mantenimiento de la agricultura tradicional y las variedades autóctonas.
- Actividad de interés para ocupar mi tiempo (por ejemplo, jubilados).
- Otros: _____

P. 8) (Solo si P.5 es no) **¿Podría indicarme por qué motivo/s no estaría dispuesto a contribuir?** (Señalar todas las que diga)

- Ya realizo una actividad de ese tipo en otra zona y estoy satisfecho.
- No me interesa/entretiene este tipo de actividad.
- No tengo edad, mi estado de salud no me lo permite.
- No sería constante en las actividades de cultivo.
- Debería ser gratis, con adjudicaciones por sorteo.
- No me interesaría un huerto familiar, pero si una actividad de huerto colectivo.
- No veo adecuado el utilizar este espacio público para dicha actividad.
- Me interesa, pero no dispongo de renta.
- Otros: _____

Bloque III. Compromisos ecológicos e información socioeconómica

¿Hasta qué punto está de acuerdo (o no) con las afirmaciones de que (1 máximo desacuerdo, 5 máximo acuerdo)?

Compromiso ecológico afectivo	1	2	3	4	5
P.9) Me indigno cuando pienso sobre el daño causado a las plantas y vida animal					
P.10) Me gustaría que se fomentará el turismo ecológico o de naturaleza					
Compromiso ecológico verbal	1	2	3	4	5
P.11) Dejaría de comprar productos de empresas muy contaminante					
P.12) Estaría dispuesto a participar en actividades de voluntariado ambiental					
Compromiso ecológico real	1	2	3	4	5
P.13) Me informé de las propuestas ambientales que tenía el partido al que voté en las últimas elecciones					
P.14) He participado recientemente en una actividad ambiental (charla, taller, plantar árboles, limpieza del medio ...)					

P. 15) Edad: _____ años **P. 16)** Sexo: Hombre Mujer

P. 17) Tamaño familiar (nº de miembros, incluido usted): _____

P. 18) Nivel de estudios (terminados o en realización): Sin estudios ESO/EGB BUP/Bachillerato/FP Universitarios

P. 19) Renta familiar mensual: Sin ingresos <600 € 600-1.200 € 1.200-2.000 € 2.000-3.000 € 3.000-5.000 € >5.000 €

P. 20) Situación laboral: Sin empleo Jubilado Estudiante Amo/a de casa Trabaja

P. 21) Ubicación de su domicilio: Casco urbano Urbano-periférico Huerta Rural

P. 22) Localidad (Barrio o Pedanía) _____ **P. 23)** Código postal: _____

P. 24) ¿Es extranjero? No Sí

P. 25) Comentarios _____