DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA Y CIENCIAS SOCIALES AGRARIAS
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS AGRÓNOMOS
UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

ANÁLISIS DE LA SOSTENIBILIDAD AGRARIA MEDIANTE INDICADORES SINTÉTICOS: APLICACIÓN EMPÍRICA PARA SISTEMAS AGRARIOS DE CASTILLA Y LEÓN

TESIS DOCTORAL

AUTORA:

GABRIELA SÁNCHEZ FERNÁNDEZ

INGENIERA AGRÓNOMA
UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA LUIZ DE QUEIROZ

DIRECTOR:

D. JOSÉ LUIS LÓPEZ GARCÍA

DOCTOR E INGENIERO AGRÓNOMO
PROFESOR TITULAR
UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

Madrid, Junio de 2009
ISBN 978-84-693-8533-3

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE MADRID

(D-15)

Tribunal nombrado por el Magfco. Y Excmo. Sr. Rector de la Universidad Politécnica de Madrid, el día de de 200

Presidente:_____

Secretario: _____

Vocal: _____

Vocal: _____

Vocal: _____

Suplente: _____

Suplente: _____

Realizado el cado de defensa y lectura de Tesis el día de de 200
En la E:T.S. I / Facultad

EL PRESIDENTE LOS VOCALES

EL SECRETARIO

AGRADECIMIENTOS

Todos aquellos que pasan por la etapa de realización de una tesis doctoral saben que el doctorado debe de ser encarado como un proceso de aprendizaje. Éste consiste en una etapa de la vida, más o menos dura, marcada por una latente soledad, en la que todos aprendemos no sólo como investigar solos, sino que también nos formamos como ciudadanos que aspiran aportar algo a la sociedad por intermedio de su trabajo. Y es precisamente por este enriquecedor proceso de aprendizaje, y por todas las personas que contribuyen en él, directa o indirectamente, que nosotros doctorandos solemos agradecer. Cada uno de los que abajo listo me habéis enseñado algo durante este proceso, y por ello os agradezco.

Permítanme los lectores, antes de empezar esta sincera lista de agradecimientos, la libertad de escaparme de las habituales citas de filósofos de la antigüedad, sin con ello menospreciar sus valiosas aportaciones, y aquí citar a un autor más contemporáneo: Antoine de Saint-Exupéry. Curiosamente, pocos conocen otras facetas del aviador-escritor, también poeta y crítico social. Elegí citarlo por el mismo motivo que tantos otros doctorandos eligen sus citas: me identifico con sus palabras. La siguiente poesía de Saint-Exupéry logra expresar con perfección mi filosofía de vida. Con ella quisiera basar los agradecimientos de mi tesis doctoral.

"Cada uno que pasa en nuestra vida, pasa sólo. Porque cada persona es única para nosotros y ninguna sustituye a la otra. Cada uno que pasa en nuestra vida, pasa sólo. Pero no se va sólo ni nos deja solos. Deja un poco de si mismo. Lleva algo de nosotros mismos. Hay quienes llevan mucho, pero no hay quienes llevan nada. Hay quienes dejan mucho, pero no hay quienes dejan nada. Ese intercambio es la realidad más bella de la vida. Una prueba irrefutable de la importancia de cada indivíduo…y también la mayor evidencia de que las personas no coinciden por casualidad".

(Antoine de Saint-Exupéry)

Agradezco al Prof. Dr. José Luis López García, Director de tesis doctoral, conexión con la Universidad Politécnica de Madrid y puente de entrada en la vida académica europea. Por el siempre presente papel de director-tutor académico, en todo lo que la dimensión del término abarca, un verdadero maestro intelectual y fuente de constantes ánimos y votos de confianza. Ejemplo de vida y sincera amistad.

También extiendo mi agradecimiento a todos los demás apoyos que han pasado por mi vida académica y han contribuido en mi proceso de aprendizaje y crecimiento profesional. A los Profs. Drs. Evaristo Marzabal Neves, Paulo Cidade Araújo y Dalcio Caron, de la ESALQ/USP/Brasil por el apoyo y ánimo concedidos desde los tiempos de mi iniciación a la investigación científica como becaria del PET-GAEA/CAPES/MEC/Brasil. A la Profa. Dra. Eva Iglesias Martínez de la ETSIA/UPM/España, por enseñarme los primeros pasos de una investigación doctoral y por su preocupación sincera por mi avance académico. Al Prof. Dr. Luis Ambrosio Flores, también de la ETSIA/UPM/España, por sus pertinentes sugerencias y por inculcarme la prudencia y humildad necesarias para tratar el tema de indicadores sintéticos. A la futura Ingeniera Agrónoma Trini Contreras de la Universidad de Valladolid/España, por el fructífero intercambio de conocimientos técnicos y por las risas distendidas del café. Al futuro Doctor Salomón Aguado de la UPM/España, por los siempre enriquecedores intercambios de información académica entre doctorandos afines, y por recordarme la sabiduría necesaria para poner un punto final en esta etapa de aprendizaje. A los agricultores de las comarcas agrarias palentinas y a los expertos que contestaron tan amablemente a las encuestas. A los encuestadores por su buen trabajo y buen humor. Y a todos los demás (profesores, doctorandos, funcionários etc.), independientemente del tiempo en que hayamos convivido, todos vosotros habéis dejado algo. He aprendido mucho a lo largo de este proceso, por todo ello, gracias.

Quisiera agradecer a la administración de la Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de la Universidad de Valladolid, por la infraestructura de trabajo facilitada en su Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal. Quisiera también agradecer la financiación recibida por parte del proyecto de investigación FUTURPAC (AGL2006-05587-C04-01) aprobado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología dentro del Programa Nacional de Investigación 2004-2007, que ha propiciado que la estancia en Palencia para la realización del trabajo de campo de esta tesis doctoral y gran parte de su redacción hayan sido materialmente posibles. También a los investigadores responsables por dicho proyecto, Prof. Dr. José A. Gómez-Limón Rodríguez y Profa. Dra. Almudena Gómez Ramos, por el soporte académico concedido durante la estancia y por facilitar mi incursión en el apasionante tema de la sostenibilidad.

Por supuesto, en un plano personal, mis familiares y amigos, pero por encima de todo, mis padres, pilares de mi sostenibilidad a lo largo de este proceso de aprendizaje.

“Caminante son tus huellas, el camino nada más.
Caminante no hay camino, se hace camino al andar.
Al andar se hace camino, y al volver la vista atrás,
Se ve la senda que nunca se ha de volver a pisar.
Caminante, no hay camino, sino estelas sobre el mar.”

ANTONIO MACHADO

A mis padres, a los hermanos y a las jerarquías mayores

RESUMEN

Este trabajo tiene como objetivo desarrollar una metodología práctica para la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias mediante indicadores sintéticos, así como evaluar su operatividad a través de la aplicación empírica a dos sistemas agrarios: los secanos de las campiñas de Castilla y León y los regadíos del valle del Duero. De esta manera se pretende operativizar el concepto de sostenibilidad como elemento de apoyo para la mejora de la 'gobernanza' del sector.

La metodología planteada se basa en el cálculo de 16 indicadores de sostenibilidad agraria que cubren las tres componentes del concepto (económica, social y ambiental), y su posterior sintetización en 9 tipos diferentes de índices de sostenibilidad agraria (ISSA), a partir de la combinación de distintas técnicas de ponderación (positivas y normativas) y agregación (compensación total, parcial o nula) de indicadores.

Los resultados empíricos obtenidos han permitido, en primer lugar, evidenciar las ventajas e inconvenientes de los diferentes métodos utilizados para la construcción de los indicadores sintéticos de sostenibilidad, demostrándose la conveniencia de analizar conjuntamente varios de estos índices al objeto de poder obtener resultados más robustos. Igualmente, dichos resultados han permitido visualizar la heterogeneidad de las explotaciones agrarias dentro de un mismo sistema agrario en relación a su sostenibilidad, así como analizar las variables estructurales y decisionales que influyen sobre la misma. Toda esta información podría mejorar la orientación actual de las políticas agrarias (concretamente las políticas de rentas, de estructuras agrarias y de desarrollo rural) al objeto de aumentar la sostenibilidad del sector.

Palabras clave: Sostenibilidad agraria, Indicadores de sostenibilidad, Índices de sostenibilidad, Secano, Regadío, Castilla y León (España).

ABSTRACT

The aim of this study was to develop a practical methodology for evaluating the sustainability of farms by means of composite indicators, and to apply it to two agricultural systems: the rain-fed agriculture of the Castilla y León countryside and the irrigated systems of the valley of the River Duero (Spain). Within this framework, we hope thus to operationalise the concept of sustainability as an element to support the "governance" of the agricultural sector.

The methodology developed is based on calculating 16 sustainability indicators that cover the three basic components of the concept (economic, social and environmental), and their subsequent aggregation into 9 different types of sustainability indexes, combining different methods of weighting (positive and normative techniques) and aggregation (total, partial or zero compensation).

Our empirical results enable us first to demonstrate the advantages and disadvantages of the various methods used to construct composite sustainability indicators, demonstrating the usefulness of analysing several of these indicators in conjunction, in order to obtain more robust results. They also enable us to visualise farm heterogeneity within a single agricultural system with respect to sustainability as well as to analyse the structural and decision-oriented variables that influence it. Such information could be used to help and improve current agricultural policies (such as income policy, agricultural structure policy and rural development policy), with the aim of improving the sustainability of the sector.

Key words: Agricultural sustainability, Sustainability indicators, Sustainability indexes, Rain-fed agriculture, Irrigated agriculture, Castilla y León (Spain).

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN 1

I.1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO 1

I.1.1. Marco teórico: la sostenibilidad de la agricultura 1

I.1.2. Reto metodológico: los índices de sostenibilidad 2

I.2. OBJETIVOS 3

I.3. PLAN DE TRABAJO 4

MARCO TEÓRICO

CAPÍTULO II.

LA SOSTENIBILIDAD AGRARIA: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN 7

II.1. CONCEPTUALIZACIÓN DEL DESARROLLO SOSTENIBLE 8

II.1.1. Origen y evolución del concepto de desarrollo sostenible 8

II.1.1.1 El origen del concepto de desarrollo sostenible 8

II.1.1.2 Evolución del concepto de desarrollo sostenible: su relevancia sociopolítica y la necesidad de su medición 10

II.1.1.3 El desarrollo sostenible en la agenda política de la Unión Europea 11

II.1.2. El concepto de sostenibilidad en la Teoría Económica 14

II.1.2.1. La sostenibilidad débil 15

II.1.2.2. La sostenibilidad fuerte 18

II.1.2.3. Otras variaciones tipológicas de la sostenibilidad 18

II.1.3. Las dimensiones de la sostenibilidad 20

II.2. LA SOSTENIBILIDAD DE LA ACTIVIDAD AGRARIA 22

II.2.1. Conceptualización de la sostenibilidad agraria 23

II.2.2. La escala y el período de análisis 25

II.3. EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD AGRARIA: LOS INDICADORES Y LOS ÍNDICES DE SOSTENIBILIDAD 28

II.3.1. Los indicadores de sostenibilidad 28

II.3.1.1. Introducción 28

II.3.1.2. Definición de indicadores de sostenibilidad y criterios básicos de empleo 31

II.3.1.3. Marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores 32

II.3.2. Los indicadores sintéticos o índices de sostenibilidad 44

II.3.2.1. Introducción 44

II.3.2.2. Metodologías de construcción de indicadores sintéticos 48

MATERIAL Y MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN

CAPÍTULO III.

EL ÁMBITO DE APLICACIÓN EMPÍRICA 51

III.1. LOS SISTEMAS AGRARIOS DE CASTILLA Y LEÓN SELECCIONADOS COMO ÁMBITO DE APLICACIÓN EMPÍRICA 52

III.2. LAS COMARCAS AGRARIAS PALENTINAS ANALIZADAS 54
III.2.1. Geografía 55
III.2.2. Climatología 59
III.2.3. Agricultura 62
III.2.3.1 Utilización del suelo 62
III.2.3.2 Aprovechamientos agrícolas 63
III.2.3.3 Aprovechamientos ganaderos 66
III.2.3.4 Características de las explotaciones agrarias 68
III.2.3.5 Mano de obra agraria 70
III.2.4. Demografía y sociedad 72
III.2.4.1 Datos sociodemográficos básicos de la población 72
III.2.5. Economía y agricultura 75

III.3. LA MULTIFUNCIONALIDAD DE LA AGRICULTURA EN LAS COMARCAS AGRARIAS PALENTINAS ANALIZADAS 77
III.3.1. Función económica 78
III.3.2. Función social 78
III.3.3. Función ambiental 81

III.4. APLICACIÓN DE LA POLÍTICA AGRARIA COMÚN (PAC) EN LAS COMARCAS AGRARIAS PALENTINAS ANALIZADAS 83
III.4.1. Pago único y pago acoplado a la producción 84
III.4.2. Ayudas estructurales y de desarrollo rural 85

III.5. PRINCIPIOS Y CRITÉRIOS DE SOSTENIBILIDAD IDENTIFICADOS PARA EL ÁMBITO DE APLICACIÓN EMPÍRICA 87

CAPÍTULO IV.

METODOLOGÍA P ARA L A OBT ENCIÓN DE UN CONJ UNTO DE INDICADORES S INTÉTICOS DE SOST ENIBILIDAD AGRARIA A N IVEL DE EXPLOTACIÓN 89

IV.1. ESQUEMA METODOLÓGICO DEL TRABAJO 90

IV.2. SELECCIÓN DE INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD AGRARIA A NIVEL DE EXPLOTACIÓN MEDIANTE EL MARCO SAFE 92
IV.2.1. INDICADORES ECONÓMICOS 98
IV.2.1.1. Rentabilidad privada de las explotaciones agrarias (RENTAEXP): 98
IV.2.1.2. Contribución de la agricultura al PIB (CONAGPIB) 101
IV.2.1.3. Superficie asegurada (SUPASEG) 103
IV.2.2. INDICADORES SOCIALES 104
IV.2.2.1. Empleo agrario (EMPLAGRA) 104
IV.2.2.2. Estacionalidad de la mano de obra (ESTACIMO) 105
IV.2.2.3. Riesgo de abandono de la actividad agraria (RIESAGRA) 107
IV.2.2.4. Dependencia económica de la actividad agraria (DECONAGR) 110
IV.2.3. INDICADORES AMBIENTALES 111
IV.2.3.1. Especialización (ESPECIAZ) 111
IV.2.3.2. Superficie media por parcela (SUPEMPAR) 112
IV.2.3.3. Cobertura del suelo (COBESUEL) 114
IV.2.3.4. Balance de Nitrógeno (BALNITRO) 115
IV.2.3.5. Balance de Fósforo (BALFOSFO) 117
IV.2.3.6. Riesgo de pesticidas (RIESPEST) 119
IV.2.3.7. Uso del agua de riego (USOAGUAR) 121
IV.2.3.8. Balance energético (BALENERG) 122
IV.2.3.9. Superficie acogida a ayudas agroambientales (SUCUAGRO) 124

IV.3. ORIGEN DE LA INFORMACIÓN PARA EL CÁLCULO DE INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD 127
IV.3.1. RECOGIDA DE INFORMACIÓN PRIMARIA DE LAS EXPLOTACIONES AGRARIAS 127
IV.3.1.1. Cuestionario 127
IV.3.1.2. Selección y representatividad de la muestra 130
IV.3.1.3. Proceso de encuestación 133
IV.3.2. RECOGIDA DE INFORMACIÓN PRIMARIA PROCEDENTE DE EXPERTOS 133
IV.3.3. RECOGIDA DE INFORMACIÓN SECUNDARIA 134

IV.4. CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES SINTÉTICOS DE SOSTENIBILIDAD AGRARIA 135
IV.4.1. ESQUEMA METODOLÓGICO PARA EL CÁLCULO DE INDICADORES SINTÉTICOS 135
IV.4.2. MÉTODOS DE NORMALIZACIÓN 138
IV.4.3. MÉTODOS DE ASIGNACIÓN DE PESOS 142
IV.4.3.1. El Análisis de Componentes Principales (ACP) 145
IV.4.3.2. El Proceso Analítico Jerárquico (AHP) 149
IV.4.4. MÉTODOS DE AGREGACIÓN 157
VI.4.4.1. Índices basados en el Análisis de Componentes Principales (ACP) 164
VI.4.4.2. Índices basados en el proceso Analítico Jerárquico (AHP) 166
VI.4.4.3. Índices basados en una técnica multicriterio fundamentada en el concepto de distancia al punto ideal (MC) 167

RESULTADOS: ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO V.

RESULTADOS PARCIALES: PONDERACIONES DE LOS INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD 171

V.1. PONDERACIONES OBTENIDAS POR EL MÉTODO ACP 171

V.2. PONDERACIONES OBTENIDAS POR EL MÉTODO AHP 177

CAPÍTULO VI.

RESULTADOS FINALES: ANÁLISIS DE LA SOSTENIBILIDAD PARA LOS SISTEMAS AGRARIOS DE SECANO Y REGADÍO 181

VI.1. ANÁLISIS DE CARÁCTER METODOLÓGICO: CONCORDANCIA ENTRE LOS ÍNDICES 182

VI.1.1. Análisis comparativo de los indicadores sintéticos 182

VI.2. ANÁLISIS DE CARÁCTER EMPÍRICO 185

VI.2.1. Análisis descriptivo 185

VI.2.2. Variabilidad de la sostenibilidad entre las explotaciones agrarias 190

VI.2.2.1. Tipología de explotaciones para el sistema agrario de secano 191

VI.2.2.2. Tipología de explotaciones para el sistema agrario de regadío 194

VI.2.3. Factores determinantes de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias 197

VI.2.3.1. Variables estructurales 197

VI.2.3.2. Variables decisionales 204

CONCLUSIONES

CAPÍTULO VII.

CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN 209

VII.1. CONCLUSIONES 209

VII.1.1. Conclusiones metodológicas 209

VII.1.2. Conclusiones empíricas 211

VII.2. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN 213

VII.2.1. Líneas de investigación metodológicas 213

VII.2.2. Líneas de investigación empíricas 215

BIBLIOGRAFIA Y ANEXOS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 217

ANEXOS 239

ANEXO 1. DENDOGRAMAS 239
DENDOGRAMA 1: Sistema agrario de Secano 239
DENDOGRAMA 2: Sistema agrario de Regadío 240
ANEXO 2. CUESTIONARIO 241
ANEXO 3. CUESTIONARIO AHP - SUCUAGRO 246
ANEXO 4. CUESTIONARIO AHP - Ponderaciones de los Indicadores 247

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla II.1: Perspectivas teóricas y su interpretación de la sostenibilidad. 19
Tabla II.2: Comparación de los principales marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores 38
Tabla III.1: Características geográficas básicas de las comarcas agrarias analizadas 56
Tabla III.2: Datos climatológicos básicos del año medio de las comarcas agrarias analizadas 59
Tabla III.3: Índices agroclimáticos de las comarcas agrarias analizadas 60
Tabla III.4: Usos del suelo en las comarcas agrarias analizadas 62
Tabla III.5: Distribución de la superficie labrada entre las comarcas agrarias analizadas 63
Tabla III.6 : Distribución de la superficie labrada con cultivos herbáceos entre las comarcas agrarias y los sistemas agrarios analizados 64
Tabla III.7: Superficie de cultivos herbáceos en regadío en las comarcas agrarias analizadas 65
Tabla III.8: Superficie de cultivos herbáceos en secano en las comarcas agrarias analizadas 66
Tabla III.9: Distribución de cereales grano en la provincia de Palencia 66
Tabla III.10: Aprovechamientos ganaderos en las comarcas agrarias analizadas 67
Tabla III.11: Características de las explotaciones agrarias de la zona de estudio 69
Tabla III.12: Distribución de explotaciones por estratos de superficie en la zona de estudio 69
Tabla III.13: Distribución del tipo de mano de obra agraria en las comarcas analizadas 70
Tabla III. 14: Trabajadores de las explotaciones de las comarcas agrarias analizadas 71
Tabla III.15: Evolución de la población de derecho en las comarcas agrarias analizadas 74
Tabla III.16: Margen bruto de las explotaciones 76
Tabla III.17: Pagos procedentes del primer pilar de la PAC destinados a Castilla y León 84
Tabla III.18: Estimación de las ayudas procedentes de la PAC en las comarcas agrarias (2008) 85
Tabla III.19: Evolución y distribución de las ayudas FEADER percibidas en Castilla y León 87
Tabla III.20: Principios y criterios de sostenibilidad identificados para la zona de análisis 88
Tabla IV.1: Principios, criterios e indicadores de sostenibilidad seleccionados con base en el Marco SAFE y en la revisión bibliográfica 97
Tabla IV.2: Indicadores de sostenibilidad: definición y significado 126
Tabla IV.3: Distribución de la muestra por comarca y OPA 132
Tabla IV.4: Distribución de las encuestas por comarcas agrarias y sistemas de producción 132
Tabla IV.5: Metodologías seleccionadas para la construcción de los índices de sostenibilidad agraria 163
Tabla V.1. Matriz de componentes rotados (CARGAS FACTORIALES) en SECANO 173
Tabla V.2. Matriz de componentes rotados (CARGAS FACTORIALES) en REGADÍO 174
Tabla V.3. Ponderaciones de los indicadores en las componentes principales (w_{qj}) obtenidas a través de la técnica ACP (en SECANO) 175
Tabla V.4. Ponderaciones de los indicadores en las componentes principales (w_{qj}) obtenidas a través de la técnica ACP (en REGADÍO) 176
Tabla V.5. Ponderaciones de las componentes principales en los índices globales (α_j)obtenidas a través de la técnica ACP (en SECANO) 177
Tabla V.6. Ponderaciones de las componentes principales en los índices globales (α_j)obtenidas a través de la técnica ACP (en REGADÍO) 177
Tabla V.7. Ponderaciones de los indicadores obtenidas a través de la técnica AHP 179

Tabla VI.1: Coeficientes de correlación rho de Spearman 182
Tabla VI.2: Pruebas de rangos con signo de Wilcoxon: valor y significación del estadístico Z 184
Tabla VI.3: Estadísticos descriptivos de los índices de sostenibilidad (sistemas agrarios) ... 186
Tabla VI.4: Estadísticos descriptivos de los indicadores de sostenibilidad (sistemas agrarios) 187
Tabla VI.5: Estadísticos descriptivos de las variables sócio-estructurales en secano 188
Tabla VI.6: Estadísticos descriptivos de las variables sócio-estructurales en regadío..... 189
Tabla VI.7: Caracterización de los clusters (secano) 193
Tabla VI.8: Caracterización de los clusters (regadío) 196
Tabla VI.9: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de secano (variables estructurales)..... 199
Tabla VI.10: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de regadío (variables estructurales)..... 200
Tabla VI.11: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de secano (variables decisionales) 205
Tabla VI.12: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de regadío (variables decisionales)..... 206

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura I.1: El plan de trabajo de la investigación 4
Figura II.1: El triangulo de la sostenibilidad: componentes clave del desarrollo sostenible y su interrelación..... 21
Figura II.2: La jerarquía de los agroecosistemas..... 26
Figura II.3: Proceso de toma de decisiones en la agricultura a nivel de de explotación agraria..... 27
Figura III.1: Sistemas agrarios de Castilla y León (España) 53
Figura III.2: Sistemas agrarios y comarcas agrarias de la Provincia de Palencia 54
Figura III.3: Localización geográfica de las comarcas agrarias analizadas..... 58
Figura III.4: Relevo de las comarcas agrarias analizadas..... 58
Figura III.5: Pluviometria media y temperaturas medias de las comarcas agrarias analizadas..... 61
Figura III.6: Mapa de regadíos en las comarcas agrarias analizadas 65
Figura III.7: Evolución de la población de derecho en la Provincia de Palencia..... 73
Figura III.8: Distribución de la población palentina por grupo de edad (año base 2007).. 73
Figura III.9: Evolución de la población de derecho en las comarcas agrarias analizadas 74
Figura IV.1: Esquema metodológico de la investigación 91
Figura IV.2: Estructura jerárquica del Marco SAFE 93
Figura IV.3: Resultados de la estimación de las ponderaciones de los indicadores de sostenibilidad mediante el método AHP 151
Figura V.1: Resultados de la estimación de las ponderaciones de los indicadores de sostenibilidad mediante el método AHP 178

ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

ACP	Análisis de Componentes Principales
AHP	Proceso Analítico Jerárquico
BALENERG	Balance energético (indicador de sostenibilidad)
BALFOSFO	Balance de Fósforo (indicador de sostenibilidad)
BALNITRO	Balance de Nitrógeno (indicador de sostenibilidad)
CE	Comisión Europea
CNUMAD	Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo
COBESUEL	Cobertura del suelo (indicador de sostenibilidad)
CONAGPIB	Contribución de la agricultura al PIB (indicador de sostenibilidad)
CSIC	Consejo Superior de Investigaciones Científicas - España
DECONAGR	Dependencia económica de la actividad agraria (indicador de sostenibilidad)
DPSIR	*Driving forces-Presure-State-Impact-Response*
EDS-UE	Estrategia de la Unión Europea para el Desarrollo Sostenible
EEA	*European Environment Agency*
EMPLAGRA	Empleo agrario (indicador de sostenibilidad)
ESPECIAZ	Especialización (indicador de sostenibilidad)
ESTACIMO	Estacionalidad de la mano de obra (indicador de sostenibilidad)
EUROSTAT	*Statistical Office of the European Communities*
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
FEADER	Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural
I+D+i	Investigación, Desarrollo e Innovación
IBI	Impuesto sobre Bienes Inmuebles
IDAE	Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía
IISD	*International Institute for Sustainable Development*
INE	Instituto Nacional de Estadística - España
INM	Instituto Nacional de Meteorología - España
IRENA	*Indicators Reporting on the Integration of Environmental Concerns into the Agricultural Policy*

ISSA	Indicador Sintético de Sostenibilidad Agraria
IUCN	*International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*
JRC	*Joint Research Centre*
MARM	Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino -España
MC	Técnica multicriterio basada en la distancia al punto ideal
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PAC	Política Agraria Común
PC&I	Principios, Criterios e Indicadores
PIB	Producto Interno Bruto
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PSR	*Presure-State-Response*
RENTAEXP	Rentabilidad privada de las explotaciones agrarias (indicador de sostenibilidad)
RIESAGRA	Riesgo de abandono de la actividad agraria (indicador de sostenibilidad)
RIESPEST	Riesgo de pesticidas (indicador de sostenibilidad)
SAU	Superficie Agraria Útil
SEISnet	Sistema Español de información de Suelos
SIGA	Sistema de Información Geográfico Agrario - España
SUCUAGRO	Superficie acogida a ayudas agroambientales (indicador de sostenibilidad)
SUPASEG	Superficie asegurada (indicador de sostenibilidad)
SUPEMPAR	Superficie media por parcela (indicador de sostenibilidad)
UE	Unión Europea
UE-15	Unión Europea integrada por 15 Estados Miembros
UG	Unidad Ganadera
USOAGUAR	Uso del agua de riego (indicador de sostenibilidad)
UTA	Unidad de Trabajo Agrario
WCED	Comisión de las Naciones Unidas para el Medioambiente y el Desarrollo

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN

I.1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO

I.1.1. Marco teórico: la sostenibilidad de la agricultura

La Comisión de las Naciones Unidas para el Medioambiente y el Desarrollo (WCED), más conocida como la *Comisión Brundtland*, propuso la definición más extendida de 'desarrollo sostenible', como aquél que permite cubrir las necesidades de la generación actual sin comprometer las posibilidades de las futuras generaciones para cubrir sus propias necesidades (WCED, 1987). Así, a partir de la década de los noventa del pasado siglo el desarrollo sostenible se ha convertido en el paradigma dominante que ha guiado los procesos de desarrollo, a la vez que se ha constituido como principio rector en el diseño e implementación de las políticas públicas (Baker, 1997).

Aunque el desarrollo sostenible puede explicarse en términos patrimoniales (mantenimiento del *stock* de capital), generalmente se acepta que este concepto tiene connotaciones ecológicas, económicas y sociales (OCDE, 2001). Así el desarrollo sostenible puede descomponerse en las siguientes componentes básicas:

- *Sostenibilidad económica*, que requiere que el desarrollo sea económicamente viable.
- *Sostenibilidad social*, que exige que el desarrollo sea socialmente aceptable, en la medida que éste genera un reparto 'justo' y 'equitativo' de la riqueza, tanto en términos intrageneracionales como intergeneracionales.
- *Sostenibilidad ambiental*, que requiere que el desarrollo sea compatible con el mantenimiento de los procesos biológicos en que se fundamentan los ecosistemas naturales.

De todos los sectores económicos que intervienen en el desarrollo de la humanidad, sin duda la agricultura desempeña un papel fundamental, en la medida que abastece al conjunto de la población de bienes básicos para su supervivencia, como son los alimentos. De hecho, puede afirmarse que la existencia de una 'agricultura sostenible' es

condición *sine qua non* para lograr un desarrollo verdaderamente sostenible (Douglass, 1984; Conway y Barbier, 1990; Yunlong y Smit, 1994). En este sentido, si bien existen multitud de definiciones y enfoques alternativos, existe cierto consenso en que la '*agricultura sostenible*' es aquélla que es capaz de satisfacer un conjunto de necesidades de forma continuada en el tiempo. Estas necesidades se relacionan con el carácter multidimensional de la sostenibilidad anteriormente aludido: provisión de alimentos, protección medioambiental, viabilidad económica y aceptación social (Hansen, 1996).

Sin embargo, la anterior conceptualización de sostenibilidad agraria no está exenta de problemas de cara a su concreción operativa. En primer lugar están los problemas derivados de su carácter temporal. Efectivamente, la sostenibilidad exige analizar la producción futura de bienes y servicios por parte de la actividad agraria, circunstancia que no puede observarse en un marco temporal de intervención razonable. Este hecho hace que la definición de sostenibilidad en términos de preservación de la capacidad productiva tenga poca utilidad práctica, en la medida que es imposible realizar experimentos a tan largo plazo. En segundo lugar, está la dificultad de determinar qué demandas concretas debe satisfacer la actividad agraria para ser sostenible, cuestión sobre la cual pueden existir multitud de opciones. Así, la sostenibilidad debe entenderse en buena medida como una construcción social, cambiante en función de las demandas de la ciudadanía, teniendo, por tanto, una formulación específica para cada ámbito geográfico y temporal. Ambos problemas han dificultado durante largo tiempo el empleo práctico del concepto de sostenibilidad como herramienta operativa para guiar los procesos de desarrollo agrario.

I.1.2. Reto metodológico: los índices de sostenibilidad

Al objeto de superar las dificultades antes comentadas, desde una perspectiva eminentemente pragmática, se ha ido consolidando la idea de que la evaluación empírica de la sostenibilidad agraria debe fundamentarse en la triple dimensión del concepto: medioambiental, económica y social. Así, puede admitirse que un sistema agrario es sostenible cuando las tasas de intercambio entre los objetivos considerados para la evaluación pública de su desempeño (*objetivos ambientales* –como la protección de ecosistemas o la regeneración de los recursos naturales–, *objetivos económicos* –como el crecimiento de la renta de los productores y el mantenimiento de la estabilidad macroeconómica–, y *objetivos sociales* –como la equidad o la cobertura de las necesidades básicas) alcanzan valores aceptables para el conjunto de la sociedad (Stoorvogel *et al*., 2004). Esta aproximación al concepto de sostenibilidad agraria tiene la

virtud de permitir su desarrollo operativo, utilizando para ello sistemas de indicadores que abarquen cada una de las dimensiones mencionadas (Bell y Morse, 2008).

La cuantificación de la sostenibilidad agraria a través de indicadores, sin embargo, sigue planteando hoy en día ciertos problemas. La mayor de estas dificultades la constituye la dificultad de interpretar conjuntamente los múltiples indicadores que requiere este tipo de análisis, circunstancia que obstaculiza su utilización como herramienta práctica de apoyo a la toma de decisiones públicas (mejora de la 'gobernanza' de la agricultura). Este problema ha tratado de superarse a través de la aplicación de métodos de agregación de estos conjuntos multidimensionales de indicadores en indicadores sintéticos (o índices). Esta opción ya ha sido empleada en el ámbito agrario, entre otros, por Stockle *et al*. (1994), Andreoli y Telarini (2000), Pirazzoli y Castellini (2000), Sands y Podmore (2000), Rigby *et al*. (2001), van Calker *et al*. (2005), Hajkowicz (2006) o Qiu *et al*. (2007). El uso de indicadores sintéticos, no obstante, ha sido criticado por el carácter 'subjetivo' de los métodos empleados en la sintetización de los diferentes indicadores individuales (ponderaciones asignadas a los indicadores y elección de las formas funcionales para la agregación), tal y como comentan Morse *et al*. (2001), Ebert y Welsch (2004), Hueting y Reijnders (2004), Munda (2005) o Böhringer y Jochem (2007).

I.2. OBJETIVOS

Dentro de este contexto general, el presente trabajo se ha planteado con una doble finalidad, la primera de índole metodológica y la segunda de carácter práctico. En primer lugar, se pretende desarrollar una metodología práctica para la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias basada en indicadores e índices de sostenibilidad, que permita superar las dificultades antes señaladas. La segunda finalidad de la investigación es de carácter claramente aplicado, consistente en la aplicación de la metodología propuesta, para la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias de dos sistemas agrarios castellano y leoneses: los secanos de las campiñas medias-bajas y los regadíos del Duero. Esta aplicación empírica permitirá analizar las posibilidades reales de emplear el criterio de la sostenibilidad medida a través de índices, como elemento de apoyo para la mejora de la 'gobernanza' del sector. Así, los resultados de esta evaluación empírica permitirán realizar una gran cantidad de análisis específicos, destinados a responder, entre otras, las siguientes preguntas:

a) ¿En qué medida la sostenibilidad de las explotaciones agrarias es heterogénea dentro de un mismo sistema agrario? ¿Qué tipologías de explotaciones pueden

derivarse sobre la base de tal heterogeneidad?

b) ¿Qué variables estructurales (dimensión, régimen de tenencia, orientación productiva, características sociodemográficas de los titulares, etc.) influyen sobre la sostenibilidad de las explotaciones?

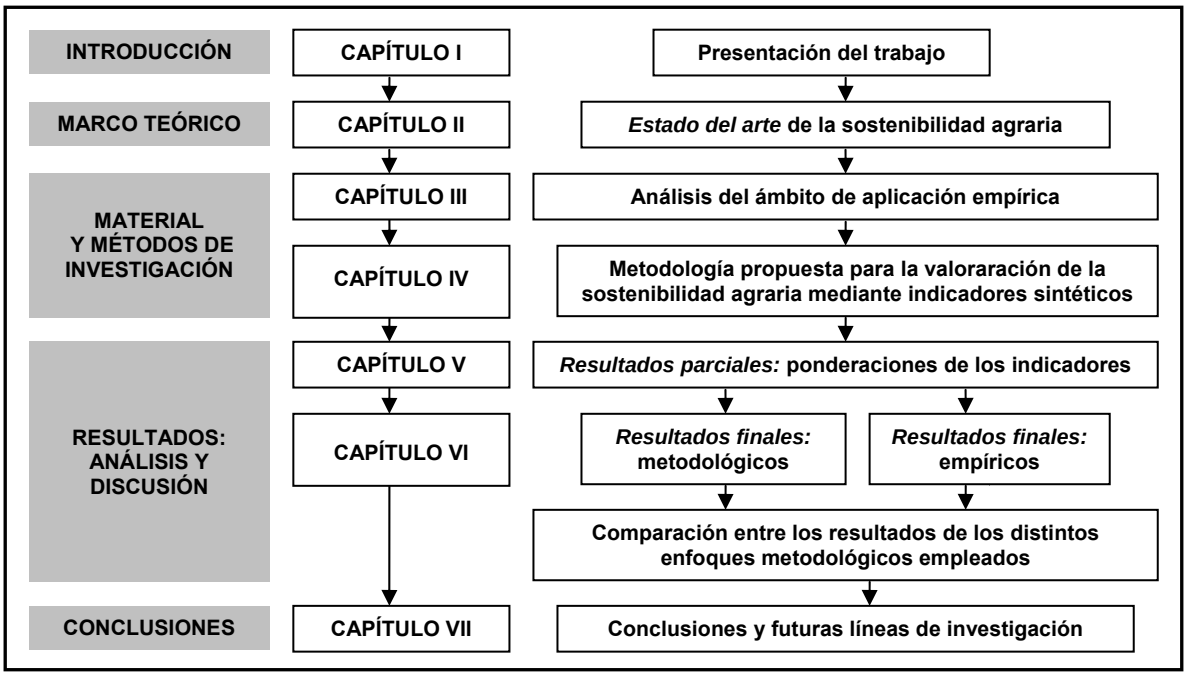
c) ¿Son las explotaciones más sostenibles las que reciben un mayor apoyo financiero de la política agraria?

d) ¿Qué elementos comunes y qué elementos diferenciales se detectan de la evaluación de la sostenibilidad de diferentes sistemas agrarios analizados? ¿Es posible la transferencia de beneficios a partir de los resultados obtenidos?

I.3. PLAN DE TRABAJO

El plan de trabajo propuesto se desglosa en varias etapas, a través de las cuales se pretende dotar a la investigación de una estructura que permita alcanzar sucesivamente los diferentes objetivos señalados anteriormente. Así, para la consecución de los mismos, este documento se estructura como el esquema expuesto en la *Figura I.1*.

Figura I.1: El plan de trabajo de la investigación



Fuente: Elaboración propia

Tras esta sección introductoria, el *Capítulo II* presenta el marco teórico de la investigación, es decir, el 'estado del arte' de la sostenibilidad agraria y de su evaluación mediante indicadores e índices. A seguir, el *Capítulo III* presenta los dos sistemas agrarios de Castilla y León seleccionados como el ámbito de aplicación empírica de la metodología de evaluación de la sostenibilidad propuesta. El *Capítulo IV* expone la metodología seguida para la construcción de indicadores sintéticos que permitan evaluar la sostenibilidad de las explotaciones agrarias de ambos sistemas agrarios. A continuación, los *Capítulos V* y *VI* presentan los resultados más importantes de las aplicaciones empíricas realizadas. Finalmente, el *Capítulo VII* destaca las conclusiones más relevantes del presente trabajo.

MARCO TEÓRICO

CAPÍTULO II.

LA SOSTENIBILIDAD AGRARIA: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

CAPÍTULO II.

LA SOSTENIBILIDAD AGRARIA: MARCO TEÓRICO DE LA INVESTIGACIÓN

El presente capítulo pretende enmarcar la investigación a partir de la introducción de determinados conceptos básicos en materia de desarrollo sostenible. No obstante, debe aclararse que éste no pretende con ello profundizar en los elementos más transcendentales de la sostenibilidad (enfoques, conceptos, campos de estudio etc.). Por el contrario, la exposición de todas las definiciones que a continuación se desarrollan tiene por objetivo último facilitar la comprensión del significado de la sostenibilidad de la agricultura (*el marco conceptual de la investigación*) y del empleo de marcos metodológicos de referencia para el desarrollo de indicadores e índices de sostenibilidad (*evaluación empírica de la sostenibilidad de la agricultura*).

Con este propósito, este capítulo se ha descompuesto en tres secciones. En la primera sección se discute la conceptualización del desarrollo sostenible. En la segunda sección se examina el significado de la sostenibilidad agraria. Finalmente, en la tercera sección se aborda el empleo de indicadores e índices de sostenibilidad como forma de cuantificar la sostenibilidad de la actividad agraria.

La primera sección, relacionada con la conceptualización del desarrollo sostenible, se subdivide a su vez en tres partes. La primera parte trata de explicar la relevancia social y política de la sostenibilidad. En ella se describe cómo a partir de la publicación del *Informe Brundtland*, el concepto de sostenibilidad ha transcendido el debate académico pasando a formar parte de la agenda política de la Unión Europea y, consiguientemente, de la Política Agraria Común (PAC). Dentro de esta primera parte, también se evidencia como el empleo de indicadores de sostenibilidad ha ganado importancia en los últimos años, siendo cada vez más demandado por las agendas políticas como forma de evaluar en la práctica la sostenibilidad de los sistemas productivos. La segunda parte versa sobre la interpretación del concepto de sostenibilidad en el ámbito de la Teoría Económica, centro del debate académico sobre el término. En ella se analiza el paradigma de la sostenibilidad desde la perspectiva de la Economía Ambiental y la Economía Ecológica, sus bases teóricas y los instrumentos que pretenden utilizar. Por último, en la tercera

parte, se expone la descomposición del concepto de sostenibilidad en sus cuatro dimensiones fundamentales.

En la segunda sección se analiza la conceptualización de la sostenibilidad de la agricultura, explicando como este concepto se trata de una construcción social. Asimismo, se evidencia la necesidad de delimitar la escala de análisis para el estudio de la sostenibilidad agraria justificando la escala elegida para esta investigación.

En la tercera y última sección de este capítulo se aborda el empleo de indicadores e índices de sostenibilidad como forma de cuantificar la sostenibilidad de la actividad agraria. Esta sección se descompone en dos partes. La primera parte aborda los diversos marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores (tipología de los marcos, análisis comparativo de los principales marcos y elección del marco empleado en esta investigación). La segunda parte trata de los índices de sostenibilidad y las metodologías de construcción de los mismos. En ésta se expone brevemente la selección de las metodologías de sintetización que serán empleadas en la parte empírica de esta investigación y que serán descritas con mayor grado de detalle en el *Capítulo IV*.

II.1. CONCEPTUALIZACIÓN DEL DESARROLLO SOSTENIBLE

II.1.1. Origen y evolución del concepto de desarrollo sostenible

II.1.1.1 El origen del concepto de desarrollo sostenible

El surgimiento del debate sobre el *desarrollo sostenible*[1] podría fijarse entre finales de los sesenta y principios de los setenta, concretamente en el seno de la discusión sobre los límites del crecimiento económico llevada a cabo dentro del ámbito académico de las ciencias económicas[2]. En aquella época, una sucesión de factores estructurales (como por ejemplo: la crisis económica del petróleo de los años 70, los crecientes problemas ambientales generados por las altas tasas de crecimiento del postguerra, el aumento de

[1] En castellano, los términos desarrollo *sustentable* o desarrollo *sostenible* son sinónimos derivados de la traducción del inglés *sustainable development*. El empleo de una u otra forma varía según la zona geográfica. En España se suele emplear más el término *sostenible*, del que se deriva el barbarismo *sostenibilidad*. Sin embargo, en América Latina, ambos términos han sido usados indistintamente. De momento, no se han marcado diferencias conceptuales. No obstante, cabe señalar que en el Foro Cumbre de la Tierra (1992), algunas ONGs trataban de diferenciar el desarrollo *sostenible* como la "versión oficial", mientras que *sustentable* (o *sustentabilidad*) era visto como una alternativa. Esta distinción, mayormente preconizada por las ONGs de cuño ecologista, argumenta que el término *sustentable* confiere la idea de que el desarrollo debería poder sustentarse a sí mismo, lo que según ellos, no resulta posible en el marco de la Economía neoclásica.

[2] Para profundizar en el avance del término desarrollo sostenible en el seno del debate sobre el crecimiento económico, véase Toman *et al*. (1998) y Fernández *et al*. (2006).

las desigualdades entre países etc.) fomentaba la creciente preocupación de los economistas por analizar la relación e interdependencia entre el crecimiento económico y los sistemas ambientales (Aguilar *et al*., 1997). Aunque en aquellos momentos el término *sostenibilidad* no se empleaba como tal (Kidd, 1992), estaba representado por otros conceptos como: *crecimiento orgánico* (Mesarovic y Pestel, 1975), *crecimiento intensivo* (Rizhkow, 1986), *ecodesarrollo* (Sachs, 1997) o incluso *competencia viable*, en el ámbito empresarial (López García y Caldentey Albert, 1979). Como denominador común, todas las tres primeras definiciones anteriores preconizaban la búsqueda por un término de compromiso que concitase una estrategia integradora entre las dimensiones ecológica y socioeconómica de los procesos de desarrollo, representando así la conciliación entre el crecimiento de la producción y el respeto a los ecosistemas.

Pese a que el concepto ya viniera siendo debatido en el ámbito de las ciencias económicas, el vocablo *desarrollo sostenible* sólo apareció publicado por primera vez en un documento oficial en 1980, aunque con un claro sesgo medioambiental. Según la definición propuesta por la primera "Estrategia Mundial para la Conservación", elaborada por la Unidad de Conservación Mundial (IUCN), el desarrollo sostenible consistía en *el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y sistemas de apoyo a la vida, la preservación de la diversidad genética y la utilización sostenible de las especies y los ecosistemas* (IUCN *et al*., 1980). Resultaba evidente que la primera publicación del término esbozaba los conceptos de capital natural crítico y diversidad biológica, centrando el debate de la sostenibilidad solamente en el pilar medioambiental, no acusando referencia al pilar socioeconómico.

Siete años más tarde, el debate suscitado en torno al término *desarrollo sostenible* originaría la publicación del trabajo de la Comisión de las Naciones Unidas para el Medioambiente y el Desarrollo (WECD), bajo las órdenes de la noruega Gro Harlem Brundtland, entonces presidenta de la Comisión, titulado *Nuestro Futuro Común*, posteriormente más conocido como el *Informe Brundtland*. En este documento se establecía que *el desarrollo sostenible es aquel desarrollo que asegura las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para enfrentarse a sus propias necesidades* (WCED, 1987).

La definición del *Informe Brundtland* era deliberadamente poco precisa. No obstante, ésta introdujo aspectos fundamentales, como la equidad intergeneracional, que han marcado el posterior desarrollo del concepto (Martín-Palmero *et al*., 2004). Debido a esa indefinición, el vocablo *desarrollo sostenible* ha sido interpretado y modelizado de manera heterogénea a lo largo de los últimos años. En este sentido, destacan los trabajos de

Pezzey (1989), donde se revisan más de cincuenta definiciones de sostenibilidad, y de Pearce *et al*. (1989), donde se proponen otras treinta. En palabras de Sharp (2001), hasta la fecha no hay consenso, por lo menos en la literatura académica, de lo que es el *desarrollo sostenible*. Esto, como expone Norgaard (1985), no plantea un problema, muy por el contrario. Algunos autores argumentan que la pluralidad del concepto sirve precisamente para enriquecer el debate académico y político. Es precisamente esa búsqueda por el consenso lo que posibilita la inusitada contraposición de ideologías claramente enfrentadas, que de otra forma jamás se hubieran reunido para debatir su ideario (Norgaard, 1985).

De ese modo, gran parte de la literatura reciente, relativa a las ciencias sociales y medioambientales, coincide que en relación a la temática del desarrollo sostenible, existe un antes y un después de la definición del *Informe Brundtland*. Efectivamente, además de establecer la definición más difundida en la actualidad del término desarrollo sostenible, pese a la ausencia de consenso, la verdadera trascendencia del *Informe Brundtland* radica en haber marcado un punto de inflexión en el proceso de institucionalización del concepto que, hasta entonces, había sido básicamente una mera discusión académica y que, a partir de ese momento fue trasladado a la esfera política. En otras palabras, la publicación del *Informe Brundtland* constituyó el hito principal para la construcción del marco teórico y práctico del desarrollo sostenible, al introducir en la esfera política internacional el debate relativo a la necesidad de imponer restricciones al modelo económico vigente. En ese sentido, cabe comentar que el carácter innovador del informe no reside precisamente en la acuñación del término, sino más bien en la nueva posición que los organismos oficiales adoptaron a partir del mismo, cuando pasaron a buscar nuevas formas de medir y evaluar los procesos de desarrollo, lo que sin lugar a dudas ha permitido la contemporánea popularización del término[3].

II.1.1.2 Evolución del concepto de desarrollo sostenible: su relevancia sociopolítica y la necesidad de su medición

La siguiente discusión relevante sobre el tema del desarrollo sostenible se llevó a cabo en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) conocida también como *Cumbre de la Tierra*, celebrada en Río de Janeiro en 1992. Esta conferencia se consideró como una plataforma de lanzamiento con vistas al

[3] Sin embargo, sorprendentemente existe una creencia generalizada por gran parte de los economistas de que el concepto de sostenibilidad es algo novedoso surgido a partir de dicho informe. Como ya se ha mencionado anteriormente, la discusión previa sobre el tema ya se venía desarrollando en el ámbito académico de las ciencias económicas dentro del debate de los límites del crecimiento.

establecimiento de políticas y acciones dirigidas hacia el desarrollo sostenible en las que todas las naciones del mundo participarían. Así, la Conferencia de Río de 1992 consagró definitivamente el concepto de desarrollo sostenible como marco de referencia esencial para las políticas del nuevo milenio. El plan de acción propuesto, más conocido como *Agenda 21*, constituía un importante paso para el inicio de un proceso que contribuiría a la consecución de los objetivos de la sostenibilidad, preconizando iniciativas a nivel local que repercutirían globalmente. Entre las actividades propuestas en la Agenda 21, destaca la mejora de los procesos de adopción de decisiones. En ese sentido, entre otras directrices, el documento acordado dictaminaba que *deben ser elaborados sistemas para la vigilancia y la evaluación de los progresos hacia el logro del desarrollo sostenible mediante la adopción de indicadores que midan los cambios en todo el espectro económico, social y ecológico* (ONU, 1992). Con el objeto de llevar a la práctica las medidas acordadas, se encargó al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUMA) el establecimiento de un conjunto de indicadores de sostenibilidad que permitiesen evaluar el avance de dichas medidas (PNUMA, 1995).

Sin embargo, en la siguiente década poco se avanzó respecto a lo acordado en la Cumbre de Río de Janeiro. La traducción de las medidas en forma acciones y actividades a nivel local resultó ser un difícil obstáculo, que en la mayoría de los casos ha impedido su aplicación por los países firmantes. En conjunto, no se ha constatado el esperado cambio en las formas de producción que contribuirían al desarrollo sostenible (Vanloon *et al*., 2005). De ese modo, en el año 2002, diez años después de la Conferencia de Río, se celebró en Johannesburgo la *Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible* (Conferencia Rio+10) con el objetivo de evaluar los progresos alcanzados. En la Conferencia se hizo hincapié en el papel fundamental de la ciencia como una herramienta para abordar las cuestiones de desarrollo sostenible, al objeto de orientar en el diseño e implementación de las políticas públicas. Algunas de las herramientas de nueva generación acordadas en la Conferencia Rio+10 incluían: (a) los marcos metodológicos para el análisis de la sostenibilidad; (b) los indicadores y los índices de sostenibilidad; y (c) las formas específicas de análisis basándose en indicadores seleccionados a partir de los principales marcos metodológicos (ONU, 2002).

II.1.1.3 El desarrollo sostenible en la agenda política de la Unión Europea

Por otro lado en la Unión Europea (UE), al contrario que en otros países, a partir del desarrollo de los acuerdos firmados en la Conferencia de Río de 1992, el desarrollo sostenible se convierte en una de las piezas clave de la agenda política. La relevancia del

concepto de desarrollo sostenible como fundamento de las políticas públicas europeas ha estado motivado tanto por las presiones ejercidas por las organizaciones medioambientales, como por la implicación directa de las propias instituciones comunitarias, en especial el de la Comisión Europea, quien dio su apoyo al término desde sus orígenes. Prueba de ello fue el diseño y aplicación del V Programa de Acción Medioambiental de la UE (1992-2000), titulado *Hacia el desarrollo sostenible*. Este programa, más exigente, amplio e innovador que los anteriores, estableció el desarrollo sostenible como meta prioritaria en la política ambiental de la UE. En cualquier caso debe comentarse que el programa era consultivo y orientativo, y por lo tanto, no de obligado cumplimiento (Barcena *et al*., 2000).

Siguiendo el ejemplo de la Comisión Europea, el concepto de desarrollo sostenible fue progresivamente integrándose en los documentos de gobiernos, parlamentos y agencias de las administraciones nacionales de la Europa Comunitaria, perfilándose como uno de los principios fundamentales inspiradores de todas las políticas económicas y sociales. En el año 1997, con el Tratado de Ámsterdam[4], el desarrollo sostenible se consolida como una de las principales misiones de la Unión Europea. A su vez, en los años subsiguientes, la fallida Constitución Europea[5] menciona el desarrollo sostenible identificándolo como uno de los objetivos claves de la Unión. Sin embargo, el hito más relevante en esta línea cabe situarlo en lo que se ha venido a conocer como el Proceso de integración de Cardiff, iniciado por el Consejo Europeo de Cardiff (1998), en el cual se recomendó la integración del medio ambiente y del desarrollo sostenible en todas las políticas comunitarias[6], incluida la Política Agraria Común (PAC), utilizándose indicadores medioambientales para su seguimiento (Arroyos, 2007). La UE, como firmante de los

[4] El Tratado de Ámsterdam fue aprobado por el Consejo Europeo de Ámsterdam (16 y 17 de junio de 1997) y firmado el 2 de octubre de 1997 por los ministros de Asuntos Exteriores de los quince países miembros de la Unión Europea. Entró en vigor el 1 de mayo de 1999 tras haber sido ratificado por todos los Estados miembros, según sus propias normas constitucionales. Constituye la nueva normativa legal de la Unión Europea, tras la revisión del Tratado de Maastricht. El Tratado de Ámsterdam no modifica sino que amplía y añade varios aspectos fundamentales que habían quedado pendientes en Maastricht, como por ejemplo, el empleo, la libre circulación de ciudadanos, la justicia, la política exterior y de seguridad común, y la reforma institucional para afrontar el ingreso de nuevos miembros etc. Respecto al desarrollo sostenible, el artículo 2 del mencionado Tratado establece como uno de los objetivos de la UE: *"Promover el progreso económico y social y un alto nivel de empleo y conseguir un desarrollo equilibrado y sostenible, (....)"*. A su vez, respecto a la protección medioambiental, el artículo 6 de dicho Tratado dispone que: *"Las exigencias de la protección del medio ambiente deberán integrarse en la definición y en la realización de las políticas y acciones de la Comunidad a que se refiere el artículo 3, en particular con objeto de fomentar un desarrollo sostenible"* (MARM, 2008a).

[5] La Constitución Europea en su artículo I-3 establece que: *"La unión obrará en pro del desarrollo sostenible de Europa basado en un crecimiento equilibrado y en la estabilidad de precios, en una economía social de mercado altamente competitiva, tendente al pleno empleo y al progreso social, y en un nivel elevado de protección y mejora de la calidad del medio ambiente"*.

[6] En 1998, el Consejo Europeo de Cardiff lanzó una nueva iniciativa para integrar más eficazmente, en las políticas sectoriales, la atención al medio ambiente y al desarrollo sostenible. Dicho consejo sentó las bases de una actuación coordinada a escala comunitaria en materia de integración de las exigencias medioambientales en las políticas de la Unión. En dicha Cumbre, el Consejo Europeo invitó a los Consejos de agricultura, transportes y energía a definir sus propias estrategias en la materia. Esta iniciativa de integración plena del medio ambiente en todas las demás políticas comunitarias, que se ha venido conocer como el "Proceso de Cardiff", constituye una empresa a largo plazo que ha avanzado sustancialmente. Hasta ahora, el Consejo ha adoptado estrategias de integración ambiental en los ámbitos de la energía, el transporte y la agricultura (la Agenda 2000 y el Protocolo de Kioto). También se han adoptado informes del Consejo en relación con la industria, el mercado interior, el desarrollo y la economía o las finanzas. Por otra parte, se están elaborando actualmente iniciativas sobre pesca y asuntos generales (MARM, 2008a).

acuerdos de Río, se comprometió en Cardiff (1998) a formular un plan estratégico para el desarrollo sostenible, y a presentarlo en la posterior Cumbre de Johannesburgo (2002). En este sentido, el Consejo Europeo de Helsinki (1999) solicita que la Comisión elabore una propuesta de estrategia de desarrollo sostenible en Europa. Asimismo, según lo acordado en dicho Consejo, la estrategia de integración medioambiental en la PAC debe ser objeto de informes periódicos basados en indicadores agroambientales[7].

En el año 2001, como respuesta a la propuesta solicitada por el Consejo Europeo de Helsinki (1999), el Consejo Europeo de Gotemburgo (2001) aprueba la primera Estrategia de la UE para el Desarrollo Sostenible (EDS-UE). La EDS-UE de 2001 define 10 áreas de actuación prioritaria en materia de desarrollo sostenible en Europa: (a) Desarrollo económico; (b) Pobreza y exclusión social; (c) Envejecimiento de la sociedad; (d) Salud pública; (e) Cambio climático y energía; (f) Gestión de recursos naturales; (g) Transporte; (h) Producción y consumo sostenibles; (i) Cooperación internacional y (j) Gobierno. Respecto a temas agrarios, considerados como subtemas de (f) y (h), la EDS-UE de 2001 subraya la necesidad de mejorar los indicadores agroambientales como instrumentos adecuados para evaluar la aplicación de las orientaciones de la Agenda 2000[8]. Cabe decir, que pese a las recomendaciones vigentes de los organismos e instituciones internacionales respecto a considerar las tres dimensiones de la sostenibilidad (OCDE, 1993; ONU, 1996), en la EDS-UE de 2001 se opta por definir la misma ciñéndose exclusivamente a temas medioambientales, y en menor medida temas de salud pública y de justicia social. De esa forma, el hecho de que la primera EDS-UE claramente se decantara por temas medioambientales, condicionó su posterior propuesta de desarrollo de indicadores que en consecuencia, se decantaron hacia ese ámbito específico de la sostenibilidad (Martín-Palmero *et al*., 2004).

La EDS-UE de 2001 fue posteriormente revisada en 2006 por el Consejo Europeo de Bruselas (2006), en línea con la estrategia de Lisboa para el Desarrollo y el Crecimiento. La nueva EDS-UE de 2006 aprobada por dicho consejo cambia el enfoque de la anterior estrategia, inicialmente difuminado y centrado en los Estados miembros, para pasar a

[7] En el año 2000, la Comisión propuso una lista de indicadores para la integración de las consideraciones medioambientales en la Política Agraria Común (CE, 2000) y en 2001 definió los conceptos estadísticos y las potenciales fuentes de datos (CE, 2001a). Desde el año 2001, la evaluación del progreso de las medidas adoptadas se realiza por el conjunto de indicadores ambientales desarrollado y perfeccionado por el EUROSTAT (EUROSTAT, 2007).

[8] La reforma de 1992 de la PAC y la Agenda 2000 permitieron adaptar la agricultura europea a un marco de comercio internacional más abierto y compatible con los acuerdos de la Organización Mundial del Comercio (OMC). En octubre de 2003 se publicaron en el Diario Oficial de la Unión Europea, en su número L270, los siete reglamentos que constituyen la nueva Reforma de la PAC, aprobada en el Consejo de Ministros de la Agricultura de la Unión Europea en junio de 2003. Esta actual propuesta llamada revisión intermedia de la Agenda 2000 (o *Mid Term Review* en inglés) resulta ser algo más que un ajuste técnico de la PAC, sino más bien una reforma estructural. El llamado reglamento horizontal (1782/2003) establece reformas en profundidad de la PAC como el desacoplamiento de las ayudas, la modulación, las normas comunes a los regímenes de las ayudas directas, el reglamento de desarrollo rural, las organizaciones de mercado de cereales, arroz y forrajes deshidratados y dos reglamentos relativos a la leche y los productos lácteos (García Álvarez-Coque *et al*., 2006).

desarrollar un único y coherente plan de carácter marcadamente participativo, de colaboración directa entre los Estados miembros (nivel nacional, regional y local, contando con la sociedad civil), así como la interacción de estos con la Comisión,cuyo fin último seria la adopción de determinados principios que guiarían la UE ampliada hacia un sendero de desarrollo sostenible, manteniendo los actuales niveles de prosperidad y bienestar social de la Unión. El principal reto consistía en cambiar de forma paulatina los insostenibles niveles de consumo, así como las pautas de producción y el enfoque no integrado para la formulación de políticas. La nueva EDS-UE de 2006 dictamina que los indicadores de sostenibilidad deben contemplar como aspectos fundamentales de la misma: (a) el equilibrio e integración de las tres dimensiones básicas de la sostenibilidad (económica, social y ambiental); (b) su carácter marcadamente participativo; y (c) su concepción procedimental.

De forma resumida, el desarrollo sostenible en Europa supone actualmente un reto de enormes dimensiones en un momento de rápidos cambios y constantes reestructuraciones, y en el que se relacionan los aspectos netamente locales con los grandes temas de sostenibilidad global, los problemas a corto, medio y largo plazo, y los aspectos ambientales con los económicos, sociales, institucionales y culturales (Caratti *et al*., 2005). En ese sentido, los indicadores de sostenibilidad se consideran cada vez más como instrumentos destinados a jugar un papel fundamental en muchos procesos de decisión, incluido el ámbito agrario, actuando como puntos de referencia (*benchmarking*) e instrumentos de seguimiento y evaluación de políticas, planes y programas.

II.1.2. El concepto de sostenibilidad en la Teoría Económica

Como ya se ha mencionado anteriormente, el término *desarrollo sostenible* se forja en el ámbito académico de las ciencias económicas dentro del debate de los límites del crecimiento, gana formato conceptual y es trasladado a la esfera política por medio *Informe Brundtland*, y en los últimos años se populariza y pasa a formar parte de la agenda política de diversos países y organismos oficiales. Sin embargo, aun hoy día, tanto en el ámbito académico como en el político, no se aprecia consenso respecto a una definición formal del término. No obstante, para abordarlo de manera operativa, resulta práctico diferenciarlo entre las tipologías *sostenibilidad débil* y *sostenibilidad fuerte*,

distinción ésta realizada en base a la consideración de la sustitutabilidad plena o parcial entre los distintos tipos de capital[9].

II.1.2.1. La sostenibilidad débil

El concepto de sostenibilidad "débil" (también designada por sostenibilidad "en sentido amplío" o "de segundo orden") parte de una perspectiva neoclásica que adopta el supuesto de que el capital natural y el capital económico son plenamente sustitutivos y reversibles en un cierto plazo[10]. Según esta óptica, para los economistas ambientales, la sostenibilidad consistiría en sostener o incrementar el nivel de bienestar social, medido en términos de capacidad de consumo (es decir, mantener el ingreso *per capita* no decreciente), en cada período de tiempo y a través del tiempo (Hartwick, 1977 y 1978; Howarth y Norgaard, 1993). La Economía neoclásica adopta el supuesto de que el agotamiento de los recursos naturales provocado por las actividades productivas puede ser plenamente compensado por el desarrollo de nuevas tecnologías ahorradoras de recursos o por distintas formas del capital económico (capital artificial o humano), de modo que se mantenga el bienestar social constante (Pearce *et al*., 1990; Victor, 1991; Pearce y Atkinson, 1993 y Solow, 1993). En este caso, alcanzar la sostenibilidad (débil) consistiría en conservar o aumentar el capital total agregado de una generación a otra, de manera que las generaciones futuras tuvieran la "opción de vivir tan bien como sus predecesoras" (Solow, 1974, 1986, 1993 y 2005). En suma, cualquier sociedad que al reducir su capital natural sea capaz de a la vez aumentar su capital económico, de modo que la primera pérdida sea compensada y con ello se mantenga o aumente su capital total, y por consiguiente se sostenga o incremente el bienestar social en el tiempo, lograría alcanzar la sostenibilidad (débil).

[9] Para profundizar en el origen y en la distinción entre los conceptos de sostenibilidad débil o fuerte, véase los trabajos de Pearce *et al*. (1990), Pearce y Turner (1990), Pearce y Atkinson (1993 y 1995), Daly (1992), Turner (1993), Neumayer (1999) y Solow (2005), entre otros.

Por *capital* se entiende todo patrimonio o riqueza de naturaleza acumulativa que provoca rentas o rendimientos. Lo componen los recursos reales o ficticios destinados a funciones económicas (inversión, ahorro, producción y consumo) (Castro, 2002). Según la clasificación establecida por Pearce *et al*. (1990) y Pearce y Atkinson (1995), pueden distinguirse varios tipos de capital:

- El *capital artificial* (manufacturado, hecho por el hombre, reproducible o *capital económico*): es el que se deriva de la actividad económica.
- El *capital humano o cultural*: es el *stock* de conocimiento y habilidades humanas. Seralgedin y Steer (1994) añaden a este concepto el denominado *capital social* (redes interpersonales, valores compartidos, confianza, etc.), alegando que la sociedad es más que la suma de sus individuos.
- El *capital natural*: incluye todos los bienes naturales que provean un flujo de servicios ecológicos susceptibles de valor económico a lo largo del tiempo. En ese sentido, se puede diferenciar los recursos no renovables (como por ejemplo el petróleo), los recursos renovables (la energía eólica, etc.) y la calidad medioambiental (como la biodiversidad).

[10] Pearce y Turner (1990) señalan la posibilidad de considerar como sostenibles acciones que a corto plazo puedan provocar daños ambientales, siempre que estos sean corregidos en los siguientes períodos.

En esta línea, el debate científico dentro del marco neoclásico tradicionalmente se ha centrado en conjugar dos conceptos básicos: la optimalidad (entendida como eficiencia económica) y la sostenibilidad (entendida como equidad intergeneracional). El primer concepto, la optimalidad, tiene que ver con alcanzar el nivel más alto posible de bienestar social en el largo plazo. El segundo concepto, equidad intergeneracional, se refiere a la justa o correcta distribución de la capacidad productiva y del bienestar entre las generaciones presentes y las futuras. Los autores con sus contribuciones han intentando reconciliar ambos conceptos contestando la siguiente pregunta: *¿podría el desarrollo económico óptimo ser sostenible?*, o de otro modo, *¿existiría un conflicto entre sostenibilidad y optimalidad?* Esta es precisamente la cuestión abordada de forma pionera por Solow (1974) y complementada por Hartwick (1977 y 1978), quienes han dado lugar a lo que se conoce actualmente como el *criterio Solow-Hartwick*, o también la *regla de oro de la sostenibilidad*.

Solow (1974) se basó en el (entonces) último trabajo de Rawls (1971)[11] para examinar las consecuencias de la adopción del criterio maximin[12] en la equidad intergeneracional. El autor examinó la senda de agotamiento de los recursos naturales bajo la asunción de una función maximin de elección social. La implicación más obvia consiste en que el consumo debe de ser constante a lo largo del tiempo. De lo contrario, el criterio maximin puede ser aumentado mediante la reducción del consumo por parte de todas las generaciones a excepción de la más desfavorecida, de modo que beneficie a dicha generación. De forma más precisa, el consumo debe de fijarse lo máximo posible en un nivel constante.

Hartwick (1977, 1978) examinó las implicaciones de los resultados de Solow a través de un modelo que permitía la sustitución entre el capital artificial y el capital natural, de modo que se garantizaba el consumo de bienes constante a lo largo del tiempo. El autor demuestra que si el capital total se mantiene constante en el tiempo, lo mismo ocurre con el consumo. A su vez, el acervo de capital total se mantiene constante si se reinvierten

[11] La Teoría de la justicia social del filósofo John Ralws (1971) constituye su principal aportación al campo de la economía. Rawls sostiene que el Estado debe de elegir la política que se considere justa tal y como la evaluaría un observador ecuánime e imparcial oculto tras un velo de ignorancia. En consecuencia, esto significa que al formular las políticas públicas, el gobierno debe aspirar a mejorar el bienestar de la persona que se encuentra en la peor situación dentro de la sociedad. Es decir, en lugar de maximizar la suma de la utilidad total de la sociedad, como haría un utilitarista del siglo XIX, Rawls maximizaría la utilidad mínima, lo que en última instancia beneficiaría a toda la sociedad. La regla de Rawls también se conoce por *criterio maximin*.

[12] En teoría de juegos, maximin es un método de decisión para minimizar la pérdida máxima esperada en juegos con adversarios y con información perfecta. El funcionamiento del algoritmo recursivo maximin puede resumirse en evaluar cada alternativa disponible en términos de la peor posibilidad que puede ocurrir si se opta por esa alternativa. Para Rawls (1971), el criterio maximin es el criterio según el cuál el Estado debe aspirar a maximizar el bienestar de la persona peor situada en la sociedad. En la aplicación del criterio maximin por Solow (1974), se maximiza el nivel de bienestar mínimo a lo largo de las sendas de evolución posibles, para lo cual se ha de localizar la generación más pobre dentro de cada senda, para encontrar la senda que maximice el bienestar de toda esa generación.

todas las rentas de Hotelling[13] generadas por el recurso no renovable en capital artificial. Hartwick (1977) puso de manifiesto que el criterio maximin quedaría satisfecho si las rentas de escasez del capital natural fuesen invertidas en capital humano[14].

Posteriormente, los defensores de la utilización de este criterio de sostenibilidad han argumentado que la restricción de Solow-Hartwick (la manutención constante de las reservas de capital) debería de aplicarse solamente al capital natural, más que al conjunto agregado de capital natural y capital artificial. Con esa óptica, Mäler (1991), Pearce *et al*. (1989 y 1990), Pearce y Warford (1993), entre otros autores, plasman la idea que se podría denominar como la condición necesaria para la sostenibilidad (débil): el criterio Solow-Hartwick. Formalmente, según este enfoque adoptado por dichos autores, una pauta sostenible se caracteriza por la no reducción de la capacidad productiva (incluyendo todas las formas de capital). Esta condición sólo se hace posible mediante la reinversión de parte o todas las rentas de Hotelling (precio menos el coste marginal) derivadas de la extracción óptima de un recurso no renovable, en nuevo capital natural o artificial.

Cabe indicar que en la actualidad, el enfoque neoclásico ha originado el enfoque dominante en la Economía Ambiental (o Economía del Medio Ambiente o Economía de los Recursos Naturales). La meta de los economistas ambientales, por lo tanto, recae en la valoración económica del capital natural mediante la obtención de predicciones contrastables para transmitir con ello su valor de escasez a los agentes económicos e inducir el uso racional de los recursos (Bermejo, 2000). De ese modo, la preponderancia de esta doctrina puede ser explicada por el hecho de que cuenta con los ya existentes instrumentos macroeconómicos (contables) utilizados en la Teoría del Crecimiento Económico (Castro, 2002).

[13] En general los recursos naturales presentan tres tipos de rentas que no deberían confundirse: las rentas monopólicas, las ricardianas y las de escasez. Concretamente esta última, la renta de escasez, se presenta debido a la característica finita de dichos recursos, de modo que el valor de los mismos se incrementa a medida que se hacen más escasos. Harold Hotelling (1931) profundizó el estudio del comportamiento de la renta de escasez de un recurso natural, formulando una teoría sobre la renta de escasez (también conocida como la renta de Hotelling, o la depreciación del recurso, expresada por el precio menos el coste marginal de extracción por las unidades extraídas). En este sentido, la regla de Hotelling plantea que, a diferencia de un recurso que no es escaso, la tasa de crecimiento del precio de un recurso natural debe de ser igual a la tasa de descuento de la sociedad. Si la tasa de descuento de la sociedad es igual que la tasa de interés, entonces la tasa de crecimiento de los precios del recurso debe de ser igual a la tasa de interés de la economía. De esta forma, el valor presente de todas las rentas futuras es exactamente el mismo. Este resultado, al igualar las rentas a obtener en cada uno de los años de vida útil del recurso, descontadas cada una a su valor presente, posibilita el establecimiento de una senda óptima de explotación, es decir, el nivel de consumo óptimo de un recurso natural.

[14] Los resultados de Hartwick se basan en el tipo de tecnología adoptada. El autor supuso una economía con función de producción agregada del tipo Cobb-Douglas. Esta forma funcional permite que con otros factores de producción en niveles constantes, los recursos naturales puedan permanecer en cantidades pequeñas si existe un nivel de capital artificial suficientemente grande y el nivel de producción se mantenga constante indefinidamente.

II.1.2.2. La sostenibilidad fuerte

Por otra parte, el concepto de sostenibilidad "fuerte" (también designada por sostenibilidad "en sentido estricto" o "de primer orden") tiene sus orígenes en la Economía Ecológica, enfoque multidisciplinar surgido a finales de los 80 que procura integrar las realidades ecológica y económica. Los economistas ecológicos argumentan que, con base en el carácter holístico del funcionamiento de las ciencias naturales, no se puede suponer que el capital natural y los demás tipos de capital sean plenamente sustituibles, como aboga la premisa neoclásica, sino que pueden llegar a ser complementarios, dado el actual estado de la tecnología, como demuestra el trabajo seminal de Daly (1990), por lo que las reservas de capital natural deben de permanecer intactas al objeto de alcanzar la sostenibilidad (fuerte).

Este enfoque procura integrar las realidades ecológica y económica, y plantea que, para evitar la disminución del *stock* de capital total (que se traduce en bienestar, renta, consumo, etc.), es necesario preservar el *stock* de capital natural (en términos físicos), así como la calidad ambiental del mismo (Constanza y Daly, 1992). De ese modo, para los economistas ecológicos, si una economía se encuentra en una senda que mantiene (o aumenta) sus disponibilidades de capital natural a lo largo del tiempo, puede ser considerada como sostenible (en sentido fuerte).

En definitiva, mientras la sostenibilidad débil se centra en la no disminución del desarrollo económico, la sostenibilidad fuerte se traduce en la no disminución de las funciones naturales sustento de la vida (Daly y Cobb, 1989).

II.1.2.3. Otras variaciones tipológicas de la sostenibilidad

Una vez diferenciados los conceptos de sostenibilidad fuerte y sostenibilidad débil, cabe decir que existen otras acepciones intermedias.

En este sentido, van den Bergh (1996) realiza un excepcional trabajo clasificando metodológicamente las perspectivas teóricas que interrelacionan la economía, el medio ambiente y la ecología. La clasificación alternativa propuesta por el autor contempla nueve perspectivas teóricas con sus respectivas posiciones respecto a la sostenibilidad, iniciando por la Economía Ambiental (enfoque neoclásico) y finalizando con variaciones de la Economía Ecológica. La clasificación propuesta por este autor viene resumida en la *Tabla II.1* a continuación.

Otros autores como Turner *et al*. (1994), distinguen la sostenibilidad entre tres tipos: *muy débil* (en el sentido de Solow), *débil* (Solow modificado) y *fuerte* (propio de la Economía Ecológica). La primera entiende que existiría sostenibilidad si se conservara para el futuro el nivel de capital total existente. La segunda considera que se ha de mantener además determinada proporción o ciertos componentes del capital natural. Y finalmente, la sostenibilidad fuerte requiere que se mantenga intacto el *stock* total de capital natural.

Tabla II.1: Perspectivas teóricas y su interpretación de la sostenibilidad.

Perspectivas Teóricas	Posición respecto a la sostenibilidad	Características de la perspectiva teórica	Relación con el tipo de sostenibilidad
Equilibrio - Neoclásica Neoaustríaca - Temporal Evolutivo - Tecnológica	Tecnología y sustitución; Optimización de los procesos de extracción, producción, consumo y reciclado.	Antropocéntrica	Muy débil
Histórico - Institucional Sociobiológica Física - Económica Biofísica - Energía Humanismo ecológico Ético - utópica	Mantenimiento de la resiliencia del sistema y de la capacidad de carga; Estado estacionario; Orientación del consumo hacia las necesidades básicas; Políticas ambientales a largo y muy largo plazo.	Ecocéntrica	Muy fuerte

FUENTE: van den Bergh (1997, pp. 21-60).

Resumiendo lo anterior, puede afirmarse que la sostenibilidad no goza de un significado unívoco, prestándose a su categorización en tipologías. Desde la perspectiva de las ciencias económicas, un sistema económico puede definirse como sostenible, bajo una gama muy amplia de definiciones, que van desde la versión *muy débil*, que implica en el mantenimiento intacto de su capacidad de producción, de tal modo que permite mantener un consumo por habitante a través del tiempo (Solow, 1986), hasta la versión *muy fuerte*, que recoge el punto de vista de la Economía Ecológica, donde el objetivo es el mantenimiento del *stock* de capital natural a lo largo del tiempo.

En todo caso, puede aceptarse que una *versión intermedia* de la sostenibilidad puede resultar apropiada como concepto normativo, al objeto de estudiar los procesos de desarrollo y para tener en cuenta las transacciones e intercambios entre los objetivos económicos, sociales y ecológicos planteados por la sociedad (Hediger, 1999). En

consecuencia de ello, la sostenibilidad adquiere una triple dimensión: *económica*, *social* y *ambiental*, que serán objeto de análisis en el próximo apartado.

II.1.3. Las dimensiones de la sostenibilidad

Como ya se ha expuesto, a lo largo de los últimos años se ha verificado una evolución del concepto de desarrollo sostenible. Resulta cada vez más frecuente interpretar el desarrollo sostenible en un contexto mucho más amplio que la economía, acercándolo más a una suerte de constructivismo en el que prima lo subjetivo, lo intangible, lo humanístico, lo sistémico, la complejidad, sólo por citar algunas de las nuevas características que se le atribuyen. Debido a su carácter subjetivo, multidisciplinar (con reconocidas aportaciones procedentes de campos tan dispares como la economía, ecología, ética, sociología, ciencia política, antropología, historia, psicología, filosofía o física) e interdisciplinar (la interacción entre sus diferentes elementos componentes), existe cierta dificultad inicial en ofrecer un planteamiento único y consensuado acerca de su conceptualización. Por este motivo, como ya se ha expuesto, el término desarrollo sostenible ha sido interpretado y modelizado de manera muy heterogénea en las ciencias económicas.

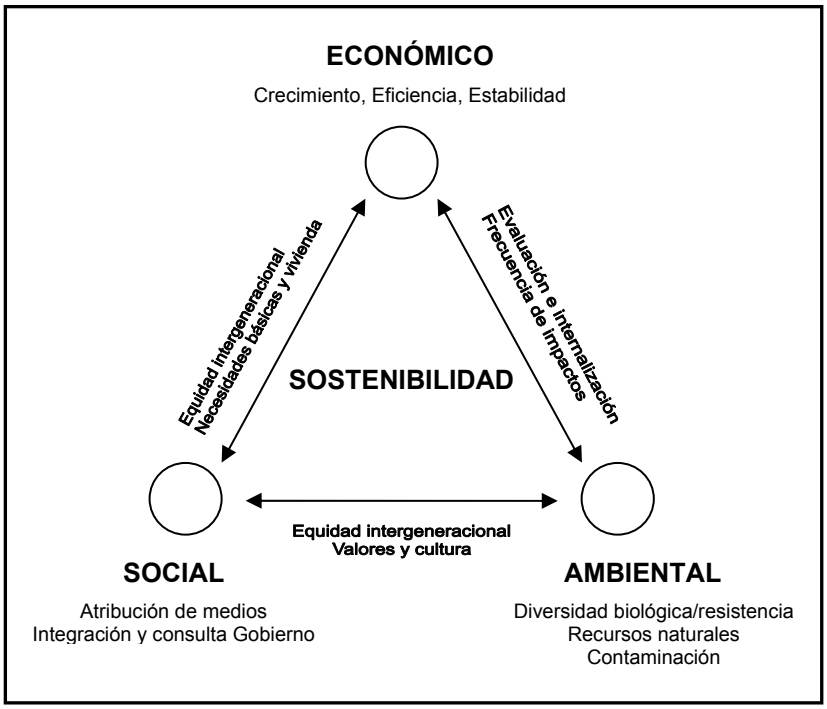
Frente a dicha ambigüedad, existe un consenso generalizado en adoptar una perspectiva eminentemente pragmática, que opta por abordar el análisis de la sostenibilidad descomponiendo el concepto en componentes o dimensiones (ecológica, económica, política, cultural, social, espacial etc.) con el fin último de facilitar su evaluación y análisis (Douglass, 1984; Yunlong y Smit, 1994).

A su vez, muchas de las interpretaciones referentes al desarrollo sostenible coinciden en que las políticas y acciones para lograr el crecimiento económico deben de respetar el medio ambiente y además ser socialmente equitativas para alcanzar el desarrollo económico. En este sentido, destaca el esquema de los tres pilares del desarrollo sostenible (véase la *Figura II.1*) propuesto por Munasinghe (1993), que distingue entre *sostenibilidad medioambiental* (uso responsable de los recursos naturales), *económica* (eficiencia económica) y *social* (cohesión y progreso social compartido). El esquema de la triple dimensión de la sostenibilidad ha sido largamente empleado y difundido a partir de mediados de los años 90, tras la definición de desarrollo sostenible propuesta por *Brundtland* y la consiguiente creciente incorporación del término al vocabulario de los planificadores y encargados de elaborar políticas públicas. La gran ventaja de descomponer la sostenilidad en dimensiones consiste en permitir su desarrollo operativo

(evaluación y análisis), utilizando para ello sistemas de indicadores que abarquen cada una de las dimensiones contempladas (Bell y Morse, 2008).

Cabe decir que entre las tres dimensiones listadas anteriormente, la dimensión social ha sido tradicionalmente el pilar considerado menos relevante en la discusión sobre el desarrollo sostenible, donde los puntos de vista predominantes han sido el económico y el ambiental (World Bank, 2003). También para el sector agrario, el foco normativo en el análisis de la percepción de la sostenibilidad ha seguido la misma línea de priorizar los aspectos ambientales y económicos (von Wirén-Lehr, 2001), en detrimiento de los sociales. En este sentido cabe destacar el trabajo de Anand y Sen (1994), que está considerado como el primer estudio sistemático de contribución al concepto del desarrollo sostenible desde la óptica social.

Figura II.1: El triangulo de la sostenibilidad: componentes clave del desarrollo sostenible y su interrelación



FUENTE: Adaptado de Munasinghe (1993).

Más recientemente, una cuarta dimensión ha sido incorporada al esquema anterior. Se trata de la sostenibilidad institucional, propuesta por Lehtonen (2004), que considera el papel de las instituciones (de distinta naturaleza, no necesariamente gubernamentales) como entidades últimas capaces de llevar a cabo las medidas referentes a los tres

primeros pilares. El autor profundiza la propuesta inicial de Anand y Sen (1994 y 2000) y presenta la relación entre el capital social y las instituciones con el desarrollo sostenible. Para Lehtonen (2004), independientemente del proceso adoptado en la selección del conjunto de indicadores de sostenibilidad, bien sea este impositivo (enfoque *bottom-up*) o participativo (enfoque *top-down*), las instituciones siempre deben de considerarse como los actores más importantes de todo el proceso de evaluación de la sostenibilidad. No obstante, el autor argumenta que tanto el enfoque de las capacidades organizativas de las instituciones, por el que aboga, como el del capital social de Anand y Sen (1994), aunque parecen proveer un apoyo analítico a las dimensiones institucional y social del desarrollo sostenible, aún no están en una etapa de aplicación práctica.

Como se verá en la próxima sección de este capítulo, las explotaciones agrarias (escala de análisis adoptada en este trabajo) representan la unidad básica de la sostenibilidad agraria (es decir, son la primera escala de análisis que permite la evaluación de las tres dimensiones de la sostenibilidad) y también constituyen la unidad de gestión en materia de niveles agroecosistémicos (sobre la cual inciden directamente las decisiones de los agricultores y por veces, las políticas públicas orientadas a la gobernanza del sector). De ese modo, debido a ambas características, en lo que se refiere a las dimensiones de la sostenibilidad, en este trabajo apenas se considerarán las tres primeras dimensiones de la sostenibilidad (económica, social y ambiental) y la participación institucional no será interpretará como una cuarta dimensión, sino como el aspecto metodológico de consecución de medidas políticas en la escala de explotación agraria, por lo que no será contemplada en la elaboración de indicadores.

II.2. LA SOSTENIBILIDAD DE LA ACTIVIDAD AGRARIA

Con el fin de obtener productos para el beneficio del hombre, los sistemas naturales sufren transformación y artificialización, parcial o total, lo que lleva al reemplazo de las especies originales, por un conjunto de especies vegetales o animales en proceso de domesticación, que carecen de la capacidad de autoreproducirse y necesitan del aporte de energía externa, ya sea humana, vegetal o fósil (Toledo, 1990). De ese modo, los sistemas naturales se transforman en ecosistemas inestables, manipulados artificialmente, a los cuáles se les denomina *agroecosistemas o sistemas agrarios*, como son: la agricultura, la silvicultura, las praderas artificiales, la acuicultura, etc. (Masera *et al*., 1999). Cada agroecosistema es producto de un determinado modo de producción, en la medida en que se combina de manera específica el trabajo humano, al capital, los

recursos naturales y los medios de producción con el fin de producir, distribuir y reproducir los bienes necesarios en cada momento histórico, para con ello generar bienestar social (González de Molina, 1992). Además, los agroecosistemas presentan naturaleza dinámica puesto que se encuentran constantemente respondiendo a cambios internos y externos (Masera *et al*., 1999).

Históricamente, la evaluación de la sostenibilidad de los agroecosistemas se ha centrado mayormente en la cuantificación de la producción de alimentos y fibras, y hasta cierto punto en el estado y condición del suelo, del agua y de los recursos relacionados (Altieri, 1999). Actualmente en Europa, a partir de la reforma de la PAC de 1992, se empieza a hablar en el terreno de la Política Agraria Común explícitamente del papel multifuncional de la agricultura[15]. La consideración de la naturaleza multifuncional de la agricultura conlleva que a la hora de evaluar la sostenibilidad de un sistema de producción agraria[16] no se debiera hacerlo exclusivamente en base a un criterio económico-financiero, sino que esta evaluación debería ser multicriterio, abarcando los aspectos económicos, sociales y medioambientales de la actividad.

II.2.1. Conceptualización de la sostenibilidad agraria

El debate sobre la sostenibilidad de la agricultura se inició a finales de los años 80, a partir de la publicación del *Informe Brundtland* (van Cauwenbergh *et al*., 2007). En todo caso, de modo similar al término desarrollo sostenible, el concepto de agricultura sostenible no goza de un significado unívoco.

Tal y como pone de manifiesto Hansen (1996), existen dos visiones básicas acerca de la sostenibilidad de la actividad agraria: la sostenibilidad como un enfoque (*"sustainability as an approach"*) o como una propiedad (*"sustainability as a property"*). La primera acepción, de carácter normativo (prescriptivo), surge como respuesta a los impactos negativos generados por la agricultura convencional o química (problemas relacionados con el medio ambiente, la calidad de los alimentos, la supervivencia del mundo rural etc.) y

[15] Es importante destacar que aunque a veces hayan sido manejados de forma indistinta, los conceptos de *sostenibilidad* y *multifuncionalidad* de la agricultura no pueden ser considerados equivalentes, si bien existe cierta concomitancia e interrelación entre ambos. La multifuncionalidad describe la consideración de todas las funciones de los agroecosistemas (económicas, sociales y ambientales) que la sociedad considera como importantes, ampliando el enfoque tradicional de la consideración exclusiva de la función económica como base de políticas sectoriales (Reig, 2003). Por sus características intrínsecas, la multifuncionalidad carece de una dimensión temporal directa o inmediata. La sostenibilidad agraria en cambio, conforma un concepto normativo en la medida que trata de la satisfacción de las preferencias sociales de forma continuada en el tiempo. La creciente consideración de la naturaleza multifuncional de la agricultura puede conllevar a la adopción y aceptación de medidas de política que en última instancia, pueden contribuir a incrementar el bienestar social y a su vez la sostenibilidad de los sistemas agrarios.

[16] En este trabajo, el sistema de producción agraria se entiende como un modelo o forma de hacer agricultura, definido por diversos parámetros de distinta naturaleza (o dimensión) que representan las multifunciones de un agroecosistema: económicos, socioculturales y medioambientales (de Groot *et al*., 2002).

apuesta por la implementación de modos de producción alternativos (agricultura ecológica, agricultura de conservación, agricultura de producción integrada, etc.) como opción ideológica que los seguidores de este enfoque consideran como siendo "más sostenibles". La segunda visión (*"sustainability as a property"*), de carácter positivo (descriptivo), se centra en analizar la capacidad que tienen los sistemas agrarios para satisfacer determinadas necesidades de forma continuada en el tiempo. Bajo esta segunda óptica descriptiva, la sostenibilidad debería de entenderse en buena medida como una construcción social, cambiante en función de las demandas de la ciudadanía (específica por lo tanto, para cada ámbito geográfico y temporal). De ese modo, puede admitirse que un sistema agrario es sostenible cuando las tasas de intercambio entre los objetivos considerados para la evaluación pública de su desempeño (*objetivos económicos*: como el crecimiento del ingreso y el mantenimiento de la estabilidad macroeconómica, *objetivos sociales*: como la equidad o la cobertura de las necesidades básicas, y *objetivos ecológicos*: como la protección de ecosistemas o la regeneración de los recursos naturales) alcanzan valores aceptables para el conjunto de la sociedad (Hediger, 1999; Kates *et al*., 2001; Stoorvogel *et al*., 2004).

Como evidencian Hansen (1996), Smith y McDonald (1998) y Qiu *et al*. (2007), la primera significación presenta ciertas limitaciones que inviabilizan su empleo desde una perspectiva científica[17], por lo que la segunda acepción será la que se adopte en este trabajo. A modo de ejemplo de esta segunda acepción, citamos la definición de agricultura sostenible de Lewandowski *et al*. (1999), adoptada por el Marco SAFE (Sauvenier *et al*., 2006 y van Cauwenbergh *et al*., 2007) y también por este trabajo, según la cuál, *"la agricultura sostenible es la gestión y la utilización de los ecosistemas agrarios de una manera que se mantenga su diversidad biológica, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y capacidad de funcionamiento, de modo que se pueda cumplir (hoy y en el futuro) importantes funciones ecológicas, económicas y sociales a nivel local, nacional y mundial, sin con ello dañar otros ecosistemas"*.

En todo caso, es necesario apuntar que la amplitud del concepto de agricultura sostenible adoptado no está exento de problemas para su formulación operativa. En primer lugar, está la dificultad de determinar qué demandas concretas debe de satisfacer la actividad agraria para ser sostenible a los ojos de la sociedad (en definitiva se trata de la identificación de las preferencias sociales por el bienestar social), cuestión sobre la cuál

[17] Los autores Gómez-Limón y Riesgo (2008) sintetizan estas inconsistencias lógicas, así designadas por Hansen (1996), como: a) La presunción de que las prácticas alternativas de agricultura son más sostenibles que las convencionales sin un análisis cuantitativo que lo avale; b) La extrapolación de formas de producción alternativas a todos los países sin tener en cuenta sus características intrínsecas (una determinada forma de agricultura considerada como sostenible en un país puede no serlo en otro); y c) El rechazo de las prácticas agrarias que presenten cierta similitud con la agricultura convencional, aunque puedan resultar beneficiosas para la sostenibilidad del sistema.

pueden existir multitud de opciones, como se verá en el *Capítulo IV*. En segundo lugar, están los problemas derivados de su carácter temporal y espacial, que serán tratados a continuación. Ambos problemas han dificultado durante largo tiempo el empleo práctico del concepto de sostenbilidad como herramienta operativa para guiar los procesos de desarrollo agrario.

II.2.2. La escala y el período de análisis

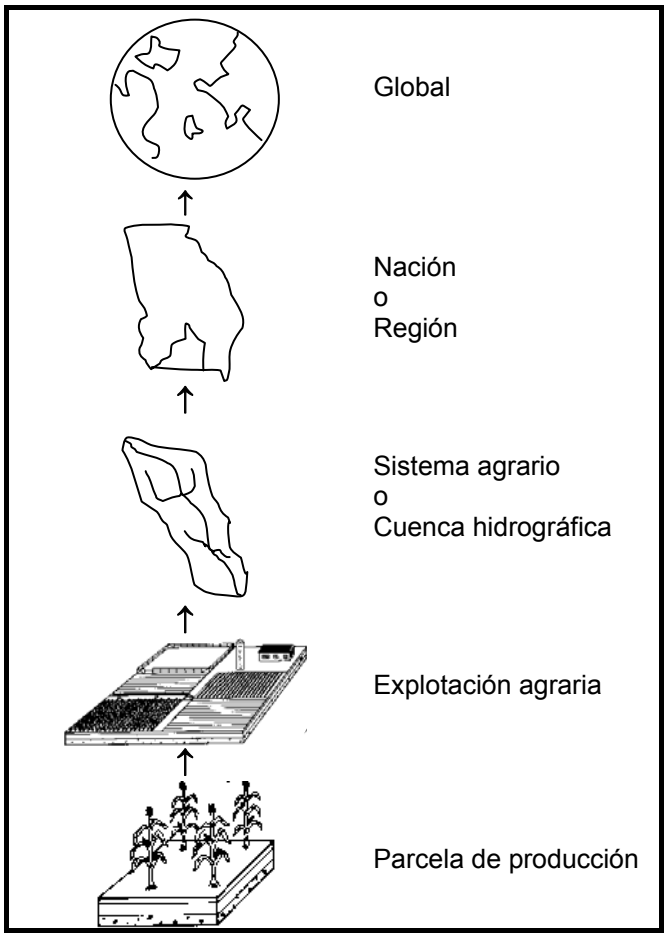
Lynam y Herdt (1989) afirman que el punto crucial a la hora de conceptualizar la agricultura sostenible es la definición de los límites geográficos del sistema agrario que se quiere analizar, así como la especificación del período de tiempo del análisis. Es decir, la agricultura sostenible es un concepto que debe de ser especificado en el espacio y en el tiempo (Zhen y Routray, 2003). En cuanto al problema de delimitación geográfica de los límites del sistema, se trata de definir la *escala espacial del análisis*, a partir de la cuál la sostenibildad pueda ser evaluada. Una vez delimitada la escala, se procede a delimitar *el período de análisis*.

Según Yunlong y Smit (1994), el concepto de sostenibilidad agraria varía en función de *la escala espacial del análisis*. En esta línea, Hart (1984) indica que la definición del concepto de sostenibilidad agraria está condicionada al entendimiento de la agricultura como un sistema jerárquico de niveles agroecosistémicos. Según Lowrance *et al*. (1986), cada nivel jerárquico vendría delimitado por el ámbito espacial de análisis. Por orden creciente de jerarquía, los niveles agroecosistémicos serían: la parcela de producción, la explotación agraria, el sistema agrario (o la cuenca hidrográfica), la región (o la nación) y el mundo (véase la *Figura II.2*).

Idealmente, la evaluación de la sostenibilidad de la agricultura pasaría por evaluar conjuntamente todos los niveles jerárquicos. Sin embargo, dada la imposibilidad de tal análisis global, la mayoría de los estudios adopta un enfoque pragmático, delimitando previamente el nivel jerárquico, los límites geográficos de dicha unidad de análisis y las características estructurales más adecuadas para cada caso. En este sentido conviene decir que, como evidencian Smith y McDonald (1998), cada uno de esos niveles jerárquicos presenta restricciones características propias que conforman los umbrales de la sostenibilidad que se puede analizar a cada nivel. Es decir, a cada nivel jerárquico analizado, en función de sus restricciones intrínsecas, sólo será posible contemplar un componente distinto de la sostenibilidad.

De forma resumida, según Smith y McDonald (1998) y Lowrance *et al*. (1986), estos componentes serían: la sostenibilidad agronómica en la parcela de producción (donde la sostenibilidad se resume a mantener o aumentar la productividad agraria, siendo esta directamente afectada por restricciones de índole agronómica - erosión, enfermedades, plagas, *inputs* de producción etc.); la sostenibilidad microeconómica en la explotación agraria (restricciones microeconómicas), la sostenibilidad ecológica en el sistema agrario o en la cuenca hidrográfica (restricciones ecológicas) y la sostenibilidad macroeconómica en la región, nación o mundo (restricciones macroeconómicas, principalmente políticas económicas). De ese modo, la elección de la escala de análisis representa un factor clave en la evaluación de la sostenibilidad de la agricultura y constituye uno de los principales motivos que justifican la existencia de innumeras definiciones y metodologías de evaluación de la sostenibilidad en ese ámbito.

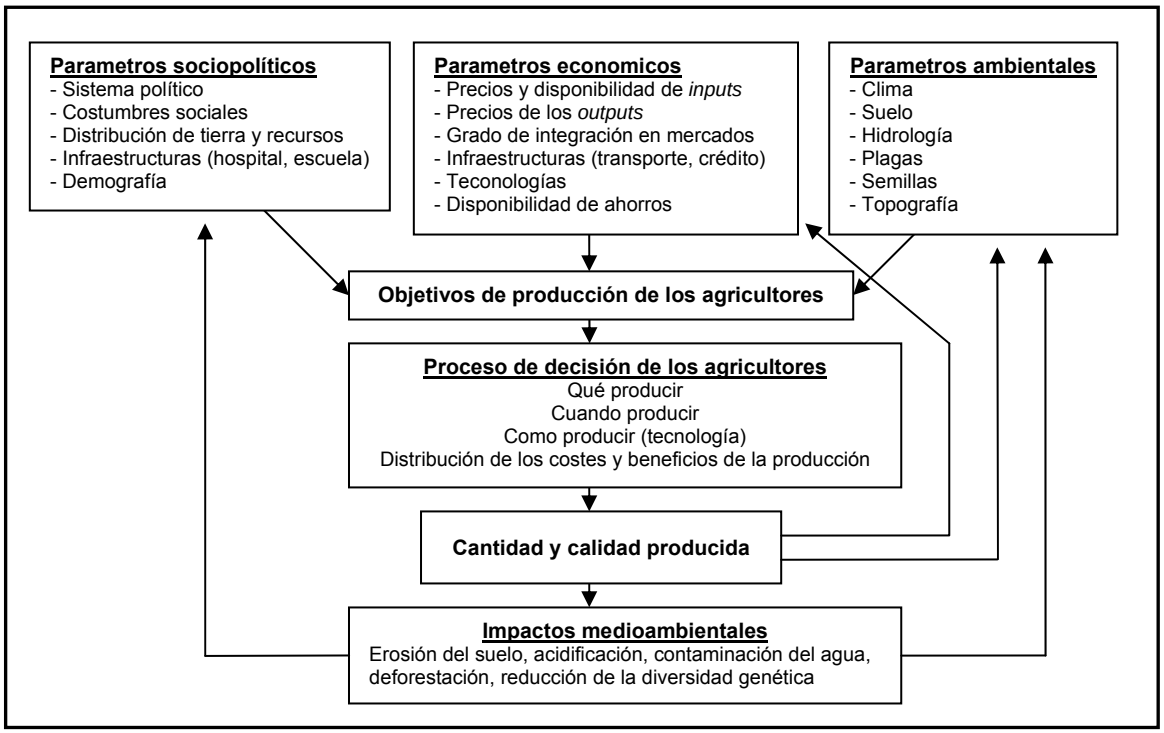
Figura II.2: La jerarquía de los agroecosistemas



FUENTE: Adaptado de Hart (1984).

Concretamente en el nivel agroecosistémico de la explotación agraria, ocurre el proceso de toma de decisiones por parte de los agricultores, quienes deben asignar los recursos que disponen entre los diferentes cultivos o parcelas que poseen (véase la *Figura II.3* a continuación). Las consiguientes asignaciones de recursos humanos y financieros a menudo conllevan la transferencia de energía y nutrientes a lo largo del sistema de producción. De ese modo, el nivel jerárquico de la explotación agraria constituye la primera escala de análisis donde se integran los aspectos ambientales, económicos y sociales, por lo que constituye la primera escala adecuada para la evaluación de la sostenibilidad de la agricultura (Izac y Swift, 1994). Además, la explotación agraria está considerada como la unidad básica de gestión en la jerarquía de niveles agroecosistémicos (Smith y McDonald, 1998), sobre la cual pueden incidir directamente las políticas públicas orientadas a la gobernanza del sector (Payraudeau y van der Werf, 2005; van Passel *et al*., 2007). Ambos motivos (consideración de la explotación agraria como unidad de gestión y unidad básica de la sostenibilidad) justifican que ésta sea la escala de análisis adoptada en esta investigación para el análisis empírico de la sostenibilidad agraria.

Figura II.3: Proceso de toma de decisiones en la agricultura a nivel de de explotación agraria



FUENTE: Izac (1993).

Por otro lado, a partir de la escala adoptada, debe determinarse *el período de análisis* para el estudio de la sostenibilidad. Efectivamente, como señalan Lynam y Herdt (1989), Harrington, (1992) y Hansen (1996), la interpretación de la sostenibilidad como la capacidad de una sociedad de preservar sus niveles de consumo o bienestar de cara a las generaciones futuras (equidad intergeneracional), presenta una dimensión temporal que demanda, durante el proceso de evaluación de la sostenibilidad, el análisis de la producción futura de bienes y servicios por parte de la actividad agraria, circunstancia que en última instancia, como expresa Conway (1994), no puede observarse en un marco temporal de intervención razonable en la medida que es imposible realizar experimentos científicos o políticas sectoriales a tan largo plazo. De ese modo, en la práctica, se opta por calcular los indicadores de sostenibilidad con periodicidad anual y así, a partir de la obtención de una serie de mediciones consecutivas, se procede a realizar un análisis dinámico para identificar las posibles tendencias de los indicadores en el tiempo. De igual modo, para la evaluación de la sostenibilidad a nivel de explotaciones agrarias, se recomienda que las mediciones de los indicadores se realicen a lo largo de múltiples cosechas (Rao y Rogers, 2006).

Como veremos en el *Capítulo IV*, esta recomendación si aplicada a algunos de los indicadores de sostenilbilidad empleados en esta investigación, otorgaría un mayor entendimiento de la sostenibilidad de las explotaciones a lo largo del tiempo. No obstante, debido a aspectos meramente logísticos y operativos que imposibilitan la realización de esta investigación a tan largo plazo, en este trabajo se ha adoptado el año agronómico como el período de análisis.

II.3. EVALUACIÓN DE LA SOST ENIBILIDAD AGRARIA: LO S INDICADORES Y LOS ÍNDICES DE SOSTENIBILIDAD

II.3.1. Los indicadores de sostenibilidad

II.3.1.1. Introducción

Junto a la creciente popularización del debate sobre la definición del desarrollo sostenible ocurrida a partir de la publicación del *Informe Brundtland*, ciertos criterios de orden procedimental también han ganado importancia. En términos prácticos, el desarrollo sostenible se percibe menos como un resultado final y más como una senda a perseguir. Por lo tanto, se pone el mayor énfasis sobre los factores que influyen en la toma de

decisiones como por ejemplo: la cultura organizativa, la disponibilidad de información, la racionalidad de la toma de decisiones y la utilización de herramientas de evaluación de la sostenibilidad (Ebert y Welsch, 2004).

Al objeto de evaluar cuantitativamente la sostenibilidad de la agricultura, según evidencian Hansen (1996) y Smith y McDonald (1998), se han desarrollado cuatro tipos de enfoques metodológicos:

1) *Indicadores e índices de sostenibilidad*. Enfoque basado en la interpretación de la sostenibilidad como una propiedad intrínseca que presentan los sistemas agrarios de satisfacer las preferencias sociales que pueden ser medidas de forma aproximada mediante indicadores e índices de sostenibilidad. La principal ventaja de este enfoque consiste en hacer operativo el concepto de sostenibilidad agraria, permitiendo medirlo, aunque de forma aproximada y no exenta de críticas. La principal desventaja de este enfoque recae en la dificultad para diagnosticar las causas de insostenibilidad así como evaluar los efectos de las intervenciones propuestas (Smith y McDonald, 1998). No obstante, respecto a esta última dificultad, aunque para un horizonte temporal relativamente corto, nuevos estudios procuran incluir la dimensión temporal de la sostenibilidad en el enfoque de indicadores e índices, para con ello lograr identificar las demandas sociales a lo largo del tiempo.

2) *Tendencias temporales*. Este conjunto de metodologías analiza la sostenibilidad en términos de identificación de tendencias de cambios (dirección y grado) en las propiedades del sistema a lo largo del tiempo. Pese a considerar el aspecto temporal de la sostenibilidad, este enfoque presenta dos inconvenientes: a) la dificultad de inferir cambios en los niveles de sostenibilidad mediante estadísticas y series temporales, dado el poco tiempo de existencia del concepto de sostenibilidad agraria así como la ausencia de consenso sobre los métodos de su medición y b) la falta de capacidad para determinar la sostenibilidad (o insostenibilidad) de los sistemas en los casos en que los *inputs* y los *outputs* sufran aumento (o reducción) a la vez (Monteih, 1990). Por último, distinto del primer enfoque de indicadores e índices, este enfoque y los dos siguientes, pese a consideraren el aspecto temporal de la sostenibilidad, no contemplan la inclusión de las necesidades y demandas sociales en la evaluación que realizan.

3) *Resilencia y sensibilidad*. Enfoque basado en la capacidad de un sistema en mantenerse 'sostenible' a lo largo del tiempo. El significado de 'sostenible' para este enfoque no goza de consenso unívoco, variando entre los autores desde la

manutención de la capacidad productiva (Blaikie y Brookfield, 1987; Lynam y Herdt, 1989; Jodha, 1990), la agricultura como principal uso de la tierra (Hamblin, 1992), el tiempo de existencia del sistema agrario (Hildebrand, 1990) hasta la capacidad de superar sucesos inesperados (Conway, 1985; Conway y Barbier, 1990; Altieri, 1987). De ese modo, la mayor dificultad de este enfoque consiste en la obtención de una medición adecuada de ambos atributos, resilencia y sensibilidad, para el sistema agrario analizado (Smith y McDonald, 1998).

4) *Simulación*. Los modelos de simulación de la dinámica del suelo y los cultivos también pueden utilizarse para la evaluación de la sostenibilidad cuando son desarrollados para evaluar los impactos de diferentes alternativas de intervención a largo plazo (Hansen y Jones, 1996). La limitación de este enfoque recae en la capacidad de los modelos de simulación de prever el comportamiento futuro de sistemas tan complejos como los agrarios.

Por otro lado, aunque inicialmente no relacionadas de forma directa con la agricultura como la clasificación anterior, van Cauwenbergh *et al*. (2007) y Ness *et al*. (2007) enumeran algunas herramientas empleadas para la evaluación de la sostenibilidad de sistemas productivos mediante indicadores: la Evaluación del Ciclo de Vida (*Life Cicle Assessment - LCA*), el Análisis Coste-Beneficio (ACB), la Evaluación de Impactos Ambientales (EIA), los Estándares de Sostenibilidad con Principios, Criterios e Indicadores (PC&I), entre otros. Pese a que las cuatro herramientas listadas puedan llegar a emplear los mismos indicadores de sostenibilidad, se distinguen claramente por el procedimiento de cálculo y el campo de aplicación (Baelemans y Muys, 1998). Concretamente la técnica PC&I está considerada como la más universal y versátil de todas. Se compone de una lista temática y estructurada de forma jerárquica de principios y criterios, que a su vez se corresponden con una lista de indicadores. Esta técnica ha sido aplicada en distintas áreas, tales como la evaluación de políticas públicas y la ecocertificación (Holvoet y Muys, 2004), o como una herramienta genérica para asuntos específicos de sostenibilidad, como el manejo forestal sostenible (Lammerts van Bueren y Blom, 1997; CIFOR, 1999). Recientemente, Sauvenier *et al*. (2006) y van Cauwenbergh *et al*. (2007) adaptaron el marco PC&I realizado por Lammerts van Bueren y Blom (1997) para evaluar la sostenibilidad de la agricultura. La principal ventaja que presenta esta nueva aplicación de la técnica PC&I consiste en la posibilidad de diseñar y seleccionar indicadores de sostenibilidad para cada una de las tres dimensiones de la sostenibilidad agraria, mediante una estructura jerárquica de aplicación fácil, lógica y coherente, respaldando asimismo, un proceso completo e integrado de evaluación de la sostenibilidad de la agricultura.

II.3.1.2. Definición de indicadores de sostenibilidad y criterios básicos de empleo

Según la OECD (1993), de forma general, un indicador es un parámetro que identifica y proporciona información ("*un instrumento que indica algo"*) acerca de un proceso, medioambiente o área, con un significado que se extiende más allá del valor directamente asociado al parámetro. Un indicador cuantifica y simplifica un fenómeno, facilita el entendimiento de realidades complejas e informa sobre cambios en un sistema. Según Claverias (2000), los indicadores pueden ser cuantitativos o cualitativos. Los indicadores cuantitativos (u objetivos) son aquellos cuantificables de forma exacta o generalizable, pudiendo ser de medida directa o indirecta (*proxy*). A su vez los indicadores cualitativos (o subjetivos) hacen referencia a información basada en percepciones subjetivas de la realidad cuando esta es difícilmente cuantificable. Tradicionalmente, el empleo de indicadores como medidas de aspectos económicos y sociales ya cuenta con análisis teóricos suficientemente contrastados y susceptibles de aplicación empírica. Por ejemplo, Briz (2004) realiza una selección de indicadores de sostenibilidad urbana. Sin embargo, la definición de indicadores agroambientales está algo menos desarrollada, aunque ha contado con importantes avances a lo largo de la última década (Bell y Morse, 2008).

Respecto a la aplicación de indicadores para la evaluación de la sostenibilidad, como ya mencionado anteriormente, desde que por primera vez el PNUMA se encargará de establecer el primer conjunto de indicadores de sostenibilidad en 1995, la idea de emplear un conjunto de indicadores como forma de medir la sostenibilidad ha ganado en popularidad, y actualmente se observa varios gobiernos y agencias que dedican sustanciales recursos para el desarrollo e implementación de indicadores de sostenibilidad. Actualmente, la importancia de disponer de indicadores de sostenibilidad radica en la posibilidad de proporcionar a los responsables políticos un instrumento mediante el cual se presente la información, de manera concisa y representativa, de forma que pueda ser entendida y usada fácilmente como base del proceso de toma de decisión política (Moldan y Dahl, 2007).

Frecuentemente, los procesos de selección de indicadores para la evaluación de la sostenibilidad redundan en un conjunto formado por una larga lista de indicadores. Como indica Rigby *et al*. (2000), el equilibrio en el número de indicadores es un factor que merece especial atención. El autor sugiere evitar el empleo de indicadores que sean el desdoblamiento de otros para con ello obtener una lista final con el menor número de indicadores posible y aún así, capaz de abordar los principales aspectos de la

sostenibilidad del sistema que se quiera analizar. El análisis conjunto de los resultados de un gran número de indicadores simples conlleva cierto grado de dificultad que no debe ser subestimado. Y por otro lado, en la etapa de agregación de indicadores simples para la elaboración de indicadores sintéticos, un conjunto amplío formado por indicadores muy correlacionados, que directa o indirectamente midan lo mismo, puede inducir al problema de doble contabilidad, que si bien puede ser identificado mediante determinados análisis estadísticos, debe ser evitado mediante una cuidadosa y equilibrada selección inicial de indicadores simples (Nardo *et al*., 2005b).

Además del factor equilibrio, el conjunto de indicadores seleccionado debe de cumplir algunos principios generales (o criterios de selección). Distintos autores han propuesto los requisitos básicos de selección de indicadores de sostenibilidad (OCDE, 1993 y 1999a; Mitchell *et al*., 1995; Romstad, 1999; NRC, 2000), sin con ello proveer las líneas prácticas de su operacionalización. Por eso, como se detallará en el *Capítulo IV*, en este trabajo se han seguido los siete principios[18] de selección de indicadores propuestos por Sauvenier *et al*. (2006). Cabe decir, que la selección de indicadores con base en estos principios no constituye un fin *per se*, sino que hace parte del marco metodológico de evaluación de la sostenibilidad propuesto por estos autores y adoptado en este trabajo.

Resulta evidente que la utilidad de seleccionar un conjunto de indicadores, depende en última instancia de la existencia de un modelo conceptual que guíe todo el proceso de evaluación (Antequera, 2005). A continuación, se describen los principales marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores, incluido el marco adoptado en este trabajo.

II.3.1.3. Marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores

Como ya se ha mencionado anteriormente, existe un encendido debate acerca de si es posible encontrar una definición operativa del concepto de desarrollo sostenible. Algunos autores parten de la posibilidad de definición a través de la medición por indicadores de sostenibilidad, mientras que otros defienden la postura contraria ante las dificultades que plantea la evaluación cuantitativa del concepto (Norgaard, 1985). La realidad demuestra que la proliferación de conjuntos de indicadores de sostenibilidad y modelos de análisis

[18] De forma resumida, los siete principios de selección de indicadores de sostenibilidad agraria que hacen parte del marco metodológico de evaluación de la sostenibilidad propuesto por Sauvenier *et al*. (2006) son: 1) Sensibilidad a los cambios espacio-temporales; 2) Base analítica sólida; 3) Mensurabilidad; 4) Transparencia; 5) Relevancia política; 6) Posibilidad de transferencia; y 7) Relevancia para la sostenibilidad del sistema en cuestión.

durante los años 90, a raíz de los trabajos del PNUMA, y los consiguientes retos que se presentaban en las etapas de selección de indicadores (Bossel, 2001 y von Wirén Lehr, 2001), han sido el factor determinante en la búsqueda creciente y uso recurrente de marcos de referencia que contribuyeran a mejorar el enfoque, clarificar las medidas a realizar y los indicadores a utilizar (Pintér *et al*., 2005). En definitiva, como de hecho aboga la actual Estrategia de la UE para el Desarrollo Sostenible, se hacia necesario emplear marcos que guiaran todo el proceso de evaluación de la sostenibilidad, incluida la selección de indicadores entendida como una de las etapas del proceso. A partir de ahí, en función del enfoque de partida (modelos de sostenibilidad débil o fuerte), se han desarrollado distintos marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad que en muchos casos pueden llegar a ser complementarios.

De forma objetiva, los marcos metodológicos de medición de la sostenibilidad mediante indicadores son desarrollos teóricos que plantean estructuras analíticas flexibles que sirven para fundamentar el proceso de evaluación de la sostenibilidad de una actividad, donde se incluyen las etapas de elección, diseño e interpretación de indicadores, así como la organización de datos y la comunicación de los resultados (Bell y Morse, 2008). De ese modo, dichos marcos constituyen la base lógica que permite guiar el proceso de evaluación del grado de sostenibilidad de la actividad analizada además de propiciar resultados capaces de guiar el desarrollo de políticas y programas (Smith y McDonald, 1998).

En este sentido debe comentarse que la práctica totalidad de marcos metodológicos desarrollados hasta la fecha está en línea con los Principios de Bellagio[19] (Hardi y Zdan, 1997) para la evaluación de la sostenibilidad. Según estos principios, resulta evidente que el conjunto de indicadores a seleccionar para dicha evaluación no debe de ser un fin en si mismo, sino parte de un proceso de evaluación. Así, sin la consideración de un marco metodológico, cualquier selección de indicadores deriva en un proceso de evaluación *ad hoc* incompleto, basado en la experiencia o interés investigativo de los autores, que puede resultar denso en algunas áreas del análisis, y difuso o simplemente ignorante en otras (Bossel 1999).

Cualquier marco metodológico parte de la adopción de un determinado tipo de modelo conceptual a partir del cuál se procura analizar la realidad observada (Hardi y Zdan,

[19] Los diez Principios de Bellagio surgieron como resultado del debate científico llevado a cabo en la Conferencia sobre "Medida del Desarrollo Sostenible", organizada por el Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible (IISD), y celebrada en 1996 en la ciudad italiana de Bellagio. Dicho debate se centraba en la necesidad de que cualquier proceso de medida y evaluación de la sostenibilidad debería de guiarse por una visión operativa del desarrollo sostenible basada en objetivos claros, sobre la base de un enfoque comprehensivo y holístico. El compendio de los resultados de la Conferencia (los Principios de Bellagio) fue publicado en el año siguiente por Hardi y Zdan (1997). Dicha publicación consiste en una de las pocas declaraciones oficiales que sientan una base conceptual teórica acerca de las condiciones a tener en cuenta en el diseño de indicadores de sostenibilidad.

1997). Como expresa Kammerbauer (2001), en función del modelo conceptual que adopten, los marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores pueden ser clasificados en tres tipos:

a) Marcos analíticos: marcos basados en modelos causales, es decir, en un proceso analítico que procura identificar las relaciones de causa y efecto del sistema.

   Este enfoque parte del supuesto de que el sistema ambiental provee los recursos naturales para los procesos de producción y asimila los desechos de la producción y del consumo. Así, el paradigma que debe regir esta interacción es el uso racional de dichos recursos naturales. La operatividad de la sostenibilidad dentro de estos marcos analíticos consiste en la aplicación de un modelo de estímulo-estado-reacción, es decir, un modelo causal. Bajo esta conceptualización se diseña un menú de cadenas de causa-efecto-respuesta del sistema, a partir del cuál se originan los indicadores de sostenibilidad. Estos indicadores permiten un seguimiento y evaluación del proceso, es decir en qué dirección cambian las estructuras y las funciones de los ecosistemas. Sin embargo, este marco presenta algunas limitaciones como por ejemplo: los valores de los umbrales de los indicadores no pueden ser establecidos mediante criterios científicos-ecológicos, la existencia de factores exógenos físicos y biológicos azarosos que ejerzan influencia sobre el sistema pero que sean difíciles de predecir, o la identificación de las complejas relaciones ecológicas entre las especies (Kammerbauer, 2001 y Mangel *et al*., 1993).

   Como ejemplos de marcos metodológicos de diseño y análisis de indicadores bajo el enfoque analítico pueden listarse los marcos: IICA (De Camino y Müller, 1993), PSR (OECD, 1993), DPSIR (EEA, 1995 y Holten-Andersen *et al*., 1995) y Enfoque de Sistemas (Müller, 1997a), además de las experiencias sectoriales como el Marco CIFOR (CIFOR, 1999).

b) Marcos sistémicos: marcos basados en modelos sistémicos que propician una interpretación sistémica del sistema.

   En este enfoque, el sistema económico-social se interpreta como parte integrante del ecosistema, por lo que las reglas ecológicas determinan las reglas económicas y sociales. El supuesto es que la complejidad ambiental no permite que el ser humano entienda el funcionamiento de los sistemas en su totalidad. Se reconoce la inexistencia de suficientes conocimientos científicos sobre estos sistemas abiertos, cuyos procesos de evolución, por ser inciertos, dinámicos y en parte irreversibles, están fuera del alcance del razonamiento humano. Esta ignorancia y la incertidumbre

llevan a dar prioridad a las "reglas de dedo" (O'Connor, 1994), es decir, en lugar de tener mediciones exactas se busca identificar los principios generales (o atributos de carácter fundamental) de los ecosistemas y los respectivos impactos humanos mediante mapas sistémicos (Conway, 1994). A diferencia de los marcos analíticos que emplean modelos causales, los marcos sistémicos emplean modelos de relaciones sistémicas (Álvarez-Arenas, 2008).

En los marcos sistémicos, los indicadores de sostenibilidad derivan de los puntos críticos que hayan sido identificados para cada uno de los principios del agroecosistema de estudio. Como la complejidad de los agroecosistemas suele ser difícil de medir, el resultado de este razonamiento sistémico suele generar indicadores mayormente cualitativos (van Cauwenbergh *et al*., 2007) agregados en indicadores sintéticos, como por ejemplo: los índices de impacto ambiental y capacidad de carga (Ehrlich y Holdren, 1971), la mochila ecológica (Schmidt-Bleek, 2004), la huella ecológica (Wackernagel y Rees, 1996), los balances energéticos (Schroll, 1994) y los índices del Proyecto INSURE (Caratti *et al*., 2005).

c) Marcos normativos: marcos basados en modelos jerárquicos, donde los objetivos para lograr un contenido disciplinario específico se presentan listados de forma jerárquica.

Bajo este enfoque, el concepto de sostenibilidad postula un acercamiento multidimensional considerando los aspectos ambientales, económicos y sociales. Kammerbauer (2001) considera que la opción de separar la sostenibilidad en dimensiones es una aproximación normativa para definir objetivos o metas de sostenibilidad en sectores económicos o unidades productivas. El marco normativo sigue los pasos de una planificación orientada a objetivos, en la que éstos aparecen frecuentemente listados de forma jerárquica (modelos jerárquicos). La ventaja de este procedimiento es su aspecto participativo, que permite el intercambio de información entre los actores involucrados incluyendo los especialistas científicos. Las estrategias de cambio resultantes de estos marcos suelen resultar en recomendaciones políticas para el manejo y distribución de los recursos. Los indicadores se derivan tanto de relaciones causa-efecto (típicas de los marcos analíticos) como del establecimiento de principios generales (derivados del análisis sistémico). Conjuntamente con el marco analítico, el marco normativo ha sido uno de los más empleados en la literatura de indicadores de sostenibilidad (Nathan y Reddy, 2008).

Algunos ejemplos de marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad

pertenecientes a esta categoría normativa son: el análisis de agroecosistemas de Conway (1994), el Marco FESLM (Smyth y Dumanski, 1993), el Marco MESMIS (Masera *et al*., 1999 y López-Ridaura *et al*., 2005), el marco propuesto por Bossel (2001), el Marco SAFE (Sauvenier *et al*., 2006 y van Cauwenbergh *et al*., 2007) y los Indicadores de los Objetivos de Desarrollo del Milenio de la ONU (2008).

Respecto a la aplicación de marcos normativos para evaluar la sostenibilidad de la actividad agraria, varios han sido los marcos propuestos. Von Wirén-Lehr (2001) pese a dividir los marcos metodológicos solamente en analíticos (denominados por el autor como *"means oriented"*) o normativos (*"goal oriented"*), realiza una exhaustiva revisión de siete marcos normativos aplicados a la agricultura y llega a la conclusión de que todavía hay una discrepancia en la práctica de la valoración de las dimensiones de sostenibilidad y que faltan líneas directrices para la formulación de estrategias. Al mismo tiempo, para desarrollar los indicadores de sostenibilidad en sistemas agrarios, el autor sugiere la aplicación de los principios generales de selección de indicadores propuestos por Mitchell *et al*. (1995).

El mayor desafío de los marcos normativos aplicados a la agricultura consiste en la sistematización del procedimiento y en la institucionalización de los procesos de planificación, desde los niveles locales hasta el nivel nacional (Kammerbauer *et al*., 2001). Por otro lado, como señala Bossel (1999), algunos marcos normativos son demasiado específicos en lo que concierne a la escala y el período de análisis, llegando a veces a priorizar ciertas dimensiones de la sostenibiildad en función de intereses políticos, por lo que no pueden ser aplicados a otras regiones distintas de las originales.

En la *Tabla II.2* a continuación, se listan las principales aportaciones en términos de marcos metodológicos de medida de la sostenibilidad mediante indicadores, desarrollados al amparo de las teorías (sostenibilidad débil o fuerte) y modelos (analíticos, sistémicos o normativos) anteriores y que presentan aplicaciones a la agricultura. Los marcos listados aparecen diferenciados por sus características intrínsecas definidas por Dhakal (2002):

(a) El enfoque adoptado para interpretar la sostenibilidad: analítico, sistémico o normativo;

(b) La dimensión de la sostenibilidad evaluada: económica, ambiental, social o institucional;

(c) El período de evaluación de la sostenibilidad: *ex-post* (para evaluaciones de períodos

pasados o actuales) o *ex-ante* (para las predicciones);

(d) La escala de análisis: parcela de producción, explotación agraria, sistema agrario (o cuenca hidrográfica), región (o nación) y global;

(e) Proceso de selección de indicadores: *top-down* (para la selección mediante agentes externos) o *bottom-up* (para los procesos de selección participativos);

(f) La integración de indicadores para la obtención de índices: ausencia de integración, integración mediante gráficos AMOEBA o integración con la obtención de índices;

(g) Los evaluadores: agentes que llevan a cabo el proceso de evaluación de indicadores;

(h) Grado de utilización: aplicaciones empíricas del marco metodológico en cuestión.

Tabla II.2: Comparación de los principales marcos metodológicos de evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores

MARCO	ENFOQUE	DIMENSIÓN EVALUADA	PERÍODO DE EVALUACIÓN	ESCALA DE ANÁLISIS	PROCESO DE SELECCIÓN DE INDICADORES	INTEGRACIÓN (OBTENCIÓN DE ÍNDICES)	EVALUADORES	GRADO DE UTILIZACIÓN Y EJEMPLOS DE APLICACIONES EMPÍRICAS
FESLM (1993)	Normativo (orientado a objetivos)	Económica Ambiental	*ex-post*	Nacional	*Bottom-up*	No integra (pero de fácil implementación)	Consultor ext. Actores locales	Alto. Gameda y Dumanski (1994); Latham (1994); Hamblin *et al*. (1996); Gomez *et al*. (1996); Gameda *et al*. (1997) y Vanloon *et al*. (2005).
IICA (1993)	Analítico (relación causa-efecto)	Económica Ambiental	*ex-post*	Institucional	*Top-down*	No integra	Consultor ext.	Bajo.
PSR y DPSIR (1994 y 1995)	Analítico (relación causa-efecto)	Ambiental	*ex-post*	Nacional Regional	*Bottom-up*	Índice Agregado	Consultor ext.	Alto (poca sistematización). OCDE (OCDE, 1999a, 1999b y 2001) y el Proyecto IRENA (EEA, 2005 y EEA, 2006).
CIFOR (1999)	Normativo (orientado a objetivos)	Económica Ambiental	*ex-post*	Nacional Regional	*Top-down Bottom-up*	No integra	Consultor ext. Actores locales	Alto (con sistematización). Estudios sectoriales (manejo de bosques).
MESMIS (1999)	Normativo (orientado a objetivos)	Económica Ambiental Social	*ex-post ex-ante*	Sist. Agrario Explot. Agraria	*Bottom-up*	Integra (uso de gráficos AMOEBA)	Consultor ext. Diversos sectores	Muy alto (con sistematización). Principalmente en pequeñas comunidades campesinas de América Latina.
INSURE (2005)	Sistémico	Económica Ambiental Social Institucional	*ex-post*	Regional	*Top-down*	Integra (uso de gráficos de pizza)	Consultor ext.	Bajo. Predominantemente trabajos de consultoria.
SAFE (2007)	Normativo (orientado a objetivos)	Económica Ambiental Social	*ex-post*	Sist. Agrario Explot. Agraria Parcela	*Top-down Bottom-up*	Integra	Consultor ext. Actores locales	Desconocido (marco muy reciente).

FUENTE: Elaboración propia.

A continuación se hará una breve descripción de los marcos listados en la *Tabla II.2*. Para un análisis en mayor profundidad de las principales metodologías para elaborar indicadores de sostenibilidad desde las perspectivas débil o fuerte, se pueden encontrar extensas revisiones en Rennings y Wiggering (1997), Pearce y Atkinson (1993, 1995), Pearce *et al*. (1996) y Faucheux y O´Connor (1998), entre otros.

- Marco metodológico FESLM. El Marco de Evaluación del Manejo Sostenible de Tierras (*Framework for Evaluating Sustainable Land Management - FESLM*) desarrollado por Smyth y Dumanski (1993) para la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), propone una estrategia de análisis integral de los sistemas de manejo de tierras agrarias, que pese a tener un claro sesgo medioambiental hacia la prevención de la degradación del suelo, incluye también aspectos económicos y sociales que determinan el sistema de manejo. Operativamente, se sugiere una estructura jerárquica con cinco pasos o niveles. Los cinco niveles del FESLM son: *productividad* (mantener o aumentar la producción de servicios), *seguridad* (reducir el nivel de riesgo de producción), *protección* (proteger el potencial de recursos naturales, prevenir la degradación del suelo y preservar la calidad del agua), *viabilidad* (presentar viabilidad económica) y *aceptabilidad* (presentar aceptación social). Los primeros dos niveles (*productividad* y *seguridad*) están orientados a la definición y caracterización del sistema que se quiere evaluar, de las prácticas de manejo involucradas y de la escala espacio-temporal de la evaluación. En los siguientes tres niveles (*protección*, *viabilidad* y *seguridad*) se identifican los factores que afectan la sostenibilidad del sistema, así como los criterios que se usarán para analizarlos y, finalmente, se definen los indicadores que serán monitoreados, con sus respectivos umbrales o valores críticos (Smyth y Dumanski,1993).

  Este marco constituye uno de los más importantes esfuerzos a escala internacional dirigido a la evaluación de la sostenibilidad agraria. Ha sido largamente aplicado a diferentes estudios de caso, desde la escala nacional para el que fue diseñado (Gameda y Dumanski, 1994; Latham, 1994; Hamblin *et al*., 1996) hasta aplicaciones a la escala de explotaciones agrarias (Gomez *et al*., 1996; Gameda *et al*., 1997 y Vanloon *et al*., 2005).

- Marco metodológico IICA. El marco desarrollado por De Camino y Müller (1993) y perfeccionado por Müller (1997b) para el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) propone una metodología analítica para la derivación de

indicadores a partir de una extensa revisión bibliográfica sobre el concepto de sostenibilidad y sus diferentes variaciones. A partir de esta revisión se definen cuatro categorías de análisis: (a) la base de recursos del sistema; (b) la forma de operación del sistema; (c) otros recursos exógenos al sistema (de entrada o salida) y (d) la operación de otros sistemas exógenos (de entrada o salida). Pese a que la propuesta de los autores para la obtención de indicadores sea consistente, no sugiere ninguna estrategia para el análisis e integración de los resultados arrojados por dichos indicadores. Por este motivo la aplicabilidad de este marco ha sido escasa, y en el caso de las explotaciones agrarias, prácticamente inexistente (Martín-Palmero *et al*., 2004).

- Marcos metodológicos PSR y DPSIR. Los marcos PSR y DPSIR constituyen los marcos analíticos más empleados en la literatura de indicadores de sostenibilidad (Nathan y Reddy, 2008). El Marco PSR (*Presure-State-Response* en inglés), desarrollado por el estadístico canadiense Anthony Friend en los años 70 y adoptado como propio por la OCDE (1993), clasifica los indicadores en las categorías Presión, Estado y Respuesta. Según la OCDE (1993), la causalidad inherente al Marco PSR se interpretaría de la siguiente forma: las actividades humanas ejercen presiones sobre el medioambiente (*presión*), modificando la calidad y cantidad de los recursos naturales (*estado*) y entonces, la sociedad responde a estos cambios con políticas medioambientales, económicas y sectoriales (*respuesta*). A su vez, el Marco DPSIR (*Driving forces-Presure-State-Impact-Response* en inglés), desarrollado por la Agencia Europea de Medioambiente (EEA, 1995 y Holten-Andersen *et al*., 1995), añade al Marco PSR dos nuevas categorías: Fuerzas motrices e Impacto. Algunas evoluciones y variaciones del Marco DPSIR descritas por Jesinghaus (1999) incluyen el Marco DSR (ONU, 1996). En todos los marcos anteriores, los indicadores se interrelacionan entre si mediante una relación de causa y efecto.

  Respecto a la aplicación de los marcos PSR y DPSIR a la agricultura, pueden citarse las iniciativas de desarrollo de indicadores agroambientales de la OCDE (1999a, 1999b y 2001) y el Proyecto IRENA (EEA, 2005 y 2006).

  A nivel europeo, el Proyecto IRENA (*Indicators Reporting on the Integration of Environmental Concerns into the Agricultural Policy*) ha sido la mayor contribución originada mediante el empleo del Marco DPSIR al ámbito agrario. Coordinado por la Agencia Europea de Medio Ambiente, cuenta con una lista de 35 indicadores agroambientales diseñados bajo el Marco DPSIR para el seguimiento de la integración de las consideraciones medioambientales en la política agraria de la UE-

15. Los indicadores IRENA además de permitir examinar las interconexiones existentes entre ellos, posibilitan la elaboración de informes de evaluación de la integración del medio ambiente en la PAC. Uno de los objetivos del Proyecto IRENA consistía en incluir los 35 indicadores en los nuevos programas de la PAC para el período 2007-2013 (Arroyos, 2007). Pese a su escala nacional, algunos de los indicadores agroambientales del Proyecto IRENA son de posible medición a nivel de explotación agraria, por lo que fueron seleccionados como indicadores ambientales de este trabajo.

Concretamente para el análisis de la sostenibilidad en la escala de la explotación agraria, la aplicación de las metodologías PSR o DPSIR es muy limitada y poco habitual (Rao y Rogers, 2006). Esto se debe a que ambos marcos fueron desarrollados para su empleo en escalas macroeconómicas (regional, nacional o transnacional). Si aplicados en la escala de explotaciones agrarias, donde la mayor parte de los componentes del marco viene impuesta al agricultor por parte de la sociedad, la mayoría de los indicadores seleccionados seria clasificada como siendo únicamente de presión, es decir, identificarían apenas algunas partes del sistema de producción, como por ejemplo el aporte de pesticidas o fertilizantes (Bockstaller *et al*., 1997). De ese modo, prácticamente inexistirían indicadores de las demás categorías (y los pocos existentes serian cualitativos), por lo que la relación causa y efecto que subyace en dichos marcos, no podría ser delineada en su aplicación para la agricultura, y consiguientemente, las acciones necesarias para la mejoría de la sostenibilidad agraria tampoco podrían ser identificadas.

- Marco metodológico CIFOR. Desarrollado por el Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR, por sus siglas en inglés), el pionero Marco CIFOR de desarrollo de "principios, criterios e indicadores" (PC&I) para el manejo sostenible de los bosques (CIFOR, 1999) fue el resultado de un proyecto interdisciplinario encabezado por Prabhu *et al*. (1998), que congregó expertos en manejo forestal reunidos para evaluar la sostenibilidad de determinados bosques de ocho países (Austria, Brasil, Camerún, Costa de Marfil, Gabón, Alemania, Indonesia y Estados Unidos). El análisis llevado a cabo por los expertos consistió en evaluar si los PC&I individuales propuestos por los diferentes grupos parecían útiles para juzgar si el bosque específico que estaba siendo analizado era sostenible. También se realizaron estudios adicionales en materia de indicadores de biodiversidad y bienestar humano. Debido a la especificidad del Marco CIFOR, destinado a evaluar la sostenibilidad del manejo forestal, pese a que haya sido largamente difundido, no se aprecian aplicaciones al ámbito agrario. Aunque cabe decir que el Marco CIFOR, tal como el

Marco SAFE, basa gran parte del la Teoría PC&I que utiliza en la nombrada contribución de Lammerts van Bueren y Blom (1997), en la que los autores realizan una aplicación de la Teoría PC&I a la evaluación de bosques.

- Marco metodológico MESMIS. El Marco MESMIS (Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales incorporando indicadores de sostenibilidad) desarrollado en Méjico por Masera *et al*. (1999) y López-Ridaura *et al*. (2005) fue concebido para evaluar la sostenibilidad de las explotaciones agrarias (siendo ampliable al sistema agrario) mediante un análisis multicriterio repartido en seis pasos: 1) Determinación del objeto de estudio, 2) Determinación de los puntos críticos del sistema, 3) Selección de indicadores estratégicos, 4) Medición y monitoreo de indicadores, 5) Presentación e integración de resultados y 6) Conclusiones y recomendaciones. No obstante, sus siete atributos básicos (Productividad, Estabilidad, Confiabilidad, Resiliencia, Adaptabilidad, Equidad y Autogestión), originados a partir de la ampliación del trabajo de Conway (1994), a partir de los cuáles se derivan los criterios de diagnóstico y a la vez los indicadores de sostenibilidad, presentan, según van Cauwenbergh *et al*. (2007), cierta complejidad que dificulta y complica la tarea de identificación de los indicadores. Tal circunstancia justifica que este marco no haya sido empleado en esta investigación. No obstante, cabe decir que, debido a su carácter marcadamente participativo (proceso de selección de indicadores *bottom-up*), este marco ha sido ampliamente utilizado para asistir pequeñas comunidades rurales, principalmente en América Latina.

- Marco metodológico del Proyecto INSURE. Desarrollado entre 2004 y 2007, el Proyecto de investigación INSURE (*Flexible Framework for Indicators for Sustainability in Regions using Systems Dynamics Modelling*), elaborado por nueve grupos de investigación financiados por la UE dentro del VI Programa Marco de I+D+i, ideó un marco metodológico de diseño y análisis de indicadores de sostenibilidad regional basado en dinámica de sistemas y pensamiento sistémico, aplicable a diversas regiones europeas. El Proyecto INSURE consiste en un modelo plasmado en soporte informático (*System Toolkit*), que permite trabajar con indicadores cualitativos y cuantitativos, generando un índice que puede ser desagregado por áreas de objetivos de política para diversas regiones y que, además, permite la comparación entre las regiones (Caratti *et al*., 2005).

  El ambicioso Proyecto INSURE constituye uno de los pocos marcos sistémicos desarrollados a nivel regional. Sin embargo, el desarrollo de mapas sistémicos inherente a este marco conlleva la participación de equipos multidisciplinares, lo que

no sólo resulta alejado de la propuesta de esta investigación, como también justifica, en parte, las escasas aplicaciones empíricas de este marco (mayormente restringido a la empresa de consultoría española que lideró la investigación).

- Marco metodológico SAFE. El Marco SAFE (*Sustainability Assessment of Farming and the Environment Framework*), desarrollado por Sauvenier *et al*. (2006) y van Cauwenbergh *et al*. (2007), propone evaluar la sostenibilidad de la actividad agraria en tres posibles escalas (sistema agrario, explotación agraria y parcela), mediante el empleo de una estructura jerárquica (adaptada de la aplicación de la Teoría PC&I para la evaluación de bosques realizada por Lammerts van Bueren y Blom, 1997), compuesta por: a) principios, b) criterios, c) indicadores y d) valores de referencia, listados de forma estructurada.

  A diferencia de los marcos normativos FESLM y MESMIS, el Marco SAFE deriva su estructura de principios y criterios jerárquicos a partir de la combinación de las múltiples funciones de la agricultura (de Groot *et al*., 2002) con los tres pilares de la sostenibilidad (Munasinghe, 1993), lo que en última instancia permite la obtención de indicadores para cada una de las tres dimensiones de la sostenibilidad (económica, social y ambiental). Además, el Marco SAFE cuenta con indicadores de sostenibilidad a nivel de explotación generados a partir del Marco DPSIR (aunque los indicadores ambientales del Marco SAFE siempre se clasifican como siendo de 'Presión' o de 'Impacto').

  Dada su adecuación a los objetivos de la presente investigación, el Marco SAFE ha sido empleado como marco metodológico de referencia en este trabajo, especialmente durante las etapas iniciales de diseño y selección de indicadores. En las etapas de obtención de indicadores sintéticos, pese a que uno de los objetivos de esta investigación consiste en comparar nueve metodologías distintas de agregación de indicadores, no se ha adoptado el método de agregación de indicadores empleado en el Marco SAFE debido a la dificultad que se presenta a la hora de construir las reglas de razonamiento difuso necesarias para realizar la inferencia difusa inherente a dicho método[20].

[20] Como método de agregación, Sauvenier *et al*. (2006) emplean en el Marco SAFE el método estadístico de análisis multivariante conocido como método de Agregación de Conjuntos Difusos (ACD). El método ACD se basa en la Teoría de los Subconjuntos Difusos (*Fuzzy Sets Theory*) de Zadeh (1965) como forma de salvaguardar la vaguedad e imprecisión tanto de la información estadística disponible cuanto del concepto a medir (el desarrollo sostenible). Aplicado a la evaluación del desarrollo sostenible mediante indicadores, el método ADC puede seguir dos tipos de metodologías para el establecimiento del modelo difuso: la *agregación de conjuntos difusos* o la *lógica difusa* (Cornelissen *et al*., 2001). El método ACD empleado en el Marco SAFE radica en la experiencia previa del Modelo SAFE (*Sustainability Assessment by Fuzzy Evaluation*) de Phillis y Andriantiatsaholiniaina (2001), un modelo basado en la metodología de la *lógica difusa* (o razonamiento aproximado o reglas "*if-then*"). Concretamente la metodología de la *lógica difusa* para estimar las ponderaciones entre variables y la estructura de las reglas de razonamiento difuso presenta el inconveniente de no permitir que estas últimas sean extrapoladas a otros ámbitos (Cornelissen *et al*., 2001).

A manera de síntesis, se podría concluir que de la amplia literatura sobre evaluación de la sostenibilidad agraria mediante indicadores, son pocos los esfuerzos que se han concretado en marcos que combinen rigor teórico con aplicabilidad práctica específicamente a nivel de explotación (Masera *et al*., 1999). La mayoría de los marcos existentes está desarrollado para las escalas macro, lo que ha dificultado su aplicación a nivel de explotaciones agrarias (van Cauwenbergh *et al*., 2007). Por otro lado, quizás debido a características intrínsecas del proceso de evolución de empleo de indicadores, gran parte de los trabajos que han generado conjuntos de indicadores en la escala de explotación agraria no han seguido un marco metodológico específico que contemplase el diseño y la selección de los indicadores como parte integrante de un proceso completo e integrado de evaluación de la sostenibilidad. Más bien se han limitado a las etapas de diseño y selección del conjunto de indicadores mediante métodos *ad hoc*, resultando por veces demasiado específicos al ámbito geográfico estudiado y no extrapolables a otras situaciones (Smith y McDonald, 1998). Además, gran parte de los indicadores desarrollados por estos trabajos sólo contemplan la dimensión ambiental de la sostenibilidad, en detrimento de los aspectos socioeconómicos (Sauvenier *et al*., 2006). De ese modo, en este trabajo se ha optado por emplear un marco de evaluación de la sostenibilidad específicamente diseñado para las explotaciones agrarias (el Marco SAFE), que permitiese fundamentar las etapas iniciales de diseño y selección de indicadores para cada una de las dimensiones de la sostenibilidad, y que por su flexibilidad, permitiese lograr un avance metodológico en las etapas subsiguientes de integración de indicadores para la obtención de índices, concretamente en lo que a métodos de ponderación y agregación de indicadores se refiere.

II.3.2. Los indicadores sintéticos o índices de sostenibilidad

II.3.2.1. Introducción

La evaluación de la sostenibilidad mediante indicadores de sostenibilidad puede darse de dos formas: mediante un conjunto de *indicadores simples* (o *indicadores*) o por un *indicador sintético* (o *índice*). Los indicadores simples están construidos por la combinación datos, y a su vez, el indicador sintético por la conversión de los indicadores en un índice mediante una función matemática que los sintetiza.

El análisis de un conjunto de *indicadores simples* se realiza primeramente para cada indicador de forma separada, comparando su valor observado con el umbral (o valor límite) deseado. Posteriormente, los resultados de todos los indicadores del conjunto

suelen expresarse de forma simultanea mediante gráficos AMOEBA[21] (ten Brink *et al*., 1991), es decir, polígonos de sostenibilidad multidimensional. Sin embargo, pese a que estos diagramas permitan resaltar los elementos que merecen atención en un sistema, resultando gráficamente atractivos para facilitar la comprensión de los resultados por parte de los tomadores de decisión política, presentan la desventaja de no poder priorizar los indicadores del conjunto en función de las preferencias de la sociedad en la que se insieren, a la vez que imposibilitan la distinción entre sistemas con gráficos similares (Bockstaller *et al*., 1997; Giampietro, 1997; Vereijken, 1997). En otras palabras, la interpretación simultánea de los resultados de un conjunto de múltiples indicadores conlleva cierto grado de dificultad que puede llegar a obstaculizar su empleo como herramienta de apoyo a la toma de decisiones (públicas o privadas) con vistas a mejorar la sostenibilidad del sector en cuestión (Nardo *et al*., 2005a y 2005b).

Por otro lado, las metodologías de evaluación de la sostenibilidad basadas en la obtención de *indicadores sintéticos* (o *índices*) se basan en la agregación (o sintetización) de la información relevante para la sostenibilidad del sistema (indicadores simples) en un único valor numérico de carácter adimensional. El empleo de indicadores sintéticos para la evaluación de la sostenibilidad permite juzgar el sistema en cuestión de forma global sobre la base de un único parámetro agregado que permita sintetizar y simplificar la información de extensos conjuntos de indicadores, y más importante, que facilite la comprensión de los resultados por parte de un público no experto (Mitchell, 1996). Es decir, de cara a la toma de decisiones resulta muy útil manejar una única medida que sintetice la información considerada en matéria de sostenibilidad (Castro, 2002). Asimismo, este objetivo de sintetizar la información se corresponde tanto con las tendencias actuales en materia de teoría de ecosistemas, entendidos como niveles jerárquicos (Müller, 1997a), cuanto con la necesidad de que los índices sean representativos de todas las dimensiones de la sostenibilidad (Young, 1997). Además, la definición de un índice de sostenibilidad ponderado, simplifica y posibilita la comparación entre la sostenibilidad de diferentes sistemas. Pese a ello, la sintetización de indicadores ha sido duramente criticada por depender de la intencionalidad del proceso de ponderación de los indicadores simples, que si bien pretende conferir marcado carácter social al índice, en última instancia, puede llegar a ser un criterio subjetivo. También la elección de las formas funcionales de los métodos de agregación recibe la misma crítica de subjetividad. Al mismo tiempo, la sintetización suele venir acompañada de una

[21] Desarrollados por ten Brink *et al*. (1991), los gráficos AMOEBAs (siglas derivadas del acrónimo alemán para "método general de descripción y evaluación de ecosistemas") se basan en el formato de los sistemas de radar y permiten expresar gráficamente y de forma simultánea los resultados de conjuntos de indicadores multidimensionales. También pueden ser designados como gráficos de tela de araña o mapas de radar. Según Nardo *et al*. (2005b), otras formas adicionales de expresar los resultados de un conjunto de indicadores simples pueden ser las presentaciones del tipo señal de tráfico o de líderes y rezagados.

considerable pérdida de datos y de una presentación poco transparente de los datos primarios, resultando en una muy limitada replicabilidad de los resultados (von Wirén-Lehr, 2001). Sin embargo, aunque en el proceso de simplificación por veces se pierdan determinadas informaciones, si el índice ha sido correctamente diseñado, sigue siendo capaz de condensar toda la información relevante (Mitchell, 1996).

Como ya mencionado anteriormente, el desarrollo más amplío de indicadores de sostenibilidad ha tenido lugar bajo el marco conceptual neoclásico de la Teoría del Crecimiento Económico y la Teoría del Capital Natural para medir la sostenibilidad débil, aunque en algunos casos también se utilicen sistemas de valoración propios de la sostenibilidad fuerte. La justificación de dicha preponderancia estriba en la disponibilidad y uso de datos en forma de contabilidad estadística tradicional, por lo que los primeros intentos de desarrollo de indicadores de sostenibilidad han sido a nivel macroeconómico. De igual modo, la elaboración de índices cuenta con una larga tradición en materia de predicción y análisis de ciclos económicos a nivel macroeconómico[22], escala donde igualmente se han desarrollado los mayores avances en los cálculos de índices de sostenibilidad.

Martín-Palmero *et al*. (2004) clasifican los principales índices de sostenibilidad desarrollados para la escala macroeconómica como simples o globales:

En la primera de dichas categorías, los *índices simples*, realizados mayormente por economistas ecológicos mediante la introducción de la dimensión ambiental en las cuentas nacionales para caracterizar partes especificas del sistema, deben de citarse los cinco índices más desarrollados: el Índice de Bienestar Económico Sostenible (*Index of Sustainable Economic Welfare - ISEW*) propuesto por Daly y Cobb (1989) con base en las contribuciones iniciales de Nordhaus y Tobin (1973), el Indicador de Progreso Genuíno (*Genuine Progress Indicador - GPI*) derivado de ligeras modificaciones en el indicador anterior introducidas por Cobb y Halsted (1994), el Producto Interior Neto Sostenible (*Sustainable net Domestic Product - SDP*) propuesto por Hueting y Bosch (1990), la Huella Ecológica (*Ecological Footprints - EF*) de Wackernagel y Rees (1996) y los Índices de Presión Ambiental para Europa (*Environmental Pressure Indexes for the European Union - TEPI*) desarrollados en el seno del EUROSTAT (2001).

Respecto a la segunda categoría de indicadores sintéticos, los *índices globales*, compuestos a partir de indicadores de todas las dimensiones de la sostenibilidad para describir el sistema de forma global, generalmente a nivel macroeconómico para permitir

[22] Entre otras referencias clásicas, destacan Burns y Mitchel (1946), Hymans (1973), Auerbach (1982), Lahiri y Moore (1991), así como Maravall (1989), Melis (1983) e INE (1994) en España.

la comparación inmediata entre regiones o naciones, cabe mencionar los intentos de normalización y homologación de las nuevas medidas por parte de los organismos internacionales, como la OCDE, la ONU o el EUROSTAT (Bermejo, 2001). Los citados índices globales de sostenibilidad, generalmente aún muy poco desarrollados, exceptuando la reciente actualización del Índice de Sostenibilidad Ambiental (*Environmental Sustanability Index - ESI*) propuesto por Esty *et al*. (2005) y el Índice de Bienestar de las Naciones (*Wellbeing Index of Nations - WI*) de Prescott-Allen (2001), van a permitir, en un futuro no muy lejano, una comparación estática del desarrollo sostenible entre ámbitos espaciales distintos y, lo que resulta más importante si cabe, el análisis dinámico de la evolución temporal de los índices; cuestiones (sobre todo ésta última) que abren la posibilidad de seguimiento y control de las políticas públicas de fomento del desarrollo sostenible, particularmente aquellas derivadas de las estrategias diseñadas por las autoridades en distintos ámbitos y, en especial, la convergencia real de las distintas áreas fuera de la habitual realizada a través de medidas tradicionales de crecimiento (Fernández *et al*., 2003).

Con relación a las experiencias destinadas a la obtención de índices de sostenibilidad agraria, pueden citarse Stockle *et al*. (1994), Andreoli y Tellarini (2000), Pirazzoli y Castellini (2000), Sands y Podmore (2000), Rigby *et al*. (2001) van Calker *et al*. (2005) Hajkowicz (2006) o Qiu *et al*. (2007), entre otros. Respecto a las escasas experiencias destinadas a la obtención de índices a nivel de explotaciones agrarias, cabe destacar las aportaciones de Lynam y Herdt (1989) y Taylor *et al*. (1993).

Lynam y Herdt (1989) proponen el índice denominado *Total Factor Productivity* (Productividad Total de los Factores) que se obtiene a partir de la relación entre todas las salidas (o beneficios) y todas las entradas (costes económicos y ambientales en el corto y largo plazo) del sistema. Además de no considerar importantes aspectos sociales y culturales, esta estrategia de evaluación tiene el inconveniente de enfrentarse ineludiblemente a la difícil tarea de transformar las externalidades ambientales en valores monetarios, convirtiéndose así en una extensión del coste beneficio tradicional.

En la misma línea, Taylor *et al*. (1993) proponen el *Farmer Sustainability Index* (Índice de Sostenibilidad por Productor) calculado en función de las acciones o estrategias que adopte cada productor y que influyan sobre la sostenibilidad del sistema. Sin embargo, más que evaluar la sostenibilidad de los sistemas de manejo, esta metodología evalúa el grado de adaptabilidad de las estrategias, consideradas *a priori* como sostenibles por un grupo de productores similar.

En definitiva, cada vez más se reconoce la utilidad de los indicadores sintéticos para analizar y comunicar temas complejos y multidimensionales, como es el caso de la sostenibilidad (Gómez-Limón y Riesgo, 2008). Sin embargo, la formulación de índices para estudios de sostenibilidad agraria a nivel de explotación aún es muy reducida. El aumento del interés por los índices queda reflejado en las diversas publicaciones recientes que analizan los métodos y técnicas más apropiados para abordar la tarea de su construcción. Algunas de estas técnicas serán citadas a continuación y tratadas en mayor profundidad en el *Capítulo IV*.

II.3.2.2. Metodologías de construcción de indicadores sintéticos

Los índices generados (así como los indicadores, subindicadores y variables de las que se componen) deben adaptarse a determinados principios de coherencia en su construcción (Bermejo, 2001). En esta línea, Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OCDE y JRC (2008) sugieren que la construcción de los índices deba abordar de forma sucesiva diez etapas. Cada una de esas etapas será tratada en el *Capítulo IV* donde se describe en profundidad la metodología empleada para la construcción de los nueve indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria a nivel de explotación propuestos en este trabajo. No obstante, conviene adelantar que dos de esas etapas, concretamente la '*normalización de datos'* (etapa 5), y en mayor medida, la '*asignación de pesos y agregación'* (etapa 6), presentan mayor importancia relativa respecto a las demás.

Especificamente la etapa 6 (*asignación de pesos y agregación*) se considera como siendo la construcción de los indicadores sintéticos propiamente dicha. En ese sentido, cabe decir que en lo que se refiere a la elección de metodologías para dicha etapa, en este trabajo se ha primado por conjugar métodos con diferentes criterios para *asignar pesos* a los indicadores (métodos estadísticos o 'positivos' y métodos de priorización subjetiva o 'normativos') y también con distintos criterios de *agregación* de indicadores: 'métodos aditivos' que permiten compensación total entre los diferentes indicadores de sostenibilidad (enfoque de la sostenibilidad muy débil), 'métodos multiplicativos' de compensación parcial (situaciones intermédias) y 'métodos de agregación no compensatorios' (enfoque de la sostenibilidad muy fuerte).

De esa forma, como se detalla en el *Capítulo IV*, en lo que se refiere a la etapa 6, se han seleccionado dos métodos de ponderación y tres métodos de agregación, de modo a contemplar los distintos criterios de ponderación y agregación posibles en la construcción

de índices, lo que ha resultado en última instancia, en nueve indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria a nivel de explotación distintos.

MATERIAL Y MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN

CAPÍTULO III.

EL ÁMBITO DE APLICACIÓN EMPÍRICA

CAPÍTULO III.

EL ÁMBITO DE APLICACIÓN EMPÍRICA

El presente capítulo introduce al lector en el conocimiento de los dos sistemas agrarios de Castilla y León donde se va a desarrollar la aplicación empírica de la metodología propuesta en esta investigación para el análisis de la sostenibilidad agraria mediante indicadores sintéticos. En este sentido, este capítulo se divide en cinco partes.

En la primera parte, se realiza una breve introducción de los dos sistemas agrarios castellano y leoneses seleccionados como el ámbito de aplicación empírica de la metodología que se propone en el *Capítulo IV*.

En la segunda parte, se aborda la descripcción de cuatro comarcas agrarias de la Provincia de Palencia (Castilla y León) que presentan los sistemas agrarios antes mencionados y que, por motivos prácticos y técnicos, en su conjunto han conformado la zona de obtención de la información primaria necesaria para el desarrollo metodológico propuesto. En esta segunda parte, se analizan con cierto grado de detalle, las características tanto geográficas (superficie, clima etc.), políticas (demarcaciones administrativas del territorio), agrarias (uso de la superficie agraria, aprovechamientos agrarios y ganaderos, características de las explotaciones), como sociales y demográficas (la población y su estructura, la despoblación, el envejecimiento) de dichas comarcas.

En la tercera parte de este capítulo, a partir de la caracterización anterior, se identifican las múltiples funciones (económicas, sociales y ambientales) que presenta la agricultura de la zona, al objeto de justificar la selección de indicadores de sostenibilidad agraria propuesta en el *Capítulo IV*.

En la cuarta parte, se describe brevemente la aplicación de la Política Agraria Común en la zona de estudio, sin pretender con ello profundizar en las reformas y perspectivas del tema, sino más bien dar a conocer al lector las principales ayudas percibidas por los agricultores de la zona de estudio, lo que puede facilitar el entendimiento de parte de las conclusiones propuestas en el *Capítulo VII*.

Finalmente, en la quinta y última parte de este capítulo, con base en todas las caracterizaciones anteriores, se listan los principios y criterios de sostenibilidad identificados para el ámbito de aplicación empírica de la metodología propuesta.

III.1. LOS SISTEMAS AGRARI OS DE CASTILLA Y LEÓN SELECCIONADOS COMO ÁMBITO DE APLICACIÓN EMPÍRICA

Como ya se ha mencionado en el marco teórico descrito en el *Capítulo II*, la determinación de la escala espacial de análisis es el aspecto más relevante en la conceptualización de la sostenibilidad de la actividad agraria. En este sentido, como ya se ha avanzado, para esta investigación se propone la utilización de la explotación agraria como unidad básica para el análisis, en la medida que es la unidad básica de gestión en la jerarquía de niveles agroecosistémicos (Smith y McDonald, 1998), sobre la cual pueden incidir directamente las políticas públicas orientadas a la 'gobernanza' del sector (Payraudeau y van der Werf, 2005), y además, es también la primera unidad básica de la sostenibilidad en la que se pueden analizar conjuntamente las tres dimensiones del concepto (económica, social y ambiental).

En cualquier caso, la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias debe enmarcase dentro de una escala mayor, como es el sistema agrario. Efectivamente, el análisis propuesto en esta investigación (*análisis de la sostenibilidad agraria mediante indicadores sintéticos*) requiere la consideración de las particularidades ecosistémicas sobre las que se desarrolla la actividad agraria, lo que sólo puede ser alcanzado a nivel de sistema agrario. A su vez, el tratamiento diferenciado por sistema agrario posibilita introducir diferencias metodológicas para la evaluación de la sostenibilidad en cada caso de estudio (por ejemplo: la distinta selección de indicadores en función del sistema agrario de análisis), así como el tratamiento diferenciado de los resultados (tipologías de explotaciones).

Esta investigación se ha centrado en dos sistemas agrarios característicos de la Comunidad Autónoma de Castilla y León (España), tal y como señala la tipología de espacios agrarios establecida en el Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural (MAPA, 2004):

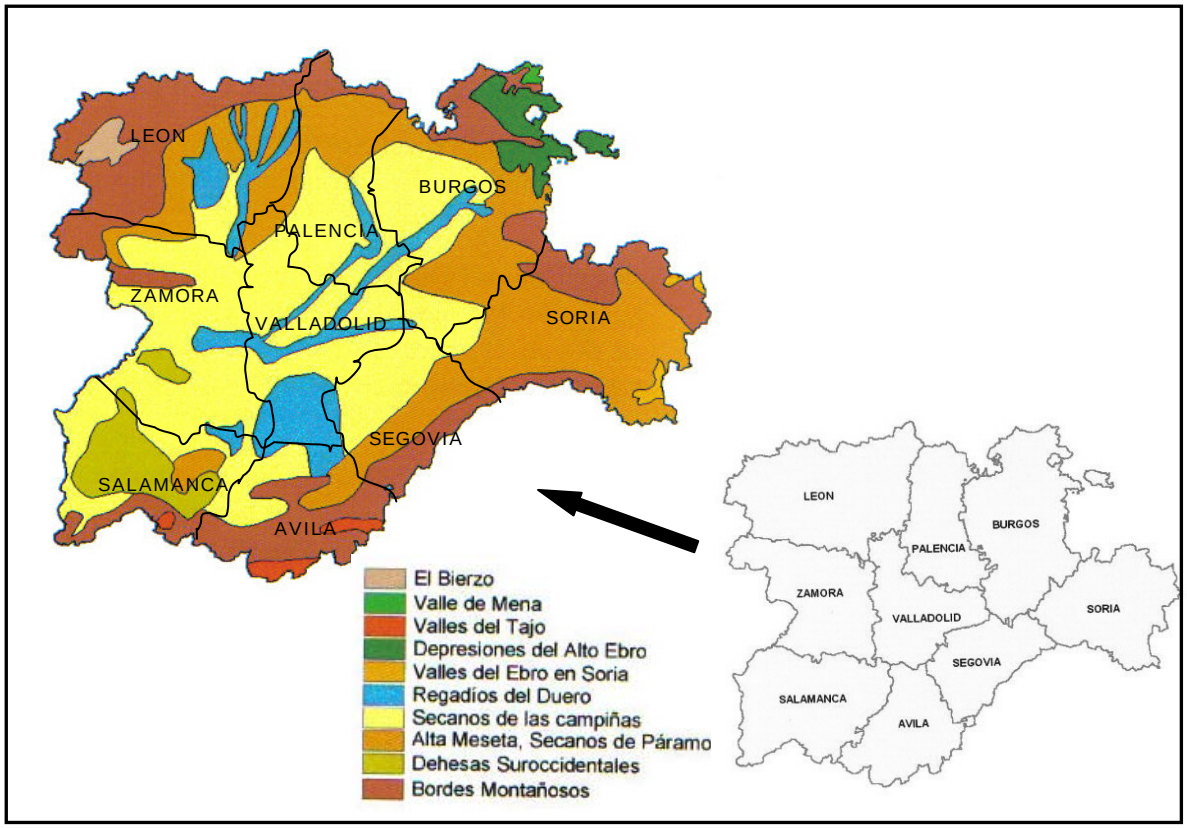
- *Secanos de las campiñas medias-bajas* (en adelante, *secano*). Constituyen la parte central y más extensa de la Meseta Norte, caracterizados por un clima continental y

una orografía de valles que cortan en paramos y grandes llanuras abiertas. Su orientación productiva está dominada por el cultivo de cereales de invierno.

- *Regadíos del Duero* (en adelante, *regadío*). La transformación en regadío de las tierras de secano antes referidas permite un importante cambio en el paisaje agrario, gracias a la posibilidad de introducir cultivos de primavera (maíz, patata, remolacha, girasol y algunas leguminosas) en las alternativas de producción. Estas zonas regables se localizan en los valles y vegas del río Duero y sus afluentes, aprovechando los recursos hídricos de estos cauces naturales.

La *Figura III.1* a seguir presenta los distintos sistemas agrarios presentes en Castilla y León, entre los que se puede identificar geográficamente los dos sistemas agrarios objeto de la aplicación empírica de la metodologia de evaluación de la sostenibilidad agraria mediante indicadores sintéticos propuesta en esta investigación.

Figura III.1: Sistemas agrarios de Castilla y León (España)

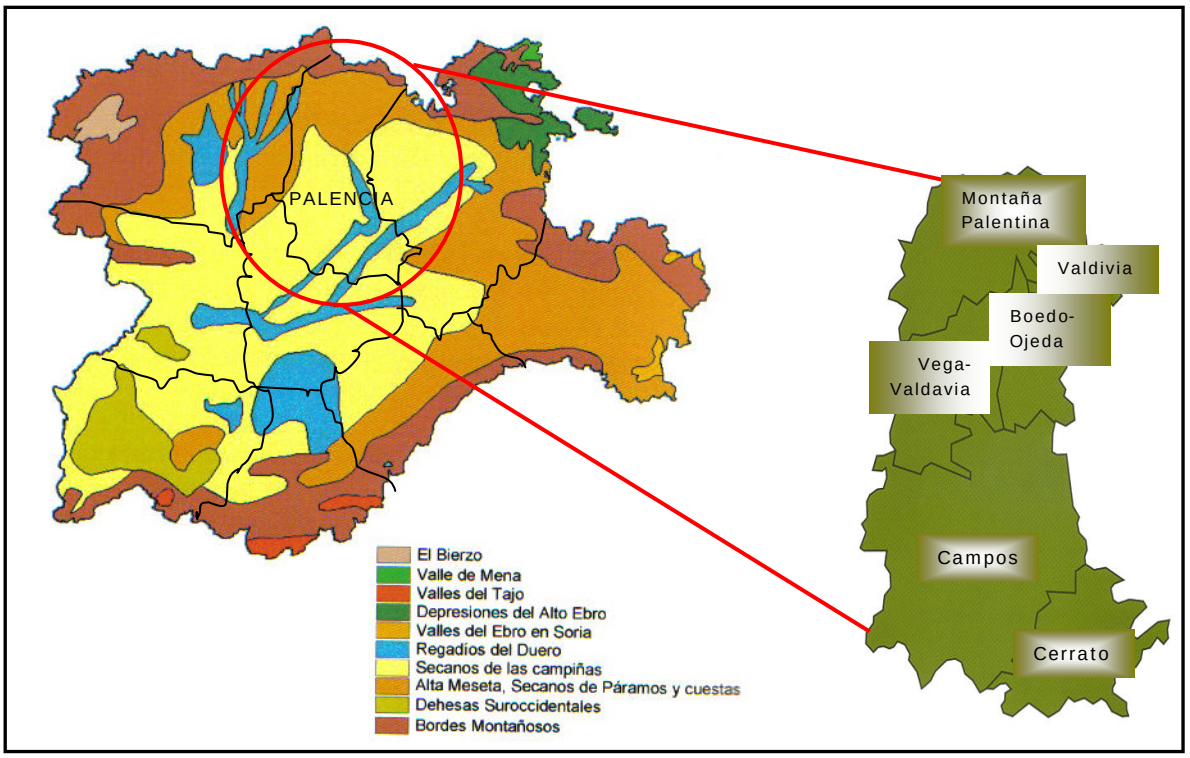


FUENTE: Adaptado de MAPA (2004).

III.2. LAS COMARCAS AGRARIAS PALENTINAS ANALIZADAS

De manera más concreta, el estudio de los sistemas agrarios mencionados se ha basado en los datos primários obtenidos en cuatro comarcas agrarias[23] de la Provincia de Palencia, Comunidad Autónoma de Castilla y León (España), donde ambos sistemas agrarios están presentes: las comarcas de Cerrato, Campos, Saldaña-Valdavia y Boedo-Ojeda (véase la *Figura III.2*).

Figura III.2: Sistemas agrarios y comarcas agrarias de la Provincia de Palencia



FUENTE: Adaptado de MAPA (2004).

La elección de estas comarcas como representativas de los sistemas agrarios objeto del análisis empírico se justifica por razones de indole práctica y técnica. Dentro de las primeras, cabe reseñar que se trata de un caso representativo de agricultura marcadamente multifuncional que reviste interés práctico para investigaciones de sostenibilidad agraria, al componerse de zonas eminentemente agrarias y rurales, dotadas de una agricultura extensiva caracterizada por una escasa competitividad mercantil (al borde de la marginalidad), pero a la vez capaz de suministrar externalidades

[23] En España, las comarcas agrarias constituyen la unidad de agregación estadística básica que permite disponer de ciertos datos de utilidad en torno a la actividad agraria desarrollada en cada território.

sociales y ambientales valoradas positivamente por el conjunto de la sociedad, por lo que, como se verá en los apartados a continuación, se presupone que las funciones sociales y ambientales de la agricultura tienen una importancia relativa mayor a la propia función económica (Kallas *et al*., 2007a y 2007b). Además, la adecuación en la selección de las cuatro comarcas como representativas de los sistemas agrarios objeto del análisis viene dada por sus propias características técnicas (su homogeneidad: ecológica, política, social y económica, según Peco *et al*., 1999b) y fundamentalmente por la disponibilidad del acceso a la información (proximidad geográfica del área de estudio con respecto al centro de trabajo y posibilidad real de realizar una encuesta a una muestra de explotaciones lo suficientemente amplia para obtener la información primaria necesaria para los análisis cuantitativos pertinentes).

De forma resumida, como se expondrá en los apartados a continuación, estas comarcas en conjunto contabilizan un territorio de 626,5 mil hectáreas, cuyo carácter agrario y rural queda patente por la importancia de su superficie agraria útil (SAU) que abarca 483,5 mil ha (el 77% del territorio), las cuales se reparten entre las 7.276 explotaciones agrarias existentes en la zona (INE, 2001). El 94% de esta SAU son tierras labradas, de las cuales más del 99,5% se corresponden a cultivos herbáceos, repartidos entre 394,6 mil ha de secano (el 87,21% de las tierras labradas) y 57,9 mil ha de regadío (el 12,79% de las tierras labradas). En cualquier caso, la importancia socioeconómica de ambos tipos de sistemas agrarios es más equilibrada de lo que cabría pensar por los porcentajes de ocupación de la SAU. Efectivamente, dada la mayor intensidad productiva del regadío, este sistema agrario proporciona el 32% de la renta agrícola de la zona y ocupa al 36% de la mano de obra dedicada a la actividad agraria.

A continuación se analiza con detalle la zona de estudio, exponiendo las principales características geográficas, agrarias, socio-demográficas y económicas de las cuatro comarcas agrarias palentinas que conforman dicha zona.

III.2.1. Geografía

El ámbito geográfico de las comarcas agrarias que conforman la zona de estudio queda delimitado como se sigue (véase la *Figura III.3*):

- *Cerrato*. Limita al noroeste con la comarca “Campos” (Palencia), al sur con la comarca “Centro” (Valladolid), al este con la comarca “Arlanza” (Burgos), y al noreste con la comarca “Pisuerga” (Burgos).

- *Campos*. Limita al sureste con la comarca "Cerrato" (Palencia), al norte con las comarcas palentinas "Boedo-Ojeda" y "Saldaña-Valdavia", al oeste con las comarcas vallisoletanas "Tierra de Campos" y "Centro", y al noroeste con la comarca "Sahagún" (León). En el límite oriental, linda con la comarca agraria "Pisuerga" (Burgos).

- *Boedo-Ojeda*. Limita al sur con la comarca "Campos" (Palencia), al oeste con la comarca "Saldaña-Valdavia" (Palencia), al este con las comarcas burgalesas "Pisuerga" y "Páramos", y al norte con las comarcas palentinas "Montaña Palentina" y "Valdivia".

- *Saldaña-Valdavia*. La última de las comarcas agrarias analizadas linda con la "Montaña Palentina" (Palencia) al norte, con la comarca de "Boedo-Ojeda" (Palencia) al este, con la comarca de "Campos" (Palencia) al sur y con la comarca de "Sahagún" (León) al oeste.

Dadas estas limitaciones territoriales, la zona de estudio abarca una extensión de 626,5 mil hectáreas y está compuesta por 170 municipios (CSIC, 2009), tal y como puede observarse en la *Tabla III.1*.

Tabla III.1: Características geográficas básicas de las comarcas agrarias analizadas

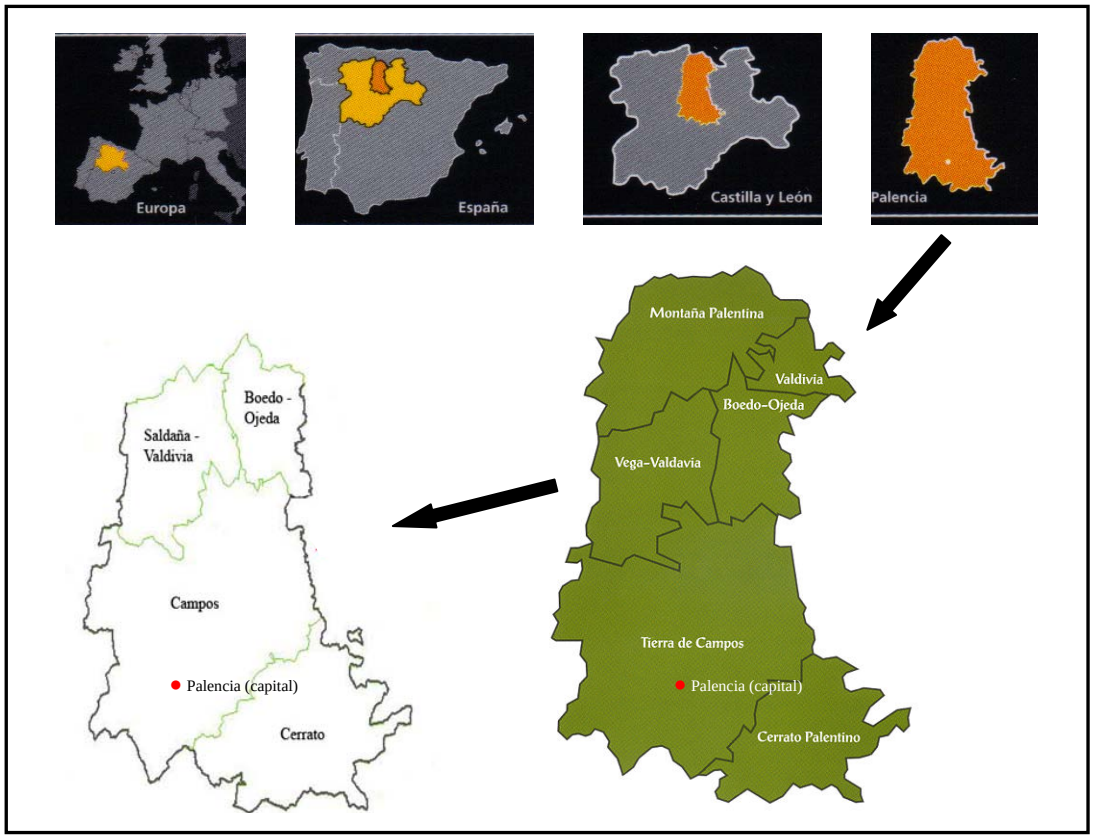
Comarcas agrarias	Municipios (nº)	Superficie (ha)	Altitud máxima (m)	Altitud mínima (m)	Altitud media (m)	Pendiente Media (%)
Cerrato	36	153.400	908	778	831	1-4
Campos	89	307.600	900	728	815	1-4
Boedo-Ojeda	19	63.700	1100	879	959	1-3
Saldaña-Valdavia	26	101.800	1100	888	982	1-3
Total	**170**	**626.500**	**-**	**-**	**-**	**-**

FUENTE: Elaboración propia a partir de CSIC (2009).

Con respecto al relieve de la zona (véase la *Tabla III.1* y la *Figura III.4*), se aprecia como la porción sur se encuentra en las llanuras de la meseta norte, presentando altitudes comprendidas entre los 700 y 800m, con una orografía prácticamente plana y ausencia de grandes pendientes (pendientes bajas del 1-4%). Las variaciones de altimetría son ligeras y se dan en áreas cercanas a los grandes ríos (Pisuerga, Carrión y sus afluentes), que surcan la región en dirección norte-sur configurando valles y vegas. Sin embargo, en la parte este de la comarca del Cerrato, y sobre todo en el centro de las comarcas de

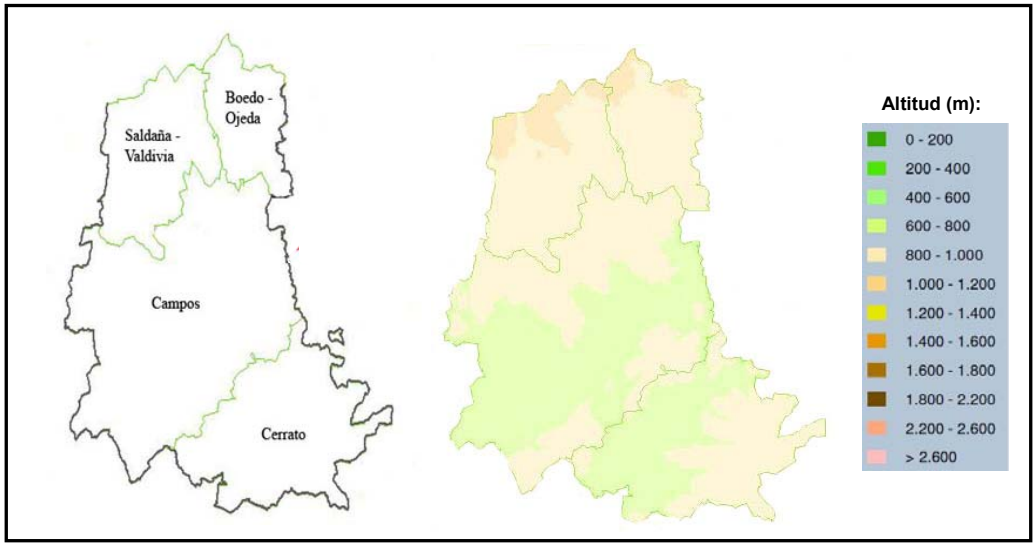
Boedo-Ojeda y Saldaña-Valdavia, se aprecia un cambio ligero de altitud y paisaje (altitudes comprendidas entre los 800 y 1000m), aunque siguen sin existir pendientes elevadas. En esta porción, los árboles y arbustos comienzan a ganar terreno a las tierras de labor, y de las zonas fluviales desaparecen los cultivos de primavera como el maíz y se incrementa la presencia de cultivos más resistentes a condiciones climáticas adversas, como los cereales de invierno.

Figura III.3: Localización geográfica de las comarcas agrarias analizadas



FUENTE: Adaptado de MAPA (2004).

Figura III.4: Relevo de las comarcas agrarias analizadas



FUENTE: Adaptado de MAPA (2004).

III.2.2. Climatología

Para el estudio de la climatología de la zona, se han utilizado los datos disponibilizados por el SIGA (Sistema de Información Geográfico Agrario), perteneciente al MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)[24]. Para este trabajo se han seleccionado los datos más relevantes que ayudan a entender la caracterización climatológica de la zona de estudio (véase las Tablas *III.2* y *III.3* y la *Figura III.5*).

Tabla III.2: Datos climatológicos básicos del año medio de las comarcas agrarias analizadas

Carácterísticas climatológicas básicas	Comarcas Agrarias			
	Cerrato	**Campos**	**Boedo-Ojeda**	**Saldaña-Valdavia**
Nº de estaciones meteorológicas	9	27	10	4
Pluviometría				
Pluviometría media anual (mm)	400 - 600	400 - 600	600 - 800	600 - 800
Mes de mayor precipitación	Nov - Dic	Nov - Dic	Nov - Dic	Nov - Dic
Mes de menor precipitación	Jul -Ago	Jul -Ago	Jul -Ago	Jul -Ago
Temperatura				
Temperatura media mínima anual (ºC) (1)	-2 a 0	-2 a 0	-4 a -2	-4 a -2
Temperatura media máxima anual (ºC) (2)	28 a 32	28 a 32	24 a 28	24 a 28
Temperatura media (ºC)	10 – 12	10 – 12	8 – 10	8 – 10
Período Cálido (meses) (3)	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1
Período Frío (meses) (4)	5 - 6	6 - 7	7 - 8	7 - 8
Período seco (meses) (5)	3 - 4	3 - 4	2 - 3	2 – 3
Días con temperatura mínima $\leq$ 0 ºC (días)	90 - 120	90 - 120	90 -120	90 – 120

(1) Medias de mínimas del más más frio.
(2) Medias de máximas del más más calido.
(3) Nº de meses con T media máx > 30°C.
(4) Nº de meses con T media mín < 7°C.
(5) Nº de meses secos con evaporación real > evaporación potencial.
FUENTE: Elaboración propia a partir de MARM (2009).

[24] El MARM elabora sus mapas temáticos con información proporcionada por el Instituto Nacional de Meteorología (INM), procedente de 1803 estaciones termométricas y 4189 estaciones pluviométricas, de las cuales, 50 se encuentran dentro del área de estudio. La serie temporal analizada, abarca desde 1960 a 1996. La información de cada parámetro y cada estación, se procesa y modeliza según el método geoestadístico de interpolación KRIGING, abarcando todo el territorio nacional.

Tabla III.3: Índices agroclimáticos de las comarcas agrarias analizadas

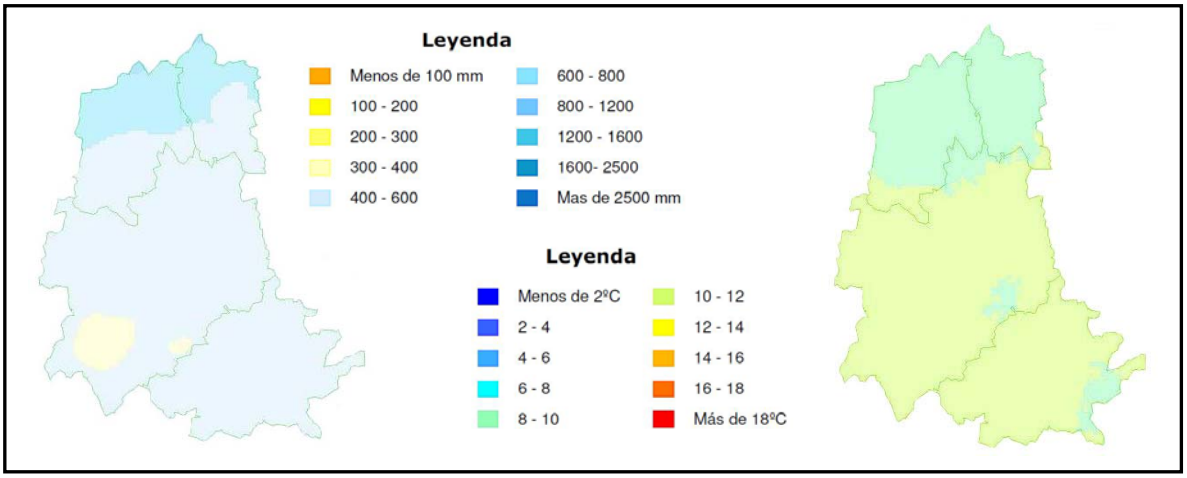
Índices agroclimáticos	Comarcas Agrarias			
	Cerrato	**Campos**	**Boedo-Ojeda**	**Saldaña-Valdavia**
(1)ETP (mm)	600 - 700	600 - 700	600 - 700	600 - 700
(2)Factor R	50 -100	50 -100	50 -100	50 -100
(3)Clasificación climática de J. Papadakis	Mediterráneo templado	Mediterráneo templado	Mediterráneo templado ó Mediterráneo templado fresco	Mediterráneo templado ó Mediterráneo templado fresco
(4)Tipo de Invierno	Av (Avena Fresco)	Av (Avena Fresco)	Av (Avena Fresco)	Av (Avena Fresco)
(5)Tipo de verano	M (Maíz)	M (Maíz)	M (Maíz) T (Triticum + cálido)	M (Maíz) T (Triticum + cálido)
(6)Régimen térmico	Te (Templado Fresco)	Te (Templado Fresco)	Te (Templado Fresco) Pa (Patagoniano)	Te (Templado Fresco) Pa (Patagoniano)
(7)Régimen de humedad	Mediterráneo seco	Mediterráneo seco ó Mediterráneo húmedo	Mediterráneo húmedo	Mediterráneo húmedo
(8)Índice de Aridez	0,2 – 0,5 0,5 – 0,75	0,2 – 0,5	0,5 – 0,75	0,5 – 0,75
Índice de Turc secano	10 - 15 5 - 10	10 - 15 5 - 10	15 - 20 10 - 15	15 - 20 10 - 15
(9)Índice de Turc regadío	31 - 35	31 -35 26 -30	26 - 30	26 - 30

(1) Modelo de evapotranspiración potencial (ETP) media anual según Thornthwaite (máximo de evapotranspiración que depende únicamente del clima);
(2) Modelo del Factor R (índice de erosividad de la lluvia) de la ecuación universal de pérdidas de suelo de Wischmeier y Smith;
(3) Clasificación climática de J. Papadakis: variables térmicas y pluviométricas interpretadas conjuntamente;
(4) Tipos de Invierno según la clasificación climática de Papadakis;
(5) Tipos de verano según la clasificación climática de Papadakis;
(6) Régimen Térmico según Papadakis;
(7) Régimen de Humedad: Regímenes de Humedad según Papadakis;
(8) Índice de Aridez de Lang: P (Precipitación media anual) / T (Temperatura media anual).
Categorías de tierras áridas: - Hiperáridas: $P/T \leq 0,05$;
- Áridas: $0,05 < P/T \leq 0,20$;
- Semiáridas: $0,20 < P/ETP \leq 0,50$;
- Secas subhúmedas: $0,50 < P/ETP \leq 0,75$.

(9) Índice de Potencialidad Agrícola de Turc en regadío: combina factor térmico, solar y de sequedad para calcular la producción en suelo con buenas condiciones de manejo.
FUENTE: Adaptado de MARM (2009).

A partir de estos datos, puede verificarse una ligera diferencia entre el clima de las comarcas del sur (Campos y Cerrato), respecto a las comarcas del norte (Boedo-Ojeda y Saldaña-Valdavia). Las primeras, son más cálidas y secas, las segundas, más frías y húmedas.

Figura III.5: Pluviometria media y temperaturas medias de las comarcas agrarias analizadas



FUENTE: Adaptado de MAPA (2004).

Las cuatro comarcas agrarias analizadas presentan un clima mediterráneo templado, caracterizado por una fuerte oscilación térmica, tanto entre estaciones (la variación entre la temperatura media de mínimas del mes más frió y la temperatura media de máximas del mes más cálido supera los 30ºC), como entre el día y la noche. Ambos factores, temperatura y pluviometria, condicionan tanto la vegetación adventicia como los cultivos que pueden darse en la zona.

Los inviernos son frios y largos en las cuatro comarcas, con un periodo libre de helada muy reducido. La transición entre invierno y verano es corta y brusca, lo que hace que la siembra deba realizarse en un periodo limitado de tiempo tanto en los cultivos de siembra otoñal, como en los cultivos cuya sementera se realiza en primavera. La rápida llegada del verano, hace que exista riesgo de asurado de las cosechas. El verano de Campos y Cerrato, es más largo, lo que permite el cultivo del maíz.

Las primaveras son cortas e inestables, con tendencia a la formación de tormentas, mientras que los veranos son cortos y calurosos, con precipitaciones ocasionales en forma de lluvia intensa o incluso granizo. De cara a los cultivos, esto supone una incertidumbre respecto a los daños causados por el pedrisco.

Y por último, a partir del análisis de los índices de Turc, se aprecia como el regadío aumenta considerablemente los rendimientos respecto al secano. En ese sentido, la mayor pluviometría y la existencia de veranos más suaves (y por tanto menor evapotranspiración), propician que las comarcas del norte sean potencialmente más productivas.

III.2.3. Agricultura

Para el desarrollo de este apartado se han utilizado básicamente dos fuentes de información: el Censo Agrario (INE, 2001), cuya última actualización es del año 1999, y el proyecto SEISnet (Sistema Español de información de Suelos) gestionado por el CSIC - Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC, 2009). A partir de estas fuentes, a continuación se pretende exponer someramente las características básicas del sector agrario de la zona de estudio: uso de la tierra, aprovechamientos agrícolas y ganaderos más relevantes, estructura de las explotaciones agrarias y demanda de mano de obra.

III.2.3.1 Utilización del suelo

La utilización del suelo en las comarcas agrarias objeto del análisis presenta características que hacen de éstas, zonas agrarias y rurales por excelencia. La *Tabla III.4* recoge de manera sintética las principales utilizaciones del suelo.

Tabla III.4: Usos del suelo en las comarcas agrarias analizadas

Usos del suelo	Comarcas Agrarias					% total
	Cerrato	Campos	Saldaña-Valdavia	Boedo-Ojeda	Total	
Total superficie (ha)	**153.400**	**307.600**	**101.800**	**63.700**	**626.500**	**100**
SAU (ha)	**107.236**	**261.505**	**68.264**	**46.520**	**483.525**	**77**
Tierras labradas (ha)	103.572	254.992	58.740	36.158	453.462	94
Pastos permanentes (ha)	3.664	6.513	9.524	10.362	30.063	6
Superficie no agricola	**46.164**	**46.095**	**33.536**	**17.180**	**142.975**	**23**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001) y CSIC (2009).

Como ya se ha adelantado, y a partir de los datos expuestos en la *Tabla III.4*, se puede verificar como la zona de estudio se caracteriza por el predomínio del uso agrícola. Efectivamente, el conjunto de las cuatro comarcas agrarias palentinas contabiliza un territorio de 626,5 mil hectáreas, cuyo carácter agrario y rural queda patente por la importancia de la superficie agraria útil (SAU) que abarca 483,5 mil ha (el 77% del territorio), de las que el 94% de son tierras labradas. El 23% restante del territorio se clasifica como superficie no agricola.

III.2.3.2 Aprovechamientos agrícolas

Los datos expuestos a continuación respecto a los aprovechamientos agrícolas en la zona de estudio se han obtenido a partir del Censo Agrario de 1999 (INE, 2001). Según este documento, la distribución de las tierras labradas, se describe como se refleja en la *Tabla III.5*.

Tabla III.5: Distribución de la superficie labrada entre las comarcas agrarias analizadas

Aprovechamientos agrícolas	Comarcas Agrarias					% total
	Cerrato	Campos	Saldaña-Valdavia	Boedo-Ojeda	Total	
Cultivos herbáceos	**103.102**	**254.562**	**58.726**	**36.150**	**452.540**	**99,80**
En secano	91.466	217.560	56.303	29.310	394.639	87,21
En regadío	11.636	37.002	2.423	6.840	57.901	12,79
Cultivos leñosos						
Frutales (ha)	60	71	9	2	142	**0,03**
Viñedo (ha)	410	309	5	6	730	**0,16**
Otras tierras labradas (ha)	0	50	0	0	50	**0,01**
Total de tierras labradas (ha)	**103.572**	**254.992**	**58.740**	**36.158**	**453.462**	**100,00**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

En la *Tabla III.5* se observa como más del 99,5% de la superficie labrada corresponde a cultivos herbáceos (siendo 87,21% en secano y 12,79% en regadío). Fuera de este grupo, solamente destaca el viñedo presente en las comarcas de Cerrato y Campos. A este respecto, cabe apuntar, que parte de estos viñedos corresponde a Denominaciones de Origen protegidas y de reconocido prestigio como son Cigales (en la comarca de Campos) y Ribera del Arlanza (en la comarca de Cerrato). Pese a su escasa extensión, con presencia muy limitada en estas dos comarcas agrarias, el viñedo presenta importancia económica y cultural, puesto que la práctica totalidad del cultivo se dedica a la vinificación, y alrededor de la viña y del vino se desarrollan multitud de actos sócio-culturales.

A continuación, en la *Tabla III.6*, se expone una clasificación de las tierras labradas con cultivos herbáceos según el sistema agrario (secano y regadío). Conviene recordar que esta distribución pertenece al año 1999, es decir, antes de la entrada en vigor de la reforma de la PAC de 2006 (desacoplamento de las ayudas con relación a la producción). En ese sentido, cabe suponer que la distribución actual ha cambiado, por lo tanto, este apartado resulta meramente descriptivo y orientativo, puesto que los datos actualizados sobre los aprovechamientos agrícolas de la zona, hasta la publicación del próximo Censo

Agrario prevista para 2011, sólo pueden obtenerse a través de la realización de una encuesta directa a los agricultores mediante un muestreo completamente aleatorio, algo que escapa a los objetivos de esta investigación.

Tabla III.6 : Distribución de la superficie labrada con cultivos herbáceos entre las comarcas agrarias y los sistemas agrarios analizados

Comarcas Agrarias	Total tierras labradas (ha)	Tierras labradas cult. herb. (ha)	Secano		Regadío	
			(ha)	**(%)**	**(ha)**	**(%)**
Cerrato	103.572	103.102	91.466	27,18	11.636	20,09
Campos	254.992	254.562	217.560	55,13	37.002	63,91
Saldaña-Valdavia	58.740	58.726	56.303	14,27	2.423	4,18
Boedo-Ojeda	36.158	36.150	29.310	3,42	6.840	11,82
Total	**453.462**	**452.540**	**394.639**	**87,21**	**57.901**	**12,79**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

Según los datos del Censo Agrario de 1999 (INE, 2001), la superficie de secano en la zona es mayoritaria y se corresponde al 87,21% de la superficie total de tierras labradas con cultivos herbáceos, variando entre el 55,13% en la comarca de Campos y el 3,42% en la comarca de Boedo-Ojeda.

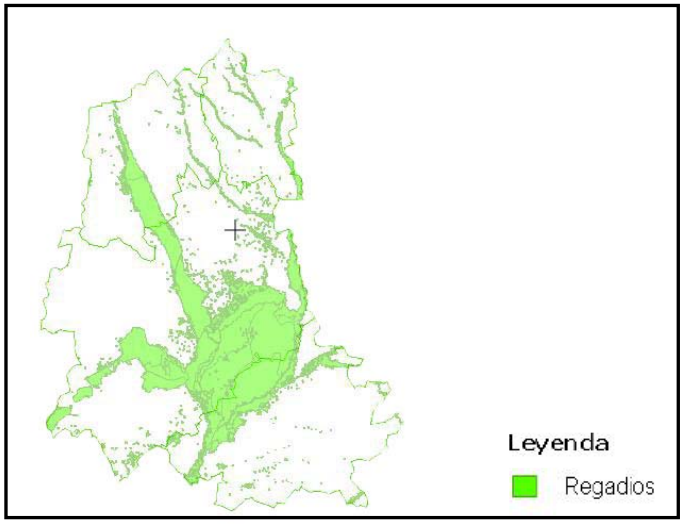
Respecto a la distribución de las tierras de regadío en la zona (véase la *Figura III.6*), con el 12,79% del total de tierras labradas con cultivos herbáceos, se verifica cierta concentración de éstas cerca de las cuencas fluviales de los afluentes del Río Duero (afluentes directos del Duero: ríos Carrión y Pisuerga. Afluentes del Pisuerga: ríos Valdavia, Boedo, Arlanza y Arlanzon), así como en los márgenes del Canal de Castilla, el Canal de Campos y el Canal del Pisuerga.

A pesar de las variaciones interanuales, el principal grupo de cultivos herbáceos en regadío son los cereales grano, que representan más del 37% de la superficie total de los estos cultivos en regadío, excepto en la comarca de Boedo-Ojeda. En esta comarca, tiene un lugar destacado el cultivo de la patata, debido a ciertas características edafoclimáticas que limitan la existencia de patógenos y favorecen su crecimiento.

Los cultivos industriales son el segundo grupo de cultivos herbáceos en superficie irrigada, con el 20% del total irrigado, destacando principalmente en la comarca de Campos.

Los cultivos forrajeros en regadío representan más del 12% de la superficie. En las comarcas del sur (Cerrato y Campos), el principal cultivo forrajero es la alfalfa. Las leguminosas de grano presentan una ocupación reducida al 0,39% del territorio irrigado.

Figura III.6: Mapa de regadíos en las comarcas agrarias analizadas



FUENTE: Adaptado de MARM (2009).

Tabla III.7: Superficie de cultivos herbáceos en regadío en las comarcas agrarias analizadas

Cultivos herbáceos en regadío	Comarcas Agrarias					% total
	Cerrato	Campos	Saldaña-Valdavia	Boedo-Ojeda	Total	
Cereales grano (ha)	6.689	14.075	577	218	21.559	37,22
Leg. grano (ha)	12	100	64	49	225	0,39
Patata (ha)	228	42	29	353	652	1,13
Cultivos industriales (ha)	2.542	8.023	706	309	11.580	20,00
Cultivos forrajeros (ha)	755	4.913	972	338	6.978	12,05
Hortalizas (ha)	127	115	39	87	368	0,64
Barbechos (ha)	0	0	0	0	0	0,00
Otros cultivos herb. (ha)	1.283	9.734	36	5.486	16.539	28,57
Total (ha)	**11.636**	**37.002**	**2.423**	**6.840**	**57.901**	**100,00**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

Por otro lado, respecto a la superficie asignada a cultivos en secano (véase la *Tabla III.8*), el 73,77% son cereales grano, el 13,75% son barbechos (que corresponden a la retirada abligatória de la PAC), y entre ambos grupos, ocupan la mayor parte de la superficie de cultivos en secano de la zona. El 12,48% restante se reparte entre: cultivos industriales (7,10%), cultivos forrajeros (3,31%) y leguminosas de grano (2,01%).

Tabla III.8: Superficie de cultivos herbáceos en secano en las comarcas agrarias analizadas

Cultivos herbáceos en secano	Comarcas Agrarias					% total
	Cerrato	Campos	Saldaña-Valdavia	Boedo-Ojeda	Total	
Cereales grano (ha)	78.139	151.199	40.497	21.281	291.116	73,77
Leg. grano (ha)	474	5.768	1.339	350	7.931	2,01
Patata (ha)	1	0	52	84	137	0,03
Cultivos industriales (ha)	2.016	20.735	2.227	3.034	28.012	7,10
Cultivos forrajeros (ha)	728	10.790	857	708	13.083	3,31
Hortalizas (ha)	7	17	2	32	58	0,01
Barbechos (ha)	10.089	29.036	11.329	3.819	54.273	13,75
Otros cultiv. herb. (ha)	12	15	0	2	29	0,01
Total (ha)	**91.466**	**217.560**	**56.303**	**29.310**	**394.639**	**100,00**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

Como ya se ha mencionado, la mayor superficie cultivada en secano en las comarcas analizadas corresponde mayoritariamente a cereales de grano. No obstante, el Censo Agrario de 1999 no contempla datos comarcales de cultivos concretos, por lo que en la *Tabla III.9* a continuación, se exponen solamente a título ilustrativo, las superficies de los cultivos de cereales de grano en secano para el conjunto de la Provincia de Palencia.

Tabla III.9: Distribución de cereales grano en la provincia de Palencia

Cultivos de cereales grano	Superficie (ha)		
	Secano	Regadío	Total
Trigo	91.184	8.543	99.727
Trigo blando	89.270	8.345	97.615
Trigo duro	1.914	198	2.112
Cebada	186.637	9.507	196.143
Avena	22.467	476	22.943
Centeno	21.984	21	22.006
Maíz	335	6.691	7.026
Sorgo	..	6	6
Otros	80	..	80
Total	**322.687**	**25.245**	**347.931**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

III.2.3.3 Aprovechamientos ganaderos

Del mismo modo que lo establecido para los aprovechamientos agrícolas, los datos relativos a los aprovechamientos ganaderos (véase la *Tabla III.10*) proceden de la última edición del Censo Agrario (INE, 2001), por lo que es muy probable que se hayan

producido cambios sustanciales respecto a la situación actual y los datos a continuación sean meramente ilustrativos. Por ejemplo, en los últimos años, concretamente en toda la comunidad autónoma de Castilla y León, se ha observado una disminución acusada de las explotaciones "con tierras" (explotaciones que presentan agricultura y ganadería), lo que seguramente vendrá recogido en el próximo Censo Agrario de 2009 con publicación prevista para 2011.

Tabla III.10: Aprovechamientos ganaderos en las comarcas agrarias analizadas

	Bovinos (UG)	Ovinos (UG)	Caprinos (UG)	Porcinos (UG)	Equinos (UG)	Aves (UG)	Conejos (UG)	Total (UG)
Cerrato								
E. sin tierras	448	1.575	4	43	43	2	18	2.133
E. con tierras	3.483	3.142	16	3.711	69	3.344	4	13.769
Campos								
E. sin tierras	377	3.592	20	43	75	1.207	39	5.353
E. con tierras	10.649	14.769	127	1.123	318	2.307	26	29.319
Saldaña-Valdavia								
E. sin tierras	111	270	5	1	0	63	0	450
E. con tierras	14.763	8.240	150	2.408	30	464	7	26.062
Boedo-Ojeda								
E. sin tierras	129	400	8	13	2	842	1	1.395
E. con tierras	2.993	2.000	40	53	17	120	2	5.225
Total	**32.953**	**33.988**	**370**	**7.395**	**554**	**8.349**	**97**	**83.706**
Porcentaje (%)	39,37	40,60	0,44	8,83	0,66	9,97	0,12	100,00%

UG = Unidades Ganaderas
FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

Los aprovechamientos ganaderos ocupan sustratos diversos, tanto prados, pastizales y dehesas, como cultivos en secano y formaciones arbustivas de bajo porte.

De la tabla anterior, se puede verificar que la carga ganadera de la zona de estudio es de 83.706 Unidades de Ganado Mayor (UG)[25]. En términos de UG, el ganado ovino (40,60% del ganado total) es el más importante de la zona. Esta ganadería, con notable presencia en la comarca de Campos (54,02% del total de ovinos), se asocia a los sistemas de secano de la zona con un aprovechamiento de rastrojeras. Sigue en importancia la

[25] Los datos de ganadería se expresan en unidades ganaderas (UG), que se obtienen aplicando un coeficiente a cada especie y tipo de animal (equivalencia entre una cabeza de ganado y el número UG que representa), para agregar en una unidad común las diferentes especies. Los coeficientes empleados son: Vacas lecheras: 1; Otras vacas: 0,8; Bovinos machos de 24 meses y más: 1; Bovinos hembras de 24 meses y más: 0,8; Bovinos de 12 a menos de 24 meses: 0,7; Bovinos de menos de 12 meses: 0,4; Ovinos: 0,1; Caprinos: 0,1; Cerdas madres: 0,5; Cerdas para reposición: 0,5; Lechones: 0,027; Otros porcinos: 0,3; Equinos: 0,8; Gallinas: 0,014; Pollitas destinadas a puesta: 0,014; Pollos de carne y gallos: 0,007; Pavos, patos, ocas y pintadas: 0,03; Otras aves: 0,03; Conejas madres: 0,02.

ganadería bovina (39,37% del ganado total), con mayor presencia en la comarca de Saldaña-Valdavia (45,14% del total de bovinos), que a su vez se divide en dos tipos: el bovino de leche (estabulado) y el bovino de carne (no estabulado), con una proporción próxima al 50% cada una. Ambas ganaderías, ovina y bovina, son las más importantes en la zona, contabilizando el 79,97% de la carga total.

Presentando una menor importancia relativa, en tercer lugar se encuentra la ganadería de aves (9,97% del ganado total), concentrada en la comarca de Campos, que a su vez se caracteriza por explotaciones de tipo intensivo, estando la mayor parte de ellas dedicada a la producción de huevos. Finalmente, en cuarto y último lugar de importancia se encuentra la ganadería de porcinos (8,83% del ganado total), que se concentra mayoritariamente en explotaciones intensivas. Las demás espécies no presentan importancia relativa en la zona.

III.2.3.4 Características de las explotaciones agrarias

Cabe comentar nuevamente que los datos aquí expuestos proceden del Censo Agrario de 1999 (INE, 2001), por lo que han podido sufrir modificaciones a lo largo de los últimos años. No obstante, los datos referentes a las explotaciones agrarias empleados para la realización de los cálculos de los indicadores de sostenibilidad propuestos en esta investigación, se han tomado directamente de la encuesta a agricultores, como se verá en el *Capítulo IV*, por lo que en este apartado, con base en las estadísticas oficiales actualmente disponibles, se pretende únicamente, realizar una aproximación descriptiva de la estructura de las explotaciones agrarias de la zona de estudio.

Como se puede apreciar en la *Tabla III.11* a seguir, el número total de las explotaciones de la zona es de 7.276, que ocupan 453.462 ha repartidas en 158.739 parcelas. El número de parcelas por explotación varia sensiblemente entre las distintas comarcas. Las parcelas con mayor dimensión media (3,7 ha) se encuentran en la comarca de Campos, y las parcelas con un menor tamaño medio (1,7 ha) en la comarca de Saldaña-Valdavia. A su vez, el tamaño medio de explotación es bastante homogéneo comparando entre si las comarcas estudiadas.

Tabla III.11: Características de las explotaciones agrarias de la zona de estudio

Características de las explotaciones	Comarcas Agrarias				Total
	Cerrato	Campos	Saldaña-Valdavia	Boedo-Ojeda	
Explotaciones totales *(número)*	1.749	3.960	1.041	526	7.276
Superficie de tierras labradas *(ha)*	103.572	254.992	58.740	36.158	453.462
Dimensión media de la explotación *(ha)*	60,3	65,7	59,3	72,5	-
Parcelas *(número)*	38.490	69.400	33.649	17.200	158.739
Parcelas por explotación *(número)*	22	18	34	34	-
Tamaño medio de parcela *(ha)*	2,7	3,7	1,7	2,1	-

FUENTE: Elaboración propia a partir de CSIC (2009).

Sin embargo, se constata cierta diversidad en lo que se refiere al tamaño de las explotaciones por grupos, como demuestra la *Tabla III.12*.

Tabla III.12: Distribución de explotaciones por estratos de superficie en la zona de estudio

Estratos de Superficie (ha)	Comarcas Agrarias							
	Cerrato		Campos		Saldaña-Valdavia		Boedo-Ojeda	
	Nº Explo.	*Sup (ha)*	*Nº Explo.*	*Sup (ha)*	*Nº Explo.*	*Sup (ha)*	*Nº Explo.*	*Sup (ha)*
0.1 ≤ Sup < 1	226	84	232	101	23	7	8	5
Porcentaje	13,15%	0,08%	5,98%	0,04%	2,32%	0,01%	1,60%	0,01%
1 ≤ Sup < 5	190	345	444	1.160	49	114	22	53
Porcentaje	11,05%	0,33%	11,44%	0,45%	4,95%	0,19%	4,41%	0,15%
5 ≤ Sup <10	108	660	356	2.473	71	491	21	152
Porcentaje	6,28%	0,64%	9,17%	0,97%	7,17%	0,84%	4,21%	0,42%
10 ≤ Sup < 20	143	1.899	494	7.250	126	1.863	49	690
Porcentaje	8,32%	1,83%	12,73%	2,84%	12,73%	3,17%	9,82%	1,91%
20 ≤ Sup < 50	305	9.466	822	26.929	302	10.003	125	4.232
Porcentaje	17,74%	9,14%	21,17%	10,56%	30,51%	17,03%	25,05%	11,70%
50 ≤ Sup < 100	341	23.453	700	49.496	240	16.321	148	10.371
Porcentaje	19,84%	22,64%	18,03%	19,41%	24,24%	27,79%	29,66%	28,68%
100 ≤ Sup < 200	292	37.210	560	76.891	142	19.057	95	12.442
Porcentaje	16,99%	35,93%	14,43%	30,15%	14,34%	32,44%	19,04%	34,41%
Sup ≥ 200	114	30.454	274	90.693	37	1.885	31	8.213
Porcentaje	6,63%	29,40%	7,06%	35,57%	3,74%	18,53%	6,21%	22,71%
Total	**1.719**	**103.572**	**3.882**	**254.992**	**990**	**58.740**	**499**	**36.158**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

En la comarca del Cerrato se verifica importante número de explotaciones con menos de 1 ha. Obviamente, éstas no representan un valor relevante desde el punto de vista económico o de extensión de superficie.

La mayor parte de la superficie de la zona de estudio está ocupada por explotaciones dimensionadas entre 100 y 200 ha (1.089 explotaciones que ocupan 145.580 ha de superfície, es decir, el 23,24% del territorio), a excepción de la comarca de Campos, donde la mayor parte del territorio está ocupada por explotaciones dimensionadas con más de 200 ha de superfície. Sin embargo, éstas sólo representan el 7,06% del total de explotaciones de la comarca. A su vez, la mayoría de las explotaciones de la zona de estudio presentan dimensiones entre 50 y 100 ha (1.429 explotaciones) a excepción de las explotaciones de la comarca de Saldaña-Valdavia, donde la mayor parte de ellas se sitúan entre 20 y 50 ha (302 explotaciones).

En definitiva, a partir de las Tablas *III.11* y *III.12*, cabe concluir que en la comarca de Saldaña-Valdavia, las explotaciones son más pequeñas en superficie y están compuestas por parcelas de menor tamaño. A su vez, en la comarca de Campos las explotaciones son mayores en superficie y están compuestas por parcelas de mayor tamaño.

III.2.3.5 Mano de obra agraria

Tal y como se puede comprobar en la *Tabla III.13* a continuación, elaborada a partir de los datos del Censo Agrario de 1999, la mano de obra ocupada en el sector agrario de la zona de estudio es de 5.683 UTA[26]. Siguiendo la tipología de esa fuente estadística, se puede comprobar como ésta se clasifica en mano de obra familiar y mano de obra asalariada. Así en la zona de estudio, de la demanda total de mano de obra, 3.939 UTA son de carácter familiar y 1.749 UTA se corresponden a trabajadores salariados. Asimismo se puede comprobar que una gran parte de la mano de obra familiar corresponde al titular de la explotación, con 2.968 UTA.

Tabla III.13: Distribución del tipo de mano de obra agraria en las comarcas analizadas

Comarcas Agrarias	Nº Expl.	UTA Totales	UTA Familiar				UTA asalariados	% trabajo asalariado	UTA/expl.
			Titular	Cónyuge	Otro familiar	Total familiar			
Cerrato	1.749	1.208	701	34	111	846	362	6,37	0,69
Campos	3.960	2.753	1.426	117	325	1868	884	15,56	0,70
Saldaña-V.	1.041	1.124	520	90	146	756	369	6,49	1,08
Boedo-O.	526	598	321	61	87	469	129	2,27	1,14
Total	**7.276**	**5.683**	**2.968**	**302**	**669**	**3.939**	**1.744**	**30,69**	**0,78**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001) y CSIC (2009).

[26] UTA: Unidad de Trabajo Agrario, que equivale al trabajo anual de una persona con una dedicación laboral de 40 horas/semana (trabajo desarrollado por una persona dedicada a tiempo completo).

Así, se destaca como relevante de los datos expuestos que el porcentaje de la mano de obra asalariada es relativamente bajo comparado con la familiar (sólo el 30,69% de la mano de obra total). Este hecho refleja en cierto modo el carácter familiar de las explotaciones agrarias en la zona de estudio, hecho que se ve reforzado con la media de 0,78 UTA totales por explotación.

Respecto a las diferencias entre las comarcas, como se puede observar, el empleo medio de la mano de obra agraria (medido en UTA/explotación) varía entre 0,6 en las comarcas del sur (Cerrato y Campos) y 1 en las comarcas del norte (Saldaña-Valdavia y Boedo-Ojeda). No obstante, cabe comentar que la tabla anterior apenas recoge datos de explotaciones agrícolas. En ese sentido, conviene mencionar que en las comarcas del norte, los agricultores suelen cumplimentar los aprovechamientos agrícolas con actividades ganaderas, por lo que los valores reales de los requerimientos de mano de obra en esas comarcas seguramente sean mayores que los listados en la *Tabla III.13*.

Además, a la hora de interpretar estos datos, conviene considerar que tanto el titular como el cónyuge, en un 30% de los casos, también disponen de otra actividad laboral además de la propia explotación. Algo similar ocurre con los otros miembros de la familia.

La *Tabla III.14* a continuación presenta una estimación del número de trabajadores que se dedican a las explotaciones de las comarcas agrarias analizadas, computandóse incluso los trabajadores cuya dedicación no sea a tiempo completo.

Tabla III. 14: Trabajadores de las explotaciones de las comarcas agrarias analizadas

Comarcas Agrarias	Tipos de trabajadores				Total (nº)
	Titulares y conyuges (nº)	Otros familiares (nº)	Trabajadores fijos (nº)	Trabajadores eventuales (nº)	
Cerrato	1.997	725	766	124	3.612
Campos	4.209	1.669	2.334	96	8.308
Saldaña-Valdavia	1.162	571	954	21	2.708
Boedo-Ojeda	628	333	386	33	1.380
Total	**7.996**	**3.298**	**4.440**	**274**	**16.008**

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (2001).

Respecto a los datos de población activa derivados del Censo Agrario de 1999 (INE, 2001), el 41% de la población está clasificada como activa en la Provincia de Palencia y el 26,7 % de la población activa de las comarcas agrarias analizadas se dedica a

explotaciones agrícolas. A simple vista no parece que exista una dedicación agraria considerable en las comarcas, pero al excluirse del cálculo a la capital palentina, centro urbano con mayor concentración demográfica de la Provincia, los porcentajes de población activa[27] con dedicación a la agricultura en las comarcas agrarias se aproximan más a la realidad de la zona: Cerrato: 36,5%, Campos: 74,3%, Saldaña-Valdavia: 78,8% y Boedo-Ojeda: 77,0%. Estos datos corroboran lo ya mencionado anteriormente: el marcado carácter agrario y rural de las comarcas analizadas, los que desde el punto de vista sócioeconómico, hace que la actividad agraria sea imprescindible para el sustento de la población de la zona de estudio.

III.2.4. Demografía y sociedad

En este apartado se describe de forma somera, las características sociodemográficas básicas de la población de las comarcas agrarias objeto del análisis y, en casos puntuales, de la provincia de Palencia.

A excepción de los grandes núcleos de población, como la capital Palentina, en las demás zonas de la Provincia apenas existen otras actividades laborales que las propiamente agrarias. La mayor parte de la población activa que habita los núcleos de población más pequeños, está ocupada en explotaciones agrarias como titulares o asalariados. A este respecto, cabe anotar, que gran parte de la población femenina, pese a colaborar directamente en las tareas agrarias, no figura como trabajador agrario en las estadísticas oficiales.

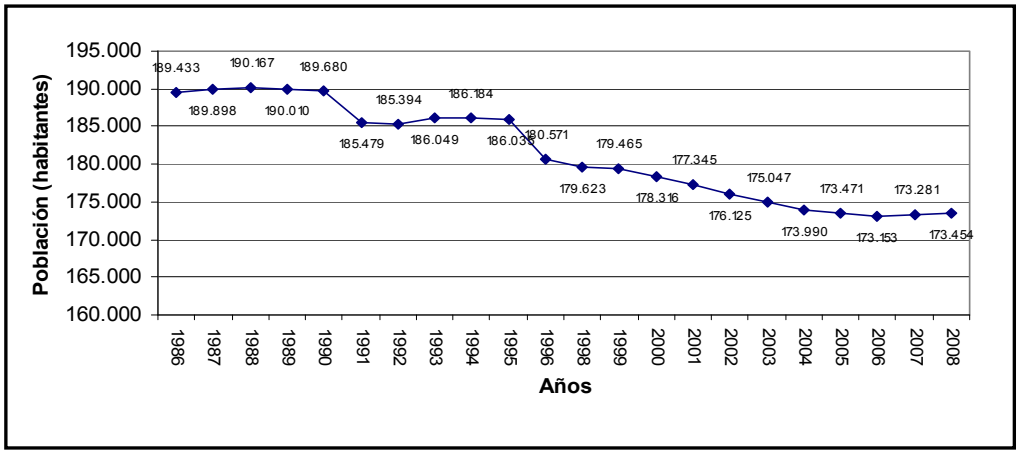
III.2.4.1 Datos sociodemográficos básicos de la población

La Provincia de Palencia cuenta con una población total de 173.454 habitantes y una densidad de población media de 21,54 habitantes/km^2, según los datos facilitados por la Dirección General de Estadística de la Junta de Castilla y León para el año de 2008 (DGEJCyL, 2009).

La *Figura III.7* refleja la evolución de la población palentina a lo largo de los últimos veinte años.

[27] La población activa está compuesta por trabajadores con edades comprendidas entre los 18 y 64 años, que participan en el mercado de trabajo, ya sea como empleados o desempleados.

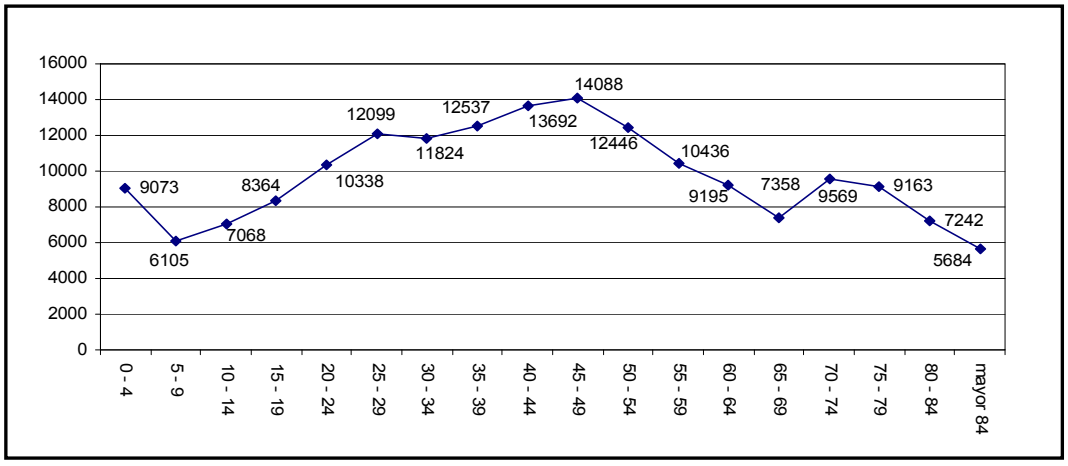
Figura III.7: Evolución de la población de derecho en la Provincia de Palencia



FUENTE: Elaboración propia a partir de DGEJCyL (2009).

La *Figura III.8* presenta la distribución de la población palentina entre distintos rangos de edad para el año base de 2007.

Figura III.8: Distribución de la población palentina por grupo de edad (año base 2007)



FUENTE: Elaboración propia a partir de DGEJCyL (2009).

A partir de las dos figuras anteriores, en lo que concierne a la población de la Provincia de Palencia, se puede afirmar que se trata de una población muy envejecida que declina con el paso del tiempo, donde el número de habitantes mayores de 65 años de edad supera en un 17% a la población con menos de 20 años.

En los últimos años, se ha apreciado un creciente aumento de la población extranjera en toda la Comunidad Autónoma de Castilla y León, lo que ha estabilizado el decrecimiento de la población local (DGEJCyL, 2009). Sin embargo, pese a la llegada de extranjeros, las tasas de crecimiento de la población de la Provincia de Palencia se mantienen en el orden del 0,07% (año base de 2007) y la existencia de una pirámide generacional invertida se mantiene.

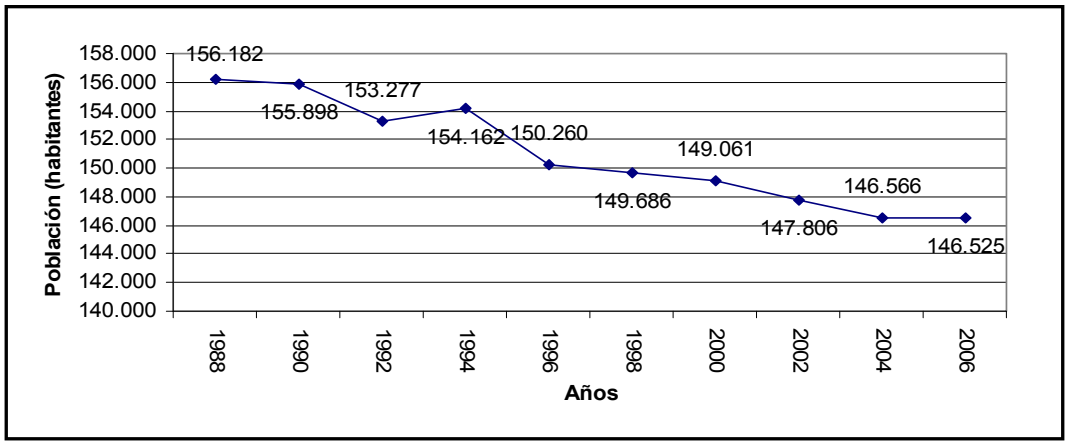
Concretamente, respecto a la evolución de la población en las comarcas agrarias objeto del análisis, la variación de la población total durante los últimos 20 años queda reflejada en la *Tabla III.15* y en la *Figura III.9.*

Tabla III.15: Evolución de la población de derecho en las comarcas agrarias analizadas

Año	Comarcas Agrarias (habitantes)				Total (habitantes)
	Cerrato	Campos	Boedo-Ojeda	Saldaña-Valdavia	
1988	26.082	113.109	6.160	10.831	**156.182**
1990	26.125	113.108	6.013	10.652	**155.898**
1992	25.560	111.820	5.728	10.169	**153.277**
1994	25.450	113.051	5.624	10.037	**154.162**
1996	24.575	110.718	5.336	9.631	**150.260**
1998	24.321	110.624	5.235	9.506	**149.686**
2000	24.024	110.680	5.018	9.339	**149.061**
2002	23.897	109.966	4.810	9.133	**147.806**
2004	23.676	109.495	4.620	8.775	**146.566**
2006	23.574	109.904	4.508	8.539	**146.525**

FUENTE: Elaboración propia a partir de DGEJCyL (2009).

Figura III.9: Evolución de la población de derecho en las comarcas agrarias analizadas



FUENTE: Elaboración propia a partir de DGEJCyL (2009).

A partir de los datos anteriores, se constata como la población disminuye en todas las comarcas agrarias analizadas, siendo la disminución más acusada en las comarcas de Boedo-Ojeda y Saldaña-Valdavia.

Según los datos facilitados por la Dirección General de Estadística de la Junta de Castilla y León (DGEJCyL, 2009), en el año de 2008, la población de las comarcas agrarias de Campos (110.072 habitantes, de los cuáles el 75,07% reside en la capital Palentina), Cerrato (24.295 habitantes), Saldaña-Valdavia (8.472 habitantes) y Boedo-Ojeda (4.401 habitantes), se reparte en un total de 170 municipios, 55 de los cuáles, presentan menos de 100 habitantes censados. En ese sentido, la población de las comarcas agrarias objeto del análisis se distribuye de forma heterogénea a lo largo de la superficie de la zona de estudio, compuesta en su mayoría por núcleos de población pequeños o muy pequeños. La peculiaridad que salta a la vista consiste en que el 56% de los 147.240 habitantes censados en la zona, reside en el municipio de Palencia, capital de la comarca agraria de Campos y también de la Provincia Palentina. Efectivamente, la densidad poblacional de la zona conformada por las cuatro comarcas agrarias analizadas se reduce a 23,62 habitantes/km^2, siendo una de las más bajas de Castilla y León (26,57 habitantes/km^2), España (92,46 habitantes/km^2) y de Europa (70 habitantes/km^2). Además, el 77,7% de la esta población reside en los escasos 15 municipios de la zona con más de 1.000 habitantes.

Así, de todo lo anterior, en lo que concierne la sócio-demografia, se puede afirmar que un rasgo característico de las zonas rurales de las comarcas agrarias palentinas objeto del análisis es su *despoblación*, generada tanto por movimientos migratórios (*exodo rural*), cuanto por las tasas negativas de crecimiento vegetativo (consecuencia directa del *envejecimiento de la población*, que provoca la existencia de una baja cifra de nacimientos por la ausencia de nuevas famílias y un gran número de defunciones).

III.2.5. Economía y agricultura

Tradicionalmente el sector agrario en Castilla y León ha sido uno de los pilares básicos de su economía, sobre el cual se ha sustentado una buena parte de la sociedad, debido principalmente a la gran cantidad de recursos humanos que se han ocupado en él, tanto de manera directa, trabajando en el campo, como de manera indirecta, manufacturando sus productos o suministrando las herramientas necesarias para las explotaciones agrarias. Esta importancia histórica del sector ha sido fruto de la función económica que ha ejercido este sector como suministrador de bienes básicos para la alimentación de la

población. En cualquier caso, a lo largo de las últimas décadas, la importancia relativa de la agricultura dentro del conjunto de la economía ha ido perdiendo peso paulatinamente como consecuencia del proceso de desarrollo económico, caracterizado por el auge de los sectores industriales y de servicios.

En este sentido, para describir la situación económica actual de la agricultura dentro de la economía de la zona de estudio, cabe destacar que no se dispone de datos económicos a nivel comarcal, ya que los estudios disponibles se refieren siempre a ámbitos geográficos distintos al comarcal. Por ejemplo, los datos de la contabilidad nacional proporcionados por el INE se encuentran a nivel de comunidades autónomas, al igual que los datos facilitados por la Dirección General de Estadística de la Junta de Castilla y León. Así siendo, en este apartado simplemente se listarán los datos relativos al margen bruto de las explotaciones de las cuatro comarcas agrarias y su evolución durante los dos últimos Censos Agrarios (1989 y 1999), como referencia a la rentabilidad de las explotaciones de la zona de estudio, para con ello describir de forma indirecta la importancia económica de la agricultura en la zona de estudio. No obstante, cabe recordar que los datos a continuación han de ser tomados con cautela, debido al horizonte temporal de su procedencia y a la fuerte dependencia de las ayudas PAC percibidas a partir de la reforma de 2003.

Tabla III.16: Margen bruto de las explotaciones

Comarcas Agrarias	Censo Agrario de 1989			Censo Agrario de 1999		
	Margen bruto (Euros)			Margen bruto (Euros)		
	MB Total	*MB/explot.*	*MB/ha*	*MB Total*	*MB/explot.*	*MB/ha*
Cerrato	24.638.064	10.348	253	47.634.702	22.824	460
Campos	62.846.367	10.958	258	110.139.654	24.410	427
Saldaña-Valdavia	13.212.465	8.022	283	33.837.303	29.475	607
Boedo-Ojeda	8.003.380	9.285	259	15.828.770	29.476	461
Total	108.700.276	38.613	1.053	207.440.429	106.185	1.955

FUENTE: Elaboración propia a partir de INE (1991 y 2001).

En definitiva, en los apartados anteriores se ha evidenciado como la zona objeto del análisis presenta carácter eminentemente rural y agrario, por lo que la agricultura constituye el pilar fundamental de la economía de la zona, tan solamente, cabe suponer ante la referida ausencia de datos, por detrás del sector servicios (cuya presencia se debe a la gran concentración poblacional en los escasos centros urbanos existentes).

III.3. LA MULTIFUNCIONALIDAD DE LA AGRICULTURA EN LAS COMARCAS AGRARIAS PALENTINAS ANALIZADAS

En los apartados anteriores se ha podido verificar como la Provincia de Palencia, y más concretamente, la zona confomada por las cuatro comarcas agrarias palentinas objeto del análisis, constituye una zona eminentemente agraria y rural (de hecho, el 77% del território total se clasifica como SAU). Las zonas industriales son escasas y muy delimitadas.

Con este perfil sociodemográfico, resulta evidente que la agricultura de la zona de estudio no sólo presenta una función económica, sino que también constituye un pilar básico en la configuración social y en el estado ambiental de las cuatro comarcas agrarias palentinas. Efectivamente, como ya se ha mencionado, la agricultura de la zona presenta carácter marcadamente multifuncional, lo que genera interés por el análisis empírico de la sostenibilidad agraria de la zona.

En este contexto de multifuncionalidad, la agricultura no presenta una actividad valorada por la sociedad únicamente por su producción de alimentos y matérias primas, sino que también debe considerarse como un rasgo básico de la identidad regional, que condiciona el reparto de la población por todo su territorio, su paisaje, el estado del medioambiente, etc. En especial, y con una atención concreta al concepto de la sostenibilidad, el sector primário debe ofrecer una serie de valores tales como la salud, el respeto al medio ambiente, la autenticidad, el bienestar y cuidado animal, la calidad de vida de la sociedad, entre otros aspectos saludables relacionados con la agricultura (Colom Gorgues *et al*., 2001) y valorados positivamente por la población. En ese sentido, con base en la caracterización de la zona realizada en los apartados anteriores, a continuación se pretende describir los principales elementos que conforman las funciones (económicas, sociales y ambientales) de la agricultura de la zona. Precisamente la identificación de estas múltiples funciones ha guiado la selección de los indicadores de sostenibilidad expuestos en el *Capítulo IV*, más concretamente, las características de las múltiples funciones han basado el establecimiento de la estructura jerárquica de los *princípios* y *critérios* de sostenibilidad (véase el *Capítulo IV*), a partir de los cuáles finalmente se han derivado los indicadores de sostenibilidad empleados en esta investigación.

III.3.1. Función económica

Como ya se ha expuesto a lo largo de este capítulo, el sector agrario constituye uno de los pilares básicos de la economía de la zona debido a la gran cantidad de recursos humanos que se encuentran empleados en él.

Sin embargo, la función económica de la agricultura de la zona no sólo se resume a la generación de empleo en el sector primario, además del beneficio obtenido de la actividad propiamente dicha, sino que también, a partir de las interrelaciones con otros sectores de la producción, surgen diversos negocios locales relacionados con el suministro (*inputs* de producción) y asesoramiento (cajas rurales, asesorías etc.) del sector agrario. Estas actividades que se originan alrededor de la actividad agraria también generan puestos de trabajo, que aunque en primera instancia no pertenezcan a dicho sector, dependen directamente de él.

También resulta relevante, en una zona rural cuya principal fuente de ingresos es la agricultura, el hecho de que todos los negocios locales dependan directamente de esta actividad para su viabilidad. Efectivamente, en la mayoría de los "pueblos palentinos", sin computar los escasos centros urbanos, el segundo sector en importancia es el sector servicios. Sin embargo, los ingresos que llegan a este sector, provienen en gran medida de los trabajadores agrarios y de las pensiones estatales de personas jubiladas, que anteriormente en un gran numero, también fueron agricultores.

En definitiva, en lo que concierne a la función económica de la agricultura de la zona de análisis, cabe concluir que las explotaciones agrarias no solo sustentan económicamente a los trabajadores de las mismas (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 1****: Garantía de la renta de los agricultores*), sino que también generan beneficios económicos para sectores afines, como la industria y los servicios, incluidos los pequeños y abundantes negocios locales.

III.3.2. Función social

La función social de la agricultura de la zona se concreta en dos vertientes. Por una parte la agricultura contribuye al mantenimiento y dinamismo de las comunidades rurales, por otra, resulta imprescindible para la conservación del patrimonio cultural y la mejora de la calidad de vida de la población de estas zonas.

En la caracterización presente en los apartados anteriores, se ha evidenciado como el empleo agrario generado por la actividad agraria de la zona no se distribuye de forma homogénea entre los núcleos de población. En municipios con mayor número de habitantes, existen alternativas al empleo agrario para un alto porcentaje de la población, sin embargo, en municipios pequeños o muy pequeños (de los 170 municipios que componen la zona compuesta por las cuatro comarcas agrarias analizadas, 55 de éllos presentan menos de 100 habitantes censados) la ocupación laboral se limita casi exclusivamente a la agricultura y la ganadería. Por lo tanto, resulta obvia la importancia social que recae sobre esta actividad, en la medida que contribuye de forma vital al mantenimiento de la forma de vida rural de estos parajes.

Como se ha comentado anteriormente, la despoblación rural es uno de los mayores problemas a los que se enfrentan las cuatro comarcas palentinas. Durante vários años, el éxodo rural representado por desplazamiento de la mano de obra jóven, principalmente de origen femenino, ha generado la desaparición de buena parte del patrimonio histórico y cultural de la región, así como del estilo de vida rural, además del envejecimiento y masculinización de la población rural.

Una de las causas más importantes de esta despoblación es la continua "desagrarización" que han sufrido las comarcas agrarias objeto de estudio. Efectivamente, ante el declive de la economía agraria (aumento de la competencia, bajada real de precios agrarios e incremento de costes), los agricultores de las explotaciones más pequeñas y de menor rentabilidad han sido expulsados de este sector económico y del ámbito rural por la dificultad creciente para generar una renta agraria suficiente para el sostenimiento de las familias (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 7****: Adecuada dependencia de la actividad agraria*). El resto de productores supervivientes, al objeto de mantener su rentabilidad, se han visto obligados a realizar una profunda reconversión. Este proceso se ha caracterizado básicamente por un incremento de la mecanización y un aumento en paralelo de la dimensión económica de sus explotaciones, tanto por arrendamiento como por compra de nuevas tierras a los productores que abandonan la actividad o se jubilan (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 6****: Continuidad intergeneracional en la actividad – riesgo de abandono de la actividad agraria*). En todo caso, de todo lo expuesto anteriormente, cabe afirmar la importancia capital del abandono de las actividades agrarias como circunstancia fundamental que ha favorecido la despoblación rural (Franco y Manero, 2002).

Conviene comentar igualmente que el éxodo rural comienza con la emigración de los hijos de los pequeños agricultores, cuyas explotaciones ya no son capaces de sustentar y

dar trabajo a toda la familia. El proceso se retroalimenta porque el descenso poblacional, inicialmente provocado por la crisis agraria, induce a que se reduzca la demanda de otros productos industriales o de servicios, con lo que obliga al resto de pequeños empresarios rurales a optar también por la vía de la emigración (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 5****: Fijación de la población agraria en el medio rural*). Se produce, en definitiva, un "círculo vicioso" en el que el descenso de población agraria deja una situación insostenible para el mantenimiento de otros servicios rurales, públicos y privados, reduciéndose aún más la oferta de empleo existente (Camarero, 1993).

Respecto a las funciones sociales de la agricultura de la zona, además de constituir la principal fuente de empleo agrario (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 4****: Optimización de las condiciones de trabajo*), la actividad también genera otros valores sociales. Los elementos de la cultura rural (paisajes compuestas por espacios medioambientales protegidos, rutas de avistamento de aves en áreas dentro de la Red Natura[28], ruta del Camino de Santiago con gran concentración de arquitectura del estilo románico, y presencia de elementos singulares tal y como palomares, construcciones de explotaciones tradicionales, setos, caminos, charcas, antiguos canales de riego etc) componen bienes cada vez más demandados y valorados por la población urbana (Oria de Rueda, 2003), lo que en los últimos tiempos ha facilitando la creación de nuevos negocios locales alrededor del denominado "turismo rural", que se basa fundamentalmente en la forma de vida de los agricultores y ganaderos.

Así, resumiendo, se puede afirmar que el sector agrario lleva realizando implícitamente una importante función social en las zonas rurales de las cuatro comarcas agrarias palentinas. Efectivamente, el sector agrario cumple una relevante función en la preservación de la viabilidad económica de estas zonas rurales, como fuente básica de empleo y riqueza de las mismas. Por ello, toda disminución adicional de la actividad agraria agravaría el problema de la despoblación. Asimismo, con su aportación a la fijación de la población, la agricultura promueve igualmente la conservación del patrimonio cultural del medio rural (p.ej. el paisaje), así como la conservación de su estilo de vida rural.

[28] Natura 2000 es una red de áreas naturales de alto valor ecológico a nivel de la Unión Europea, establecida con arreglo a la Directiva 92/43/CEE, sobre la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, (conocida como Directiva Hábitats) de 1992. La Red Natura incluye además zonas declaradas en virtud de la Directiva 79/409/CEE, relativa a la conservación de las aves silvestres, (Directiva Aves) de 1979. Esta red tiene por objeto garantizar la supervivencia a largo plazo de las especies y hábitats europeos más valiosos y amenazados, para con ello garantizar el mantenimiento de los niveles de calidad de vida de los ciudadanos de la UE y favorecer el desarrollo sostenible. Concretamente Castilla y León es la comunidad autónoma española con más espacios protegidos incluidos en la Red Natura 2000, con una superficie protegida de 2,4 millones de ha (25,9% del territorio regional).

III.3.3. Función ambiental

Como ya se ha apuntado a lo largo del presente capítulo, el 77% de la superficie de las comarcas agrarias analizadas se clasifica como SAU. A su vez, la Comunidad Autónoma de Castilla y León en la que se insieren las cuatro comarcas agrarias palentinas objeto del análisis presenta la mayor biodiversidad medioambiental de España (el 85% de todas las especies catalogadas en território nacional tienen representación en la Comunidad). Por lo que, como cabe esperar, en esta zona de estudio eminentemente agraria y rural, la agricultura y la ganadería influyen de forma significativa en el espacio medioambiental.

Como ya se ha mencionado anteriormente, la actividad agraria de la zona de estudio se caracteriza por la realización de actividades extensivas de secano y la presencia de una importante parte de las tierras en barbecho. Ello favorece la producción de un importante número de externalidades positivas debido a la concurrencia de una serie de características comunes, como son una menor intensificación, unos elevados rendimientos por trabajador y bajos por hectárea, y una reducida proporción de mano de obra en relación a los factores tierra y capital (Pérez, 2001).

Según DIA (2003), los valores ambientales positivos de la agricultura de la zona pueden resumirse en valores de conservación de la fauna y la flora, presentes en el sistema agrario de secano extensivo. Efectivamente, las actividades agrarias de secano, favorecen la existencia de determinadas espécies de flora y fauna adaptadas, tras años de convivencia, a este sistema de producción. Entre estos seres vivos, merecen especial destaque las aves esteparias[29] que utilizan las estepas cerealistas de Campos y Cerrato como zonas de anidamiento. El clima de estas comarcas sumado a la existencia de mosaicos de cultivos, dibujados por lindes y bosquetes, hacen que estas especies, parte de ellas protegidas, encuentren en estas zonas refugio, comida y lugares aptos para la cria (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 8****: Mantenimiento de la biodiversidad*).

No sólo las aves se ven favorecidas por las explotaciones de secano extensivas. Alrededor de estas últimas también se genera un ecosistema favorable en el que los animales y plantas adventicias, adaptan sus ciclos reproductivos a los ciclos de los cultivos. En las comarcas del norte, por ejemplo, la ganadería extensiva, genera praderas naturales que constituyen ecosistemas únicos mantenidos así desde hace ya vários siglos (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 13****: Mantenimiento de la diversidad de hábitats*).

[29] Las principales espécies de aves catalogadas como “esteparias” (presentes en las estepas cerealistas) de alto valor natural y observadas en la zona son: la avutarda (*Otis tarda*), el sisón (*Tetras tetrax*), la ganga ortega (*Pterocles orientalis*), la ganga común o ibérica (*Pterocles alchata*), el aguilucho cenizo (*Cyrcus pygargus*), la calandria (*Melanocorypha calandra*), el cernícalo primilla (*Falco naumani*) y la garcilla cangrejera (*Ardeola ralloides*), entre otras (Suárez *et al*., 1997).

Pero la función ambiental de la agricultura de la zona no sólo se reduce a externalidades positivas. También se verifican externalidades negativas principalmente derivadas de los nuevos cultivos en regadíos (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 11****: Minimización de la detracción de agua*) o la intensificación de la producción mediante el empleo masivo de fertilizantes y fitosanitarios (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 10****: Mantenimiento de la calidad química del suelo*).

Para minimizar los daños que la agricultura pueda causar al medio ambiente sobre el que se desarrolla y del que depende, los titulares de las explotaciones se comprometen a desarrollar su actividad de acuerdo al "Código de buenas prácticas agrarias" (Decreto 109/1998 de la Junta de Castilla y León) de obligado cumplimiento.

Además, en un intento de fomentar las funciones ambientales positivas de la agricultura y mitigar las negativas, a través de la adopción por parte de los agricultores de prácticas de cultivo más respetuosas con el medio ambiente, en el marco de la PAC se han diseñado las denominadas "ayudas agroambientales" (Reglamento 2078/92 de la UE). A fecha de hoy, estas ayudas, de libre adhesión para los agricultores, en la zona de estudio son:

a) El barbecho medioambiental (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 13****: Mantenimiento de la diversidad de hábitats*);

b) La ayuda al fomento de la agricultura ecológica (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 9****: Minimización de la pérdida de suelo*);

c) La ayuda medioambiental al cultivo del girasol en secano;

d) Los sistemas de extensificación para la protección de la flora y la fauna (identificación del ***Criterio de sostenibilidad 13****: Mantenimiento de la diversidad de hábitats*).

Como resumen, puede afirmarse que la agricultura en la zona estudiada tiene un carácter dual en relación con el medioambiente, dada la generación de externalidades, tanto positivas como negativas. No obstante, las externalidades negativas, si bien importantes, están presentes en gran parte de los cultivos agrarios y son menos significativas que las positivas autóctonas de la zona. Efectivamente, mientras que las primeras están muy localizadas en el entorno de las actividades más intensivas, las segundas se generan en la inmensa mayoría de la SAU (87,21% de la superficie de cultivos con orientación de secano extensivo). De hecho, puede concluirse que la agricultura de la zona desempeña una función ambiental globalmente positiva.

III.4. APLICACIÓN DE LA POLÍTICA AGRARIA COMÚN (PAC) EN LAS COMARCAS AGRARIAS PALENTINAS ANALIZADAS

En los últimos años, la aportación económica de las ayudas europeas a la agricultura ha modificado sustancialmente la fuente de origen de los ingresos de las explotaciones agrarias de las comarcas agrarias objeto del análisis. Estas ayudas directas y vinculadas a la superficie cultivada y a la producción de la misma, se perciben desde la reforma de 1992 y han supuesto en la práctica, que algunas explotaciones de zonas poco favorecidas, como puede considerarse gran parte de la zona de estudio, perciban a través de ellas más del 50 % de sus ingresos.

Según García Álvarez-Coque *et al*. (2006), respecto al reparto y enfoque de estas ayudas, se puede distinguir claramente tres períodos:

1) Desde el inicio de las ayudas directas a la producción hasta el año 2000, cuando se inicia la programación de la denominada "Agenda 2000";

2) El periodo comprendido entre 2000 y 2006;

3) Desde 2006 (año en que se aplica el desacoplamiento parcial o total de las ayudas del primer pilar) hasta la fecha actual.

Las estadísticas nacionales disponibles para estos tres períodos generalmente se disponibilizan agrupadas por comunidad autónoma. Sin embargo, como se verá en el *Capítulo IV*, los datos referentes a los ingresos procedentes de las rentas no agrarias, como es el caso de las subvenciones, necesarios para el cálculo de dos de los indicadores de sostenbilidad propuestos en esta investigación, se obtuvieron directamente de la encuesta realizada a los agricultores. Por ello, en este apartado, se incluirán datos meramente descriptivos de las principales políticas agrarias llevadas a cabo en la zona de estudio.

Cabe también matizar que no se pretende aquí realizar una descripción exhaustiva de los fundamentos, pilares y diversos tipos de ayudas que componen la PAC[30]. Apenas se pretende transmitir la idea que, como ocurre en tantas otras zonas agrarias del país, la zona elegida para la aplicación empírica de la metodología propuesta en este trabajo presenta fuerte dependencia de las ayudas públicas para la supervivencia de su sector agrario. Asimismo, también se pretende dar a concer al lector los principales tipos de

[30] Para ello, remitimos al lector interesado a la contribución de García Álvarez-Coque *et al*. (2006).

ayudas percibidas por los agricultores de la zona de estudio para facilitar el entendimiento de parte de las conclusiones presentes en el *Capítulo VII* en matéria de política agraria.

III.4.1. Pago único y pago acoplado a la producción

El pago único y el pago acoplado a la producción constituyen los pagos derivados del Primer Pilar de la PAC. Desde el año 2006, parte de ellos se han desacoplado de la producción y ahora dependen directamente de los derechos de pago único obtenidos por el titular de una explotación, en función de los cultivos realizados y la superficie asignada a dichos cultivos durante el período de referencia (2000, 2001 y 2002). Antes del año 2006, el importe de las ayudas se presentaba 100% acoplado a la producción, y se calculaba con base en el cociente: superfice/rendimiento comarcal.

Las ayudas procedentes del Primer Pilar de la PAC destinadas a la Comunidad Autónoma de Castilla y León aparecen listadas en la *Tabla III.17* en función de los tres períodos mencionados anteriormente.

Tabla III.17: Pagos procedentes del primer pilar de la PAC destinados a Castilla y León

Comunidad Autónoma	Ayudas percibidas (€)		
	1º período (1997 -1999)	2º período (2000-2002)	3º período (2006-2008)
Castilla y León	1.975.800.000	2.238.900.000	2.255.346.829

FUENTE: Elaboración propia a partir de DGEJCyL (2009) y MAPA (2004).

La Comunidad Autónoma de Castilla y León cuenta con 3.557.705 ha de tierras labradas, de las cuáles 453.462 ha (12,75%) se localizan en las comarcas agrarias objeto del análisis (INE, 2001). Pese a que la distribución de la cuantía de las ayudas en función únicamente de la superficie labrada no resulte una medida correcta (en la medida que además del tipo de cultivo, éstas también dependen del sistema agrario de producción - secano o regadío - , y del rendimiento comarcal asignado a la zona), la aproximación presentada en la siguiente *Tabla III.18* puede permitir al lector hacerse una idea de la importancia económica de dichas ayudas en la zona de estudio.

Tabla III.18: Estimación de las ayudas procedentes de la PAC en las comarcas agrarias (2008)

Comarcas Agrarias	Superficie labrada (ha)	Subvenciones estimadas (€/comarca)	Explotaciones (nº)	Subvención media estimada por explotación (€/ha)
Cerrato	103.572	22.419.563	1.719	13.042
Campos	254.992	55.196.475	3.882	14.219
Boedo-Ojeda	58.740	12.715.069	499	25.481
Saldaña-Valdavia	36.158	7.826.889	990	7.906
Total zona	453.462	98.157.997	7.090	13.845

NOTA: Los datos se han calculado como una aproximación de las ayudas percibidas en el año 2008 en función de la variable *superficie cultivada*, por lo que no deben ser considerados como reales, sino como estimaciones.
FUENTE: Elaboración propia a partir de DGEJCyL (2009), MAPA (2004) e INE (2001).

Estas cifras reflejan la clara importancia de estas ayudas para las explotaciones de la zona, de hecho, los ingresos medios por superficie alcanzan los 216 €/ha de media en Castilla y León (identificación del ***Criterio de sostenibilidad***[31] ***2****: Minimización de la dependencia de subsídios*)

III.4.2. Ayudas estructurales y de desarrollo rural

Este grupo de ayudas dependientes del Segundo Pilar de la PAC, no está directamente vinculado a la producción de las explotaciones agrarias. Algunas de estas ayudas, como las ayudas a la formación o la diversificación económica del medio rural, pueden ser percibidas por personas que no se dediquen a la agricultura. No obstante, el reparto de dichas ayudas considera que una mejora en el entorno rural, supone también una mejora en la calidad de vida de todos sus habitantes, incluidos por lo tanto, los agricultores locales.

Según la tipología establecida por el Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural (MAPA, 2004), las ayudas procedentes del Segundo Pilar de la PAC aplicables a la zona de estudio pueden dividirse de la siguiente manera:

[31] Los criterios de sostenibilidad que no han sido listados en este apartado ni en el anterior, se refieren a:

- Criterio 3 : Minimización del impacto de riesgos (la fuerte oscilación climática característica de la zona favorece la existencia de pedrisco y asurado de cosechas);

- Criterio 12: Optimización del balance de energía (característica deseable para las explotaciones agrícolas desde el punto de vista ambiental y económico).

1) Ayudas a las rentas.

- Indemnización compensatoria.

2) Ayudas de mejoras estructurales y de las condiciones productivas.

- Mejoras de las infraestructuras productivas.
  - Concentración parcelaria, red viaria e infraestructuras.
  - Regadíos.
  - Servicios técnicos de apoyo a las explotaciones.
- Mejora de la estructura productiva agraria.
  - Modernización de las explotaciones.
  - Instalación de jóvenes.
  - Cese anticipado de la actividad agraria.
- Mejora de las estructuras de comercialización y transformación.
  - Fomento del asociacionismo y de los acuerdos interprofesionales.
  - Fomento de la calidad y denominaciones de origen.
  - Apoyo a inversiones de mejora de la comercialización de productos agrarios.

3) Ayudas vinculadas a la mejora ambiental.

- Medidas agroambientales.
- Silvicultura y Acciones de protección y mejora animal.
- Forestación de tierras agrarias.

4) Ayudas a la diversificación económica del medio rural.

- Apoyo técnico.
- Pymes rurales.
- Turismo rural y cultural.
- Otras líneas.

5) Formación.

- Formación agraria.
- Formación para la diversificación.

A continuación, la *Tabla III.19* refleja la evolución y distribución de las cuantías percibidas por Castilla y León en concepto de ayudas FEADER (Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural) procedentes del Segundo Pilar de la PAC.

Tabla III.19: Evolución y distribución de las ayudas FEADER percibidas en Castilla y León

Concepto de las ayudas	2006 (€)	2007 (€)	2008 (€)	TOTAL (€)
Cese anticipado	3.057,00	6.463.136,77	13.635.602,96	20.101.796,73
Agroambientales	6.777,00	10.460.602,11	30.661.681,65	41.129.060,76
Forestación	7.423,00	9.493.854,74	16.984.560,21	26.485.837,95
Indemnización compensatoria	33.622,00	16.527.733,67	42.910.671,65	59.472.027,32
Industrias agrarias	-	4.672.429,13	20.659.085,38	25.331.514,51
Modernización	-	2.808.312,31	22.428.480,58	25.236.792,89
Desbroces	465,00	1.905.472,59	5.320.057,52	7.225.995,11
Otras	10,00	170.226,45	2.180.773,51	2.351.009,96
TOTAL	**51.354,00**	**52.501.767,77**	**154.780.913,46**	**207.334.035,23**

FUENTE: Elaboración propia a partir de Organismo Pagador de la Comunidad de Castilla y León (2009).

Los datos anteriores dejan constancia de la importancia que presentan las ayudas europeas y las ayudas cofinanciadas por el estado (y/o las comunidades autónomas), en el día a día del medio rural en general y de las explotaciones agrarias en particular.

III.5. PRINCIPIOS Y CRITÉRIOS DE SOSTENIBILIDAD IDENTIFICADOS PARA EL ÁMBITO DE APLICACIÓN EMPÍRICA

De todo el análisis realizado sobre los dos sistemas agrarios de Castilla y León (Secanos de las campiñas media-bajas y Regadíos del Duero) seleccionados como el ámbito de aplicación empírica de la metodología que se propone en el *Capítulo IV* de esta investigación, con base en la caracterización de las cuatro comarcas agrarias palentinas (Cerrato, Campos, Saldaña-Valdavia y Boedo-Ojeda) donde ambos sistemas agrarios están presentes, como primera observación se ha podido comprobar una relativa homogeneidad en toda la zona de estudio con respecto a las características geográficas y climáticas. Igualmente, esta homogeneidad se ha manifestado en el análisis demográfico sobre la estructura y la evolución de la población, los problemas de la despoblación, del éxodo rural y del envejecimiento. En esta misma línea, se ha podido observar una homogeneidad en la actividad agraria en cuanto a la utilización de suelos, los aprovechamientos agrarios, la mano de obra y las características de las explotaciones. Asimismo, con base en los datos expuestos, la caracterización del ámbito de aplicación empírica se ha completado con el análisis de la multifuncionalidad de la agricultura que ha demostrado una homogeneidad en la generación de los bienes y servicios no comerciales producidos por la agricultura. Como conclusión, la zona

conformada por las cuatro comarcas analizadas se presenta como una zona de estudio con características homogéneas y una multifuncionalidad agraria relativamente semejante a lo largo de su territorio, siendo una zona adecuada para la realización del estudio propuesto sobre la sostenibilidad agraria.

En ese sentido, con base en la caracterización de la zona de análisis presentada a lo largo de este capítulo y en los elementos que componen las funciones (económicas, sociales y ambientales) de la agricultura de dicha zona, se ha podido identificar una estructura jerárquica compuesta por 7 principios y 13 critérios de sostenibilidad que revisten interés para el estudio de la sostenibilidad de la zona (véase la *Tabla III.X*), a partir de los cuáles finalmente se han derivado los indicadores de sostenibilidad empleados en la metodología propuesta en el *Capítulo IV* de esta investigación.

Tabla III.20: Principios y criterios de sostenibilidad identificados para la zona de análisis

FUNCIONES DE LA AGRICULTURA	PRINCIPIOS	CRITERIOS
ECONÓMICA	*Función económica*	1) Garantía de la renta de los agricultores 2) Minimización de la dependencia de subsidios 3) Minimización del impacto de riesgos
SOCIAL	*Función social*	4) Optimización de las condiciones de trabajo 5) Fijación de la población agraria en el medio rural 6) Continuidad intergeneracional en la actividad 7) Adecuada dependencia de la actividad agraria
AMBIENTAL	*Función de oferta de recursos bióticos*	8) Mantenimiento de la biodiversidad
	Función de calidad del suelo	9) Minimización de la pérdida de suelo 10) Mantenimiento de la calidad química del suelo
	Función de cantidad de agua	11) Minimización de la detracción de agua
	Función de ahorro de energía	12) Optimización del balance de energía
	Función de oferta de hábitats	13) Mantenimiento de la diversidad de hábitats

FUENTE: Elaboración propia.

Ambos conceptos (principios y critérios), así como los indicadores de sostenibilidad que de ellos se derivan se describen en el *Capítulo IV* a continuación.

CAPÍTULO IV.

METODOLOGÍA PARA LA OBTENCIÓN DE UN CONJUNTO DE INDICADORES SINTÉTICOS DE SOSTENIBILIDAD AGRARIA A NIVEL DE EXPLOTACIÓN

CAPÍTULO IV.

METODOLOGÍA P ARA LA OBTENCIÓN DE UN CONJUNTO DE I NDICADORES SINTÉTICOS DE SOSTENIBILIDAD AGRARIA A NIVEL DE EXPLOTACIÓN

El presente capítulo pretende enmarcar la metodología seguida en esta investigación para la construcción de indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria. Con este propósito, este capítulo se ha descompuesto en cuatro secciones. En la primera sección se expone el esquema metodológico seguido en este trabajo. En la segunda se describe el proceso de selección de indicadores de sostenibilidad agraria a nivel de explotación. En la tercera se aborda el origen de la información para el cálculo de indicadores de sostenibilidad. Finalmente, en la cuarta sección se abordan los métodos para la construcción de un conjunto de indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria.

En la primera sección, se expone de forma breve y resumida el esquema metodológico que se adopta para este trabajo, y que será tratado con mayor nivel de detalle a lo largo de los diferentes apartados del presente capítulo.

La segunda sección está relacionada con la selección de indicadores de sostenibilidad a nivel de explotación y se subdivide a su vez en dos partes. En la primera parte, se trata de explicar el proceso de selección de indicadores mediante el marco metodológico elegido para ello (el Marco SAFE). En la segunda parte, se describe con detalle los indicadores de sostenibilidad seleccionados. Estos aparecen agrupados en función de la dimensión de la sostenibilidad a la que pertenecen y se exponen bajo el formato de fichas descriptivas, en las que se comentan sus características básicas (definición, método de cálculo, interpretación y origen de la información).

En la tercera sección se expone el origen de toda la información recabada para el cálculo de los indicadores e indicadores sintéticos de sostenibilidad seleccionados. Esta sección se descompone en tres partes. Las dos primeras partes tratan del origen de la información primaria procedente de las explotaciones agrarias y de expertos,

respectivamente. La última parte de esta sección trata de la recogida de la información secundaria necesaria para el cálculo de los coeficientes técnicos utilizados en el cálculo de los indicadores.

En la cuarta y última sección de este capítulo se describe el proceso de construcción de los diferentes indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria considerados. Esta sección se subdivide a su vez en cuatro partes. La primera parte trata de exponer el esquema metodológico de cálculo de indicadores sintéticos de sostenibilidad que ha sido adoptado en este trabajo. Dado que este esquema se compone de diez etapas básicas, siendo tres de ellas las más importantes, se consideró que merecían especial atención y mayor grado de detalle, por lo que aparecen separadas como las tres últimas partes de esta sección. La primera de ellas explica el procedimiento de normalización de indicadores empleado en este trabajo. La segunda aborda la etapa de asignación de pesos a los indicadores y describe los dos métodos de ponderación que serán empleados en la parte empírica de esta investigación (el análisis de componentes principales y el proceso analítico jerárquico). Finalmente, la tercera trata de los procedimientos de agregación de indicadores empleados. En esta parte se justifica la selección de las tres metodologías de agregación que serán empleadas en la parte empírica (agregación aditiva, agregación multiplicativa y una técnica multicriterio basada en la distancia del punto ideal).

IV.1. ESQUEMA METODOLÓGICO DEL TRABAJO

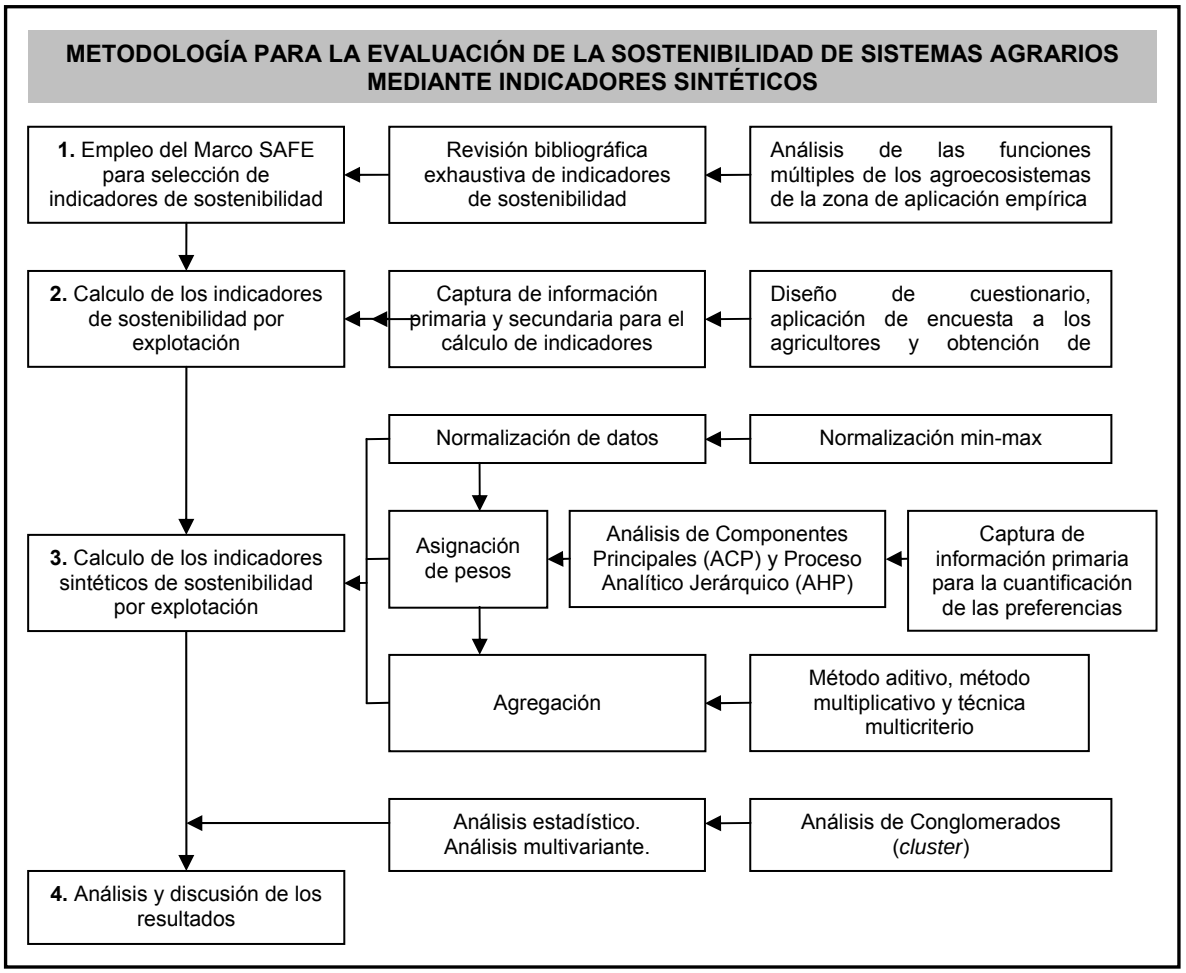
Sobre la base de los elementos teóricos expuestos previamente en el *Capítulo II*, la metodología que se desarrolla en este trabajo y que permitirá la consecución del objetivo planteado puede esquematizarse tal y como se plasma en la *Figura IV.1* a continuación.

De forma general, la metodología empleada en este trabajo para derivar los indicadores de sostenibilidad se traduce en las cuatro etapas listadas abajo de forma resumida. No obstante, cabe indicar que cada una de estas cuatro etapas será discutida con mayor grado de detalle a lo largo de las secciones de este capítulo.

Selección de los indicadores simples. Empleando el Marco SAFE (Sauvenier *et al*., 2006; van Cauwenbergh *et al*., 2007) como marco teórico, se han definido los criterios y parámetros relacionados con la sostenibilidad agraria en la zona de estudio. A continuación se ha realizado de una larga y exhaustiva revisión bibliográfica para la identificación de indicadores de sostenibilidad que pudieran ajustarse a los principios y criterios seleccionados, sucedida por un proceso de eliminación. Así se ha podido

finalmente obtener una lista compuesta por 7 principios, 13 criterios y 16 indicadores de sostenibilidad. Estos últimos se han utilizado para analizar los dos sistemas agrarios considerados en el análisis empírico de este trabajo y ya expuestos en el capítulo anterior.

Figura IV.1: Esquema metodológico de la investigación



FUENTE: Elaboración propia

Cálculo de los indicadores de sostenibilidad por explotación y sistema agrario. Se ha procedido a la obtención de información primaria vía aplicación de encuestas a agricultores y consulta a panel de expertos, además de la obtención de coeficientes técnicos desde diversas fuentes secundarias. A partir de esta información se han calculado cada uno de los indicadores seleccionados para cada explotación muestreada.

Cálculo de los indicadores sintéticos de sostenibilidad por explotación. Con este propósito se han implementado las diez etapas sugeridas por Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OECD

y JRC (2008) para la construcción de indicadores sintéticos. Para ello se han combinado dos metodologías de ponderación (análisis de componentes principales y proceso analítico jerárquico) y tres metodologías de agregación (método aditivo, método multiplicativo y técnica multicriterio basada en la distancia del punto ideal) que resultaron finalmente en la obtención de nueve índices de sostenibilidad global distintos para cada explotación tipo.

Análisis y discusión de resultados. La combinación de los distintos métodos considerados para la construcción de indicadores sintéticos ha permitido basar un análisis crítico y comparativo de resultados, del cual se podrán obtener conclusiones de carácter metodológico. Asimismo, el análisis de resultados tendrá una componente empírica al objeto de derivar las conclusiones oportunas para la mejora de la 'gobernanza' de la actividad agraria en los sistemas agrarios considerados.

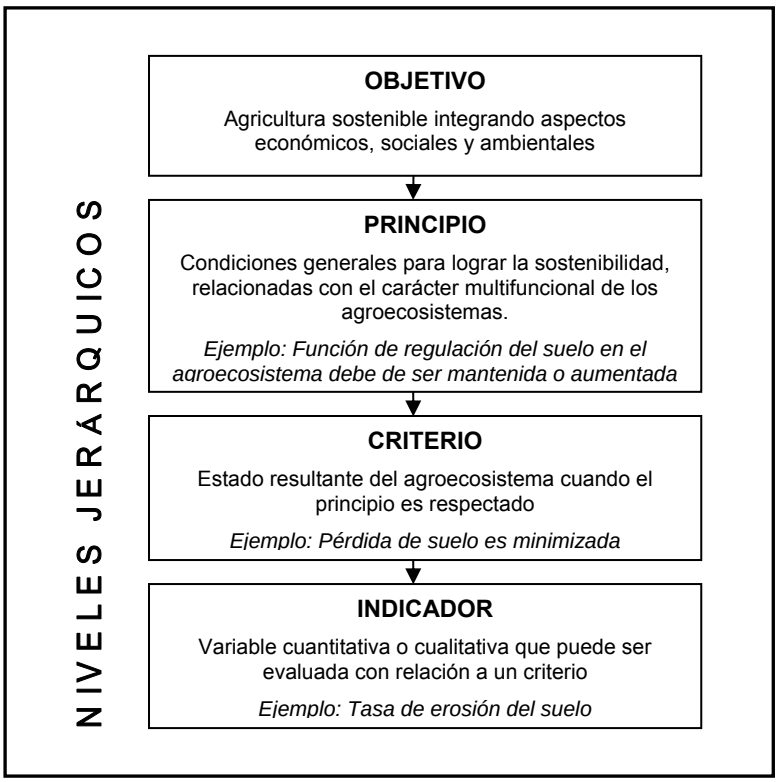
IV.2. SELECCIÓN DE INDIC ADORES DE SOSTENIBILIDAD AGRARIA A NIVEL DE EXPLOT ACIÓN MEDI ANTE EL MAR CO SAFE

Definido el marco teórico en el *Capitulo II*, la primera etapa para el desarrollo de la metodología definida para este trabajo consistió en la selección de un *plan de indicadores* para la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias que cubriera las tres componentes del concepto (económica, social y medioambiental). Como ya se ha mencionado anteriormente, las etapas iniciales de diseño y selección de indicadores para cada una de las dimensiones de la sostenibilidad se han basado en el marco metodológico de evaluación de la sostenibilidad propuesto por Sauvenier *et al*. (2006) y van Cauwenbergh *et al*. (2007), denominado Marco SAFE (*Sustainability Assessment of Farming and the Environment Framework*). El Marco SAFE propone evaluar la sostenibilidad de la actividad agraria en tres posibles escalas geográficas (sistema agrario, explotación agraria y parcela), mediante el empleo de una estructura jerárquica adaptada de la aplicación de la Teoría PC&I para la evaluación de bosques (Lammerts van Bueren y Blom, 1997). Dicha estructura está compuesta por una jerarquía compuesta de: a) principios, b) criterios y c) indicadores.

La estructura general del Marco SAFE aparece listada en la *Figura IV.2* y la definición de cada uno de los niveles jerárquicos se describe a continuación.

- *Los principios*. Representan el primer nivel jerárquico relacionado con las múltiples funciones de los agroecosistemas (de Groot *et al*., 2002) y con los tres pilares de la sostenibilidad: económico, social y ambiental (Munasinghe, 1993). Según la definición de Lammerts van Bueren y Blom (1997), un principio es "una ley o regla fundamental que sirve de base para el análisis y la acción". Estos principios son generales y aplicables a escala internacional.

Figura IV.2: Estructura jerárquica del Marco SAFE



FUENTE: Adaptado de Sauvenier *et al*. (2006)

- *Los criterios*. Componen los estados resultantes de los agroecosistemas cuando los principios son respetados. Los criterios trasladan los principios al agroecosistema de estudio y son más concretos que los primeros, por lo que son más fáciles de relacionar con los indicadores (Lammerts van Bueren y Blom, 1997).

- *Los indicadores*. Constituyen variables de diversa índole que pueden ser evaluadas para medir el cumplimiento de un criterio (Lammerts van Bueren y Blom, 1997). Los indicadores seleccionados deben de conformar un conjunto representativo de la sostenibilidad agraria de la zona de estudio en todos sus aspectos (económicos,

sociales y ambientales).

Siguiendo este marco teórico para la selección de indicadores, primeramente se estableció la estructura jerárquica de los principios y criterios de sostenibilidad, relacionados con las funciones múltiples de los agroecosistemas y las tres dimensiones de la sostenibilidad que la zona de estudio alberga, según las pautas sugeridas por el Marco SAFE. Cabe indicar que además de los supuestos PC&I derivados del Marco SAFE, ha sido necesario establecer otro tipo de hipótesis por la naturaleza del análisis en sí. El hecho de que se trate de medir la sostenibilidad agraria mediante el análisis de sus componentes con base al uso de indicadores, hace tan necesario como evidente definir las siguientes hipótesis respecto al procedimiento de selección de indicadores adoptado (Trapero, 1977):

- *Hipótesis primera: "Completitud"*. El número de indicadores simples seleccionados es tal que las propiedades relacionadas con el objetivo buscado por el indicador sintético están representados a través de los indicadores simples que lo componen.

- *Hipótesis segunda: "Bondad de los indicadores simples"*. Los indicadores simples seleccionados son buenos, es decir, miden bien los estados en que se encuentran los parámetros en el momento temporal a que se refieren.

- *Hipótesis tercera: "Objetividad"*. La finalidad buscada por el indicador sintético es debidamente alcanzada mediante indicadores parciales objetivos, sin que sea necesario utilizar indicadores de percepción.

En este sentido, para obtener una lista óptima de indicadores de sostenibilidad, se ha comenzado estableciendo una lista larga y exhaustiva de indicadores de sostenibilidad que sirviese de catálogo completo de alternativas disponibles. Dicho catálogo se ha obtenido a partir de una exhaustiva revisión de literatura, a partir de la cual se han recogido los indicadores utilizados en estudios empíricos anteriores, realizados tanto por instituciones nacionales e internacionales[32] (aplicables a la escala de análisis adoptada) como por autores concretos[33]. Este catálogo inicial debe de ser muy amplío al objeto de poder cumplir la primera hipótesis (completitud). Así, es preferible cubrir en exceso el objetivo a medir (los principios y criterios seleccionados), antes que errar por defecto.

[32] Bazzani *et al*. (2004), Delbaere (2002), de Angelis (2002), EEA (2005 y 2006), Eurostat (2001), INE (1994), MAFF (2000), Mc Rae *et al*. (2000), NRC (2000), OCDE (1993, 1999a, 1999b y 2001), ONU (1996 y 2008), Smyth y Dumanski (1994) y Wascher (2000), entre otros.

[33] En este sentido sólo se han considerado los trabajos de investigación que han adoptado la explotación agraria como unidad de análisis: Arshad y Martin (2002), Bockstaller *et al*. (1997), Bossel (1999 y 2001), Gallopín (1997), Girardin *et al*. (2000), Hermy y Cornelis (2000), Lewis y Bardon (1998), López-Ridaura *et al*. (2005), Oñate *et al*. (2000), Payraudeau y van der Werf (2005), Peco *et al*. (1998, 1999a y 1999b), Pirazzoli y Castellini (2000); Rao y Rogers (2006), Rigby *et al*. (2000), Tellarini y Caporali (2000) y van der Werf y Petit (2002), entre otros.

A partir de este catálogo se procedió a realizar una selección de indicadores, de la cual se obtuvo un conjunto de indicadores básicos. Para realizar dicha selección, se siguieron de forma conjunta los siete criterios de selección propuestos por Sauvenier *et al*. (2006) para el Marco SAFE, abajo listados, así como otros dos criterios adicionales.

1) *Sensibilidad a los cambios espacio-temporales*. Los indicadores deben ser sensibles a los cambios espacio-temporales producidos en el sistema agrario, debido a la influencia de factores externos o cambios en el manejo del sistema. Además, las mediciones deben de poder repetirse a través del tiempo.

2) *Base analítica sólida*. Los indicadores deben de estar bien fundamentados en términos técnicos y analítico-científicos.

3) *Mensurabilidad*. Los valores de los indicadores han de ser mensurables (o al menos observables). Su empleo debe de estar justificado en lo referente al coste y tiempo de obtención. Además, deben de poder ser analizados en conjunto con otros indicadores.

4) *Transparencia*. La metodología para la recogida y el procesamiento de los datos, así como para la construcción de los indicadores, ha de ser clara, transparente y estandarizada. El significado de los indicadores ha de gozar de comprensión fácil, clara, sencilla e inequívoca.

5) *Relevancia política*. Los indicadores deben de poder evaluar efectos de medidas políticas, además de identificar áreas críticas que demanden actuación de política. En general han de ser relevantes para la toma de decisiones políticas.

6) *Posibilidad de transferencia*. El indicador debe de presentar la misma significación cuando es aplicado a diversas explotaciones, independientemente del modo de producción o de las prácticas agrarias que adopten.

7) *Relevancia para la sostenibilidad del sistema en cuestión.* Los indicadores deben de ser relevantes para la dimensión de la sostenibilidad a la que están relacionados, en función del agroecosistema analizado.

De forma concomitante a estos siete principios, y siguiendo el planteamiento de pragmatismo propuesto por Pannell y Glenn (2000), también se emplearon en la selección de indicadores los criterios de: *fiabilidad* (indicadores directamente relacionados con las presiones e impactos más relevantes de la agricultura en el caso de estudio), haciendo referencia a la hipótesis segunda (bondad de los indicadores), y *aplicabilidad*

(posibilidad de calculo de forma operativa a partir de la información primaria directamente obtenida de los productores agrarios), relativa a la hipótesis tercera.

A partir de estos procedimientos, finalmente se obtuvo una lista compuesta por 7 principios, 13 criterios y 16 indicadores de sostenibilidad, habiendo sido estos últimos utilizados para analizar todos los diferentes sistemas agrarios considerados en este trabajo, tal y como se refleja en la *Tabla IV.1* a seguir.

Tabla IV.1: Principios, criterios e indicadores de sostenibilidad seleccionados con base en el Marco SAFE y en la revisión bibliográfica

OBJETIVO	DIMENSIONES DE LA SOSTENIBILIDAD	PRINCIPIOS	CRITERIOS	INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD	
AGRICULTURA SOSTENIBLE INTEGRANDO ASPECTOS DE LAS TRES DIMENSIONES DE LA SOSTENIBILIDAD	**ECONÓMICA (E)**	*Función económica*	Garantía de la renta de los agricultores	(E1)	Rentabilidad privada de las explotaciones agrarias (*RENTAEXP*)
			Minimización de la dependencia de subsidios	(E2)	Contribución de la agricultura al PIB (*CONAGPIB*)
			Minimización del impacto de riesgos	(E3)	Superficie asegurada (*SUPASEG*)
	SOCIAL (S)	*Función social*	Optimización de las condiciones de trabajo	(S1)	Empleo agrario (*EMPLAGRA*)
			Fijación de la población agraria en el medio rural	(S2)	Estacionalidad de la mano de obra (*ESTACIMO*)
			Continuidad intergeneracional en la actividad	(S3)	Riesgo de abandono de la actividad agraria (*RIESAGRA*)
			Adecuada dependencia de la actividad agraria	(S4)	Dependencia económica de la actividad agraria (*DECONAGR*)
	AMBIENTAL (A)	*Función de oferta de recursos bióticos*	Mantenimiento de la biodiversidad	(A1)	Especialización (*ESPECIAZ*)
				(A2)	Superficie media por parcela (*SUPEMPAR*)
		Función de calidad del suelo	Minimización de la pérdida de suelo	(A3)	Cobertura del suelo (*COBESUEL*)
			Mantenimiento de la calidad química del suelo	(A4)	Balance de Nitrógeno (*BALNITRO*)
				(A5)	Balance de Fósforo (*BALFOSFO*)
				(A6)	Riesgo de pesticidas (*RIESPEST*)
		Función de cantidad del agua	Minimización de la detracción de agua	(A7)	Uso del agua de riego (*USOAGUAR*)*
		Función de ahorro de energía	Optimización del balance de energía	(A8)	Balance energético (*BALENERG*)
		Función de oferta de hábitats	Mantenimiento de la diversidad de hábitats	(A9)	Superficie acogida a ayudas agroambientales (*SUCUAGRO*)**

* Criterio e indicador sólo aplicables al sistema agrario de regadío.
** Criterio e indicador sólo aplicables al sistema agrario de secano.
FUENTE: Elaboración propia.

A continuación, se expone de forma detallada cada uno de los 16 indicadores de sostenibilidad seleccionados para este trabajo. Los indicadores aparecen agrupados en función de la dimensión de la sostenibilidad a la que pertenecen. La presentación de los mismos sigue el formato de ficha descriptiva sugerido por la EEA (2005), constando de cuatro elementos básicos: definición, método de cálculo, interpretación y origen de la información.

Al final de esta extensa exposición de fichas descriptivas, se presenta una tabla sinóptica compuesto por las características más destacadas de los 16 indicadores de sostenibilidad seleccionados, con el objeto de sintetizar las descripciones de las fichas y así facilitar su rápido entendimiento.

IV.2.1. INDICADORES ECONÓMICOS

IV.2.1.1. Rentabilidad privada de las explotaciones agrarias (*RENTAEXP*):

Definición

La renta neta de los agricultores es un indicador definido por la OCDE (2001) como la diferencia entre los ingresos brutos y todos los costes en los que incurre el agricultor en el desarrollo de su actividad productiva, incluyendo la depreciación que sufren los bienes de capital utilizados en la explotación. El análisis de distintas medidas del indicador tomadas a lo largo del tiempo permite realizar un análisis de la viabilidad financiera de la explotación agraria. Ante reiterados resultados negativos, se podría concluir que la actividad no es económicamente sostenible.

Para el cálculo de la renta neta de los agricultores en un contexto de análisis de corto plazo[34], un *proxy* adecuado puede ser el margen bruto que se define como los ingresos de la actividad menos los costes variables. De hecho, este va a ser, con matices, el concepto que va a emplearse para la medición de la renta neta de los productores.

Para el cálculo del margen bruto se deben computar como ingresos de la actividad tanto aquellos generados por la renta de las cosechas como las subvenciones acopladas a la

[34] En un contexto de corto plazo, los costes fijos no varían dado que la disponibilidad de los factores de producción de carácter estructural (tierra, trabajo, capital, etc.) no se altera.

producción (pagos directos por superficie). Por su parte en cuanto a los costes variables[35] deben de considerarse los propios de la actividad agraria: semillas, fertilizantes, energía, mano de obra asalariada, etc.

Sin embargo, la duda viene en relación al tratamiento que debe darse a las ayudas desacopladas de la producción (pago único por explotación) que han empezado a recibirse a partir de la implementación de la reforma intermedia de la PAC en el año 2006. En este trabajo se ha optado por considerarlo como otro ingreso de la explotación agraria. En cualquier caso esta consideración hace recomendable designar la renta así obtenida como la "rentabilidad privada de las explotaciones" (RENTAEXP). El empleo del término "privado" queda pues justificado por el carácter no "social" de esta renta, puesto que se compone de una renta derivada de la actividad productiva y una renta de origen no productivo (como son las transferencias sociales representadas por los subsidios desacoplados de la PAC).

De ese modo, el indicador RENTAEXP se definiría como el margen bruto esperado sumado al pago único por explotación.

Método de cálculo

La expresión matemática del indicador RENTAEXP vendría dada por:

$$RENTAEXP = \frac{\sum_i \left[\left(RENDM_i \times p_i \right) + SUBV_i - CV_i \right] x_i + PUE}{SUP} \quad (1)$$

Siendo:

$RENTAEXP$: Rentabilidad privada del agricultor (€/ha y año)

$RENDM_i$: Rendimiento medio del cultivo *i* (t/ha y año)

p_i : Precios percibidos por los agricultores por el cultivo *i* (€/t)

$SUBV_i$: Subvención acoplada a la producción del cultivo *i* (€/ha y año)

CV_i : Costes variables del cultivo *i* (€/ha y año)

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

[35] En este trabajo, los costes variables se han considerado como siendo el cómputo de todos los costes relativos a: energía (consumo de gasoil en las diferentes labores), semillas, abonos, fitosanitarios, seguros agrarios, mano de obra asalariada y arrendamientos.

PUE : Pago único por explotación (€/año)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

Interpretación

El indicador RENTAEXP se emplea como fórmula de análisis de la viabilidad financiera de las actividades agrarias. Cuando los resultados de este indicador sean negativos de forma continuada a lo largo del tiempo, se deberá considerar que la actividad analizada (en este caso, la explotación agraria) no es económicamente sostenible.

Origen de la información[36]

$RENDM_i$: Rendimiento medio de cultivo (t/ha): Encuesta a los agricultores (Preguntas 15 y 20).

p_i : Precios percibidos por los agricultores (€/unidad): MAPYA (2007). Se ha tomado como referencia el precio medio de 2007.

$SUBV_i$: Superficie de cada cultivo (ha): Encuesta a los agricultores (Preguntas 15 y 20).

Cuantía del pago acoplado para cada cultivo (€/t): Orden AYG/147/2008, de 30 de enero.

Rendimientos medios comarcales (€/ha): RD 1893/1999, de 10 de diciembre.

Cuantía de ayudas agroambientales (€/ha): Orden AYG/147/2008, de 30 de enero.

Cuantía de ayudas a cultivos energéticos (€/ha): Orden AYG/147/2008, de 30 de enero.

CV_i : Costes variables del cultivo (€/ha), calculados a partir de:

Consumo en gasoil de las diferentes labores: Fidalgo *et al*. (2005).

Costes de las semillas: Media de precios cobrados por las cooperativas agrarias y los principales puntos de venta de la zona de estudio.

Costes de los abonos: Media de precios cobrados por las cooperativas agrarias y los principales puntos de venta de la zona de estudio.

Costes de los fitosanitarios: Media de precios cobrados por las cooperativas

[36] El cuestionario (y sus respectivas preguntas) empleado en la encuesta a los agricultores para la obtención de las informaciones primarias empleadas en el cálculo de los indicadores de sostenibilidad propuestos, aparece descrito en profundidad en el *Apartado IV.3.1.1* de este capítulo y su versión íntegra se disponibiliza en el *Anexo 2*.

agrarias y los principales puntos de venta de la zona de estudio.

Costes de los seguros agrarios: Seguros combinados calculados en función del rendimiento de la zona (AGROSEGURO, 2007a y 2007b; ENESA, 2008); Seguros de explotación calculados con una tarifa media, para el rendimiento asegurable de la zona (Orden APA/2506/2007, de 2 de agosto).

Costes de la mano de obra asalariada: la mano de obra asalariada se ha obtenido de la encuesta a los agricultores (Pregunta 14). Por su parte, como salario percibido, se considera como el valor medio del sueldo anual de un peón agrario, un tractorista y un capataz agrario (MAPYA, 2007).

Costes de los arrendamientos: Encuesta a los agricultores (Pregunta 12).

x_i : Superficie asignada a cada cultivo (ha): Encuesta a los agricultores (Preguntas 15 y 20).

PUE : Porcentaje de pago desacoplado para cada grupo de cultivos: RD 1617/2005, de 30 de diciembre.

Porcentaje retenido con destino a la reserva nacional y a la modulación: Reglamento (CE) 1782/2003, de 29 de septiembre.

Pagos directos percibidos para cada cultivo en 2000, 2001 y 2002 (€/ha): RD 1617/2005, de 30 de diciembre.

Plan de cultivos anterior a 2006: Encuesta a los agricultores (Pregunta 27).

SUP : Superficie total de la explotación (ha): Encuesta a los agricultores (Pregunta 10).

IV.2.1.2. Contribución de la agricultura al PIB (*CONAGPIB*)

Definición

La contribución de la renta agraria al producto interno bruto (PIB) puede considerarse como una medida del porcentaje que supone la agricultura sobre el PIB de cada país (OCDE, 2001). De igual manera, en este trabajo se interpretará el indicador CONAGPIB como la contribución de la renta agraria al PIB. Para ello, el valor de las rentas que genera la actividad agraria se considera como un *proxy* de este indicador.

Método de cálculo

$$CONPIB = \frac{\sum_i \left(RENDM_i \times p_i\right)x_i - CV_i}{SUP} \qquad (2)$$

Siendo:

$CONPIB$: Contribución de la renta agraria al PIB (€/ha)

$RENDM_i$: Rendimiento medio de cultivo (t/ha)

p_i : Precios percibidos por los agricultores por el cultivo *i* (€/t)

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

CV_i : Costes variables del cultivo *i* (€/ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

Interpretación

Este indicador se corresponde con la renta agraria obtenida por una hectárea media de la explotación una vez eliminadas las trasferencias de renta realizadas desde otros sectores de la sociedad a la explotación, es decir, las subvenciones. Por lo tanto, el indicador nos da una imagen de la rentabilidad de la explotación si ésta no dispusiera de ayudas externas. De esa manera, cuando este indicador alcance valores negativos, la sostenibilidad económica de la explotación dependerá en gran medida de la concesión de ayudas. Por el contrario, valores positivos implicarán autosuficiencia financiera y, consecuentemente, en mayor sostenibilidad económica de la explotación.

Origen de la información

$RENDM_i$: Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

p_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

CV : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

IV.2.1.3. Superficie asegurada (*SUPASEG*)

Definición

Derivado de los trabajos de López-Ridaura *et al*. (2005) y Rao y Rogers (2006), el indicador SUPASEG refleja la sostenibilidad económica de una explotación en la medida en que la contratación de un seguro agrario es capaz de proporcionar estabilidad en la rentabilidad del agricultor ante pérdidas debidas a sucesos exógenos inesperados (Simón Amor, 1993).

Método de cálculo

$$SUPASEG = \frac{\sum_i x\_aseg_i}{SUP - x_{barbecho}} \quad (3)$$

Siendo:

$SUPASEG$: Superficie asegurada en la explotación (%)

x_aseg_i : Superficie asignada a cultivo *i* asegurado (ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

$x_{barbecho}$: Superficie asignada al cultivo de barbecho (ha)

Interpretación

Se considera el nivel del indicador como proporcional a la sostenibilidad económica de la explotación. Es decir, cuanto mayor es el nivel del indicador, mayor será la sostenibilidad económica de la explotación.

Origen de la información

x_aseg_i : Superficie asignada a cada cultivo (ha): Encuesta a los agricultores (Pregunta 15, fila 1; Pregunta 20, fila 1).

Superficie asignada a cultivos asegurados: Para el regadío, pregunta directa (encuesta a los agricultores, pregunta 21). Para el secano, calculo indirecto (encuesta a los agricultores, preguntas 16 y 17; legislación

referente a seguros agrarios de explotación - AGROSEGURO, 2007a y 2007b; ENESA, 2008.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

$x_{barbecho}$: Superficie asignada al cultivo de barbecho (ha): Encuesta a los agricultores (Pregunta 15, fila 1; Pregunta 15, fila 1).

IV.2.2. INDICADORES SOCIALES

IV.2.2.1. Empleo agrario (*EMPLAGRA*)

Definición

La OCDE propone el indicador "empleo agrario" como un elemento determinante de la contribución de la agricultura al empleo total (OCDE 2001, p. 43). Por este motivo, el indicador de empleo agrario (EMPLAGRA) puede utilizarse como medidor de las implicaciones sociales que tiene la agricultura en la provisión y distribución de rentas, perfilándose así como uno de los indicadores de sostenibilidad social más relevantes en el ámbito agrario.

Método de cálculo

$$EMPLAGRA = \frac{\sum_i MO_i \times x_i}{SUP} \quad (4)$$

Siendo:

$EMPLAGRA$: Empleo agrario (h de trabajo/ha y año)

MO_i : Necesidad de mano de obra demandada por cada cultivo *i* (h de trabajo/ha y año). Se consideran todas las actividades, desde la preparación del terreno hasta la recolección del cultivo.

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

Interpretación

El indicador se interpreta como la mano de obra total (cuantificada en horas de trabajo/ha) requerida por cada explotación. Un mayor valor del indicador implica en que dicha explotación tiene mayor capacidad de generación de empleo, siendo por lo tanto capaz de fijar mayor número de población en el medio rural. De esa manera, al comparar explotaciones de distintos tamaños, aquella que presente el indicador con mayor valor, se considerará como la más sostenible desde el punto de vista social.

Origen de la información

MO_i : Actividades y labores realizadas sobre el cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Necesidades de mano de obra de actividades y labores: IDAE (2006a y 2006b), Valero *et al*. (2002) y Ortega Sada (1993).

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

IV.2.2.2. Estacionalidad de la mano de obra (*ESTACIMO*)

Definición

Las actividades agrarias se encuentran sometidas a fuertes variaciones temporales en sus requerimientos de mano de obra en función del propio ciclo biológico de los cultivos y las labores requeridas. De este modo, en determinadas etapas, como por ejemplo durante la recolección, existen picos de demanda en la mano de obra agraria, que suelen requerir en muchos casos la contratación de mano de obra externa. Para contabilizar esta variabilidad mensual en el uso del factor trabajo o estacionalidad en la mano de obra, se emplea el indicador ESTACIMO propuesto por Bazzani *et al*. (2004).

Método de cálculo

La fórmula del indicador ESTACIMO viene dada por:

$$ESTACIMO = \frac{\frac{\sum_k \left| \overline{mo} - mo_k \right|}{2}}{EMPLAGRA} \times 100 \quad (5)$$

Siendo:

$ESTACIMO$: Estacionalidad de la mano de obra (%)

$\overline{mo}$: Mano de obra mensual media (h de trabajo/ha)

mo_k : Mano de obra total en el mes *k* (h de trabajo/ha)

$EMPLAGRA$: Mano de obra total de la explotación (h de trabajo año/ha)

Interpretación

Cuanto mayor sea el valor alcanzado por el indicador ESTACIMO para una explotación, mayor habrá sido la variabilidad de la mano de obra demandada a lo largo del año para realizar las labores de dicha explotación. Ello implica en un menor grado de fijación de la población rural en el medio agrario (preferencia por la mano de obra eventual que por la mano de obra fija). Es decir, cuanto mayor sea el valor del indicador, menor será la sostenibilidad social de la explotación.

En función de la fórmula adoptada en el cálculo del indicador, el factor que resultará determinante en el resultado de la variabilidad de la mano de obra será el plan de cultivos adoptado por el agricultor. Efectivamente, el valor de ESTACIMO depende de la combinación de cultivos elegidos en la alternativa de la explotación y la suma de la distribución de requerimientos de mano de obra de cada uno de ellos, como determinante de los 'picos' y 'valles' en el uso de este factor productivo a lo largo del año.

Origen de la información

MO_i : Véase el indicador EMPLAGRA para esta información.

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

$mo_{i,k}$: Operaciones realizadas a cada cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo)

Fechas medias de realización de las labores para cada cultivo: Consulta a expertos y Cámaras agrarias locales.

IV.2.2.3. Riesgo de abandono de la actividad agraria (*RIESAGRA*)

Definición

Este indicador está basado en el indicador IRENA 17 – "Marginalización" (EEA, 2005). El objetivo del indicador tanto en el citado documento como para esta investigación es calcular el riesgo de abandono de la actividad productiva de la explotación agraria.

Como se verá en la interpretación del indicador, los dos factores que se definen como más influyentes a la hora de decidir la continuidad de una explotación, son:

La edad del agricultor: si esta edad es superior a 55 años (siempre y cuando no exista un sucesor claro);

Ingresos netos de la explotación: menores al 50% de la comarca.

Método de cálculo

$$RA = RAE + RAR \tag{6}$$

Donde:

$$RAE \begin{cases} si \quad E \leq 55 \quad ó \quad SUC = "SI" \quad , \quad RAE = 0 \\ si \quad 55 < E \leq 70 \quad y \quad SUC = "NO" \quad , \quad RAE = \dfrac{E - 55}{70 - 55} \times 0{,}5 \\ si \quad E > 70 \quad y \quad SUC = "NO" \quad , \quad RAE = 0{,}5 \end{cases}$$

$$RAR \begin{cases} si \quad RMC < RTE \quad , \quad RAR = 0 \\ si \quad \dfrac{RMC}{2} < RTE \leq RMC \quad , \quad RAR = \dfrac{RMC - RTE}{\dfrac{RMC}{2}} \times 0{,}5 \\ si \quad RTE < \dfrac{RMC}{2} \quad , \quad RAR = 0{,}5 \end{cases} \tag{7}$$

Siendo:

RA : Riesgo de abandono de la actividad agraria

RAE : Riesgo de abandono de la actividad agraria por la edad

RAR : Riesgo de abandono de la actividad agraria por la renta

E : Edad (años)

SUC : Existencia de sucesor para la explotación (“Sí” o “No”)

RTE : Rendimiento medio de la explotación (€/año)

Siendo:

$$\boxed{RTE = RENTAEXP \times SUP} \quad (8)$$

$RENTAEXP$: Rentabilidad privada del agricultor (€/ha y año)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

RMC : Renta media comarcal (€/año)

Interpretación

Al igual que el indicador IRENA 17 – “Marginalización” (EEA, 2005), el indicador riesgo de abandono de la actividad agraria (RIESAGRA) se compone de la combinación de dos factores: la edad y la renta del agricultor.

El riesgo de abandono por la edad (RAE) se refiere a un titular de explotación con edad superior a 55 años, próximo a finalizar su vida laboral, que no dispone de un sucesor claro para su actividad. Cuanto mayor sea su edad, y ante la inexistencia de un sucesor claro, mayor será el riesgo de que abandone la actividad productiva en la explotación. El riesgo de abandono por la renta (RAR) se refiere al agricultor que dispone de ingresos netos menores que el 50% de la media de su comarca. Cuanto menores sean sus ingresos respecto a la media comarcal, mayor será el riesgo de que abandone la actividad, para dedicarse a otras actividades productivas más rentables (sectores industriales y servicios).

Para el cálculo del indicador riesgo de abandono (RIESAGRA), ambos riesgos RAE y RAR han sido linearizados de manera que las distintas combinaciones de edad y renta queden reflejadas en el valor final del indicador RIESAGRA.

Siguiendo la misma clasificación propuesta para el indicador IRENA 17 (EEA, 2005), el riesgo de abandono se define aquí en tres categorías:

- Riesgo bajo de abandono de la actividad agraria: RIESAGRA = 0.
- Riesgo medio de abandono de la actividad agraria: 0 < RIESAGRA < 1.
- Riesgo alto de abandono de la actividad agraria: RIESAGRA = 1

Desde el punto de vista de la sostenibilidad, el abandono de la actividad agraria en explotaciones que tradicionalmente se han venido utilizando para tal fin, supone una pérdida en dos sentidos. Por un lado, la actividad agraria pierde capacidad de fijar la población en el medio rural, lo que va en detrimento de la sostenibilidad social de la misma. Por otro lado, en un contexto ambiental, el abandono de las tierras cultivadas supone una pérdida en la biodiversidad que la actividad agrícola genera. Hay que recordar que, en determinados agroecosistemas, la flora y la fauna local están adaptadas a la existencia de cultivos agrícolas, y el hecho de dejar de realizar tales actividades supone en muchos casos la pérdida de hábitat para especies animales y vegetales.

Resumiendo, el indicador RIESAGRA adquiere valores entre 0 y 1, y cuanto mayor sea su valor para una explotación, menor será la sostenibilidad social de dicha explotación.

Origen de la información

E : Edad (años): Encuesta a los agricultores (Pregunta 3A).

SUC : Existencia de sucesor para la explotación: Encuesta a los agricultores (Pregunta 3B).

RTE : Rendimiento medio de la explotación (€/año): calculado de forma similar al indicador RENTAEXP, pero con la inclusión de los costes fijos de producción. Según los expertos consultados, los costes fijos de producción en la zona pueden ser considerados como el 50% de los costes variables.

RMC : Se ha considerado como el valor medio del sueldo anual de un peón agrario, un tractorista y un capataz agrario (MARM, 2008b). Se ha tomado como referencia el año 2007.

IV.2.2.4. Dependencia económica de la actividad agraria (*DECONAGR*)

Definición

Este indicador esta basado en el Indicador IRENA 16 - "Especialización/diversificación" (EEA, 2005) concretamente en lo que a la aparte de diversificación se refiere. El objetivo que se pretende con este indicador es calcular en que medida los agricultores dependen de los ingresos de la actividad agraria. Es decir, con este indicador se trata de detectar las explotaciones gestionadas por agricultores a tiempo parcial frente a las gestionadas por agricultores profesionales.

Método de cálculo

$$DECONAGR = \frac{RPOA}{RT} \tag{9}$$

Siendo:

$DECONAGR$: Grado de dedicación del titular a la explotación (%)

$RPOA$: Renta privada de origen agrario (€)

RT : Renta total del titular de la explotación (€)

Por un lado, la renta privada de origen agrario (RPOA) ya ha sido estimada con anterioridad como el indicador RENTAEXP. Por otro lado, los ingresos totales del titular de la explotación (RT) serían los ingresos netos declarados en el año anterior a la encuesta, incluyéndose tanto las rentas obtenidas de la agricultura como aquellas obtenidas por la realización de otras actividades. En este sentido debe comentarse que no resulta fácil obtener el valor de RT a través de una encuesta. Por este motivo en este trabajo se ha optado por obtener el valor del indicador DECONAGR de forma directa, preguntándole directamente al agricultor *¿qué porcentaje de su renta depende de la agricultura?*.

Interpretación

El valor del indicador DECONAGR refleja el porcentaje de ingresos del titular de la explotación derivados de la actividad agraria. De esta manera, este indicador permite distinguir el grado de dedicación del titular de la explotación a la actividad, a través de la cual pueden distinguirse agricultores a tiempo completo (95% ≤ DECONAGR ≤ 100 %), agricultores con ingresos complementarios (65% ≤ DECONAGR < 95%), agricultores a tiempo parcial (35% ≤ DECONAGR < 65%), o profesionales no agrarios con ingresos complementarios procedentes de la agricultura (DECONAGR < 35%).

En el marco del análisis de sostenibilidad, la interpretación de la dedicación de la mano de obra representada por el indicador DECONAGR puede enfocarse en dos sentidos desde un punto de vista social, en la medida que representa una medida sobre la capacidad de la explotación para fijar la población en actividades agrarias. Así a medida que este indicador se aproxima más al 100% se reduce el riesgo de abandono de la actividad productiva.

Origen de la información

$RPOA/_{RT}$: Respuesta directa: Encuesta a los agricultores (Pregunta 6B).

IV.2.3. INDICADORES AMBIENTALES

IV.2.3.1. Especialización (*ESPECIAZ*)

Definición

Este indicador esta basado en el Indicador IRENA 16 - “Especialización/diversificación” (EEA, 2005), concretamente en lo que a la aparte de especialización se refiere. El indicador mide si existe un cultivo que prevalece de forma clara sobre el resto en el conjunto de la explotación.

Método de cálculo

$$ESPEC = \frac{xg_i}{SUP} \quad (10)$$

Siendo:

$ESPEC$: Grado de especialización de la explotación (%)

xg_i : Superficie dedicada al cultivo de mayor extensión en la explotación (ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha).

Interpretación

Aunque la especialización en un solo cultivo pueda suponer un aprovechamiento mejor de los recursos y un mayor beneficio económico a corto plazo (punto que se analiza en indicadores anteriores), debe tenerse en cuenta igualmente en esta investigación la implicación de esta especialización en la pérdida de biodiversidad tanto en relación a los propios cultivos, como a otras especies animales y vegetales que viven asociadas a estos. Por este motivo puede afirmarse que cuanto mayor sea el grado de especialización de la explotación en un único cultivo, menor será su sostenibilidad ambiental.

Origen de la información

xg_i : Superficie dedicada al cultivo de mayor extensión en la explotación (ha): Encuesta a los agricultores (Mayor valor en la pregunta 15, fila 1 y mayor valor en la pregunta 20, fila 1).

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

IV.2.3.2. Superficie media por parcela (*SUPEMPAR*)

Definición

El tamaño de parcela es una de las variables medidas por el indicador IRENA 32 – "Estado del paisaje" (EEA, 2005). El objetivo de la introducción de este indicador en la presente investigación es analizar el tamaño de la parcela como forma de medir la

existencia de lindes y cambios de cultivo sobre el terreno, que puedan proporcionar un hábitat a especies animales y vegetales silvestres pero asociadas a la actividad agraria.

Método de cálculo

$$SUPEMPAR = \frac{SUP}{PAR} \tag{11}$$

Siendo:

$SUPEMPAR$: Superficie media por parcela (ha/parcela)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

PAR : Nº de parcelas de la explotación

Interpretación

Un tamaño menor de parcela, si bien es cierto que disminuye la rentabilidad económica de los cultivos (factor que se analiza en indicadores anteriores), favorece la existencia de un mosaico de especies y variedades que beneficia tanto a la flora como a la fauna silvestre. Por esto, un menor tamaño de parcela influye positivamente en la sostenibilidad ambiental.

Origen de la información

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

PAR : Encuesta a los agricultores (Pregunta 10, fila 3).

IV.2.3.3. Cobertura del suelo (COBESUEL)

Definición

El indicador COBESUEL representa el porcentaje de días del año durante los cuáles la vegetación recubre el suelo agrario (OECD, 2001).

Método de cálculo

$$COBESUEL = \frac{1}{365 \times SUP} \sum_i \left[DC_i + (365 - DC_i) \times CTE \right] x_i \quad (12)$$

Siendo:

$COBESUEL$: Cobertura del suelo (%)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

DC_i : Número de días por año que cada cultivo *i* recubre el suelo agrario (días)

CTE : Coeficiente de cobertura del suelo tras la finalización del ciclo de cultivo
Para cultivos de siembra directa: CTE = 0,50
Para cultivos de mínimo laboreo: CTE= 0,35
Para cultivos de agricultura tradicional: CTE= 0

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

Interpretación

La presencia de cobertura vegetal contribuye a reducir el riesgo de erosión del suelo. De este modo, cuanto mayor sea el nivel del indicador COBESUEL, mejor grado de protección del suelo agrícola frente a la erosión, lo que le confiere una mayor sostenibilidad ambiental.

Para este indicador, se considera que sistemas de cultivo como la siembra directa o el mínimo laboreo ayudan a proteger de manera más efectiva el suelo de la erosión, aún cuando la vegetación no este activa sobre el terreno. Tras la consulta a diferentes expertos, se asignaron coeficientes de ponderación para las explotaciones que usan estos dos sistemas de cultivo.

Origen de la información

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

DC_i : Calculado en función de las fechas de siembra/nascencia y recolección habituales de las comarcas analizadas, obtenidas mediante consulta a expertos y Cámaras agrarias locales.

CTE : Coeficientes de cobertura del suelo obtenidos mediante consulta a expertos.

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

IV.2.3.4. Balance de Nitrógeno (*BALNITRO*)

Definición

Con base en el Indicador IRENA 18 (EEA, 2005) de igual nombre, el indicador BALNITRO mide el impacto que la agricultura puede generar sobre el medio ambiente como consecuencia de la utilización de nitrógeno en la actividad productiva.

Método de cálculo

$$BALNITRO = \frac{\sum_i (BN_i \times x_i)}{SUP} \quad (13)$$

Siendo:

$BALNITRO$: Balance total de nitrógeno de la explotación (kg de N/ha y año)

BN_i : Balance de nitrógeno de cultivo *i* (kg de N/ha)

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

A su vez, el balance de nitrógeno por cultivo (BN_i) se define por:

$$BN_i = (N\_abon\_org_i + N\_abon\_inorg_i + N\_fija\_simb_i) - (N\_prod_i + N\_cons\_ganad_i + N\_resid\_aprob_i) \quad (14)$$

Siendo:

BN_i : Balance de nitrógeno por cultivo (kg de N/ha)

$N\_abon\_org_i$: Cantidad de nitrógeno presente en el abonado orgánico aportado al cultivo *i* (kg/ha)

$N\_abon\_inorg_i$: Cantidad de nitrógeno presente en el abonado inorgánico aportado al cultivo *i* (kg/ha)

$N\_fija\_simb_i$: Cantidad de nitrógeno fijado al suelo por el cultivo *i* por la simbiosis con *Rhizobium* en los cultivos de leguminosas (kg/ha)

N_prod_i : Cantidad de nitrógeno presente en los productos agrarios cosechados provenientes del cultivo *i* (kg/ha)

$N\_cons\_ganad_i$: Cantidad de nitrógeno consumida por el ganado a través de los residuos del cultivo *i* (kg/ha)

$N\_resid\_aprob_i$: Cantidad de nitrógeno contenida en residuos aprovechados del cultivo *i* (kg/ha)

Interpretación

El nitrógeno es un elemento cuya presencia en exceso puede ser potencialmente dañina para el medio ambiente, en especial en lo que se refiere a la calidad del agua (eutrofización). El indicador BALNITRO permite calcular la diferencia física entre todo el nitrógeno aportado al suelo (vía fertilizantes, fijación simbiótica, etc.) y el retirado de la explotación. Cuanto mayor el nivel del indicador, menor la sostenibilidad ambiental de la explotación, pues mayor será la cantidad de nitrógeno liberada al medio, con el consecuente perjuicio ambiental (contaminación de las aguas).

Origen de la información

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

$N\_abon\_org_i$: Dosis de abono orgánico por cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Porcentaje de nitrógeno contenido en el abono: Boixadera (2001) y García (1984a y 1984b).

$N\_abon\_inorg_i$: Dosis de abono inorgánico por cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Porcentaje de nitrógeno contenido en el abono: Datos del fabricante (fórmula de abonado).

$N\_fija\_simb_i$: Es función de características edáficas y climatológicas, por lo que se supone cero el balance entre aportación simbiótica y extracción por el cultivo (producto y subproducto).

N_prod_i : Cantidad de producto obtenidos: Encuesta a los agricultores (Pregunta 15, fila 3; Pregunta 20, fila 3).

Nitrógeno contenido por unidad de producto: Finck (1985), Villalobos *et al*., (2002) y Vivancos (1997).

$N\_cons\_ganad_i$: Aprovechamiento de residuos por pastoreo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo, pregunta 24).

Nitrógeno contenido en los residuos: INRA (1990 y 2004) y Villalobos *et al*. (2002).

$N\_resid\_aprob_i$: Aprovechamiento de residuos: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Cantidad de residuo generado por los cultivos: consulta a expertos.

Nitrógeno contenido en los residuos: INRA (1990 y 2004) y Villalobos *et al*., (2002).

IV.2.3.5. Balance de Fósforo (*BALFOSFO*)

Definición

Con base en el Indicador IRENA 18 - "Balance de Nitrógeno" (EEA, 2005), se propone igualmente el indicador Balance de Fósforo (BALFOSFO). Este indicador mide el impacto de la actividad agrícola sobre el medio ambiente como consecuencia de la utilización de fósforo en la actividad productiva.

Método de cálculo

$$BALFOSFO = \frac{\sum_i (BP_i \times x_i)}{SUP} \qquad (15)$$

Siendo:

$BALFOSFO$: Balance total de fósforo de la explotación (kg de P_2O_5/ha y año)

BN_i : Balance de fósforo por cultivo (kg de N/ha)

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

A su vez, el balance de fósforo por cultivo (BP_i) se define por:

$$BP_i = (P\_abon\_org_i + P\_abon\_inorg_i) - (P\_prod_i + P\_cons\_ganad_i + P\_resid\_aprob_i) \quad (16)$$

Siendo:

BP_i : Balance de fósforo por cultivo (kg de N/ha)

$P\_abon\_org_i$: Cantidad de fósforo presente en abonado orgánico aportado al cultivo *i* (kg/ha)

$P\_abon\_inorg_i$: Cantidad de fósforo presente en abonado inorgánico aportado al cultivo *i* (kg/ha)

P_prod_i : Cantidad de fósforo presente en los productos agrarios provenientes del cultivo *i* (kg/ha)

$P\_cons\_ganad_i$: Cantidad de fósforo consumida por el ganado a través de los residuos del cultivo *i* (kg/ha)

$P\_resid\_aprob_i$: Cantidad de fósforo contenida en los residuos aprovechados del cultivo *i* (kg/ha)

Interpretación

Como el nitrógeno, el fósforo también es un elemento cuya presencia en exceso puede ser potencialmente dañina en lo que se refiere a la calidad del agua (eutrofización), aunque a diferencia del nitrógeno, el fósforo presenta menor grado de solubilidad y consecuentemente de lixiviación.

El indicador BALFOSFO permite calcular la diferencia física entre todo el fósforo aportado al suelo y el retirado de la explotación. Cuanto mayor sea el nivel del indicador, menor la

sostenibilidad ambiental de la explotación, pues mientras mayor es el contenido de fósforo presente en el suelo, mayor es el riesgo de eutrofización.

Origen de la información

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

$P\_abon\_org_i$: Dosis de abono orgánico por cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Porcentaje de fósforo contenido en el abono: Boixadera (2001) y García (1984 a y 1984b).

$P\_abon\_inorg_i$: Dosis de abono inorgánico por cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Porcentaje de fósforo contenido en el abono: Datos del fabricante (fórmula de abonado).

P_prod_i : Cantidad de productos obtenidos: Encuesta a los agricultores (Pregunta 15, fila 3; Pregunta 20, fila 3).

Fósforo contenido por unidad de producto: INRA (1990 y 2004) y Villalobos *et al*. (2002).

$P\_resid\_aprob_i$: Aprovechamiento de residuos: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Fósforo contenido en los residuos: INRA (1990 y 2004) y Villalobos *et al*., (2002).

IV.2.3.6. Riesgo de pesticidas (*RIESPEST*)

Definición

Con base en el Indicador IRENA 20 – "Contaminación del suelo por pesticidas" (EEA, 2005), se propone el indicador RIESPEST como una aproximación. El indicador propuesto trata de medir la cantidad de organismos vivos potencialmente eliminables por el empleo de pesticidas.

Método de cálculo

$$RIESPEST = \frac{\sum_i RT_i \times x_i}{SUP} \quad (17)$$

Siendo:

$RIESPEST$: Capacidad biocida potencial (kg/ha y año) medido en kg de rata muerta

RT_i : Riesgo de toxicidad individual asociado al cultivo *i* (kg/ha)

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

A su vez, el riesgo de toxicidad individual asociado a cada uno de los cultivos (RT_i) se define como:

$$RT_i = \sum_m \frac{QPC_m}{DL50_m} \quad (18)$$

Siendo:

RT_i : Riesgo de toxicidad individual asociado a cada uno de los cultivos (kg/ha)

QPC_m : Cantidad del producto comercial *m* aplicado (kg/ha)

$DL50_m$: Dosis letal 50% del producto comercial *m* (mg/kg)

Interpretación

Cuanto mayor es el nivel del indicador, mayor es la capacidad biocida de los fitosanitarios empleados en la explotación, por lo que ésta resultará menos sostenible desde el punto de vista ambiental.

Origen de la información

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

QPC_m : Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

$DL50_m$: Características del producto comercial de declaración obligatoria.

IV.2.3.7. Uso del agua de riego (*USOAGUAR*)

Definición

Este indicador cuantifica la detracción de agua de los ecosistemas hídricos para cubrir las necesidades de agua de los cultivos de regadío.

Método de cálculo

$$USOAGUAR = \frac{\sum_i (QAG_i \times x_i)}{SUP}$$

$$QAG_i = \frac{NH_i}{EFIC} \qquad (19)$$

Siendo:

$USOAGUAR$: Cantidad de agua de riego utilizada en la explotación (m^3/ha)

QAG_i : Cantidad de agua de riego utilizada por cultivo *i* (m^3/ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

NH_i : Necesidad hídrica del cultivo *i* (m^3/ha)

$EFIC$: Eficiencia del sistema de riego (%)

Interpretación

Desde el punto de vista de la sostenibilidad ambiental, el agua se interpreta como un recurso escaso, por lo que cuanto mayor el nivel del indicador, menor será la sostenibilidad ambiental de la explotación.

Origen de la información

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

NH_i : En función de las condiciones climáticas de la comarca (ETo - evapotranspiración potencial del cultivo *i*) y del cultivo *i* (Kc - coeficiente de evapotranspiración del cultivo), obtenidos en MMA (2005).

$EFIC$: Eficiencia del sistema de riego (aspersión o superficie) obtenida de Santa Olalla *et al*. (2005).

IV.2.3.8. Balance energético (*BALENERG*)

Definición

El balance energético de una explotación agraria se calcula como la diferencia entre las salidas de energía del sistema (producción agraria cosechada) y la energía aportada al sistema (insumos de producción y labores). El indicador BALENERG propuesto mide así el equilibrio energético del sistema de producción empleado en la explotación.

Método de cálculo

$$BALENERG = \frac{\sum_i (BE_i \times x_i)}{SUP} \quad (20)$$

$$BE_i = (energia\_outputs_i + energia\_residuosaprob_i) - (energia\_inputs_i + energia\_labores_i) \quad (21)$$

Siendo:

$BALENERG$: Balance energético total de la explotación (kcal/ha)

BE_i : Balance energético del cultivo *i* (kcal/ha)

x_i : Superficie asignada al cultivo *i* (ha)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

$energia\_inputs_i$: Energía presente en los insumos del cultivo *i*: semillas, fertilizantes, etc. (kcal/ha)

$energia\_labores_i$: Energía presente en las labores del cultivo *i*: maquinaria, combustibles, etc. (kcal/ha)

$energia\_outputs_i$: Energía presente en la producción agraria cosechada del cultivo *i* (kcal/ha)

$energia\_residuosaprob_i$: Cantidad de energía contenida en residuos aprovechados del cultivo *i* (kcal/ha)

Interpretación

Cuando el valor del indicador BALENERG resulte positivo, el sistema de producción empleado en la explotación estará consumiendo menos energía de la que produce fruto de la fotosíntesis (captura de energía solar). Cuanto mayor es el valor del indicador (cuanto más positivo), menos energía demanda y más produce, por lo que la explotación resultará más sostenible desde el punto de vista medioambiental. Por el contrario, cuando el valor del indicador resulte negativo, el sistema estará demandando más energía de la que produce. Cuanto menor el valor del indicador (cuanto más negativo), menor será la sostenibilidad ambiental de la explotación agraria.

Origen de la información

x_i : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

$energia\_inputs_i$: Insumos empleados en cada cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).
Energía contenida por unidad de insumo: Volpi (1992).

$energia\_labores_i$: Labores realizadas sobre el cultivo: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).
Energía empleada en las labores: Volpi (1992).

$energia\_outputs_i$: Cantidad de outputs obtenidos: Encuesta a los agricultores (Pregunta 15, fila 3; Pregunta 20, fila 3).

Energía contenida por unidad de output: Volpi (1992).

$energia\_residuosaprob_i$: Aprovechamiento de residuos: Encuesta a los agricultores (Hojas de cultivo).

Energía contenida en los residuos: INRA (1990 y 2004) y Volpi (1992).

IV.2.3.9. Superficie acogida a ayudas agroambientales (*SUCUAGRO*)

Definición

En la zona objeto de análisis los agricultores pueden optar a recibir ayudas específicas por realizar sus labores de acuerdo a ciertas prácticas agrarias. Estas ayudas resultan más exigentes en lo que se refiere al respeto hacia el medioambiente que lo dictaminado por el código de buenas prácticas agrarias. En este sentido, los programas agroambientales aplicables son: a) barbecho medioambiental, b) agricultura ecológica, c) cultivo del girasol en secano, y d) extensificación para la protección de la flora y la fauna.

Siguiendo el modelo del indicador IRENA 1 - "Zona cubierta por ayudas medioambientales" (EEA, 2005), para esta investigación se ha establecido un indicador similar.

Método de cálculo

$$SUCUAGRO = \sum_n \frac{x_n \times C_n}{SUP} \quad (22)$$

Siendo:

$SUCUAGRO$: Zona cubierta por ayudas agroambientales en la explotación (%)

x_n : Superficie cubierta por la ayuda agroambiental *n* en la explotación (ha)

C_n : Coeficientes de ponderación del programa (obtenidos mediante el método AHP)

SUP : Superficie total de la explotación (ha)

Donde:

n =1 : Barbecho medioambiental

n =2 : Agricultura ecológica

n =3 : Cultivo del girasol en secano

n =4 : Extensificación para la protección de la flora y la fauna

Interpretación

Cuando un agricultor se acoge a alguna ayuda agroambiental, queda obligado a realizar ciertas prácticas más respetuosas con el medio ambiente, por lo que las superficies cultivadas bajo estas medidas, resultan ser más sostenibles desde el punto de vista medioambiental. Un mayor índice SUCUAGRO implica entonces una mayor sostenibilidad ambiental de la explotación.

Origen de la información

x_n : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

C_n : Encuesta a expertos.

SUP : Véase el indicador RENTAEXP para esta información.

Una vez presentadas las fichas descriptivas de los 16 indicadores de sostenibilidad propuestos, a continuación, se expone una tabla sinóptica (*Tabla IV.2*) con las características más destacadas de dichos indicadores, con el objeto de sintetizar las descripciones de las fichas anteriores y condensar la información para facilitar su entendimiento.

Tabla IV.2: Indicadores de sostenibilidad: definición y significado

DIMEN-SIÓN	INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD	DEFINICIÓN Y SIGNIFICADO
Económica	Renta de los productores agrarios (***RENTAPROD***)	La renta de los agricultores puede aproximarse en un análisis de corto plazo a través del margen bruto de la explotación, entendiéndose éste como la diferencia entre los ingresos y los costes variables. Este indicador se mide en euros/ha.
	Contribución de la agricultura al PIB (***CONAGPIB***)	Este indicador mide la riqueza generada por la actividad agraria para el conjunto de la sociedad, equivalente a la renta agraria obtenida menos las subvenciones. Se cuantifica igualmente en euros/ha.
	Superficie asegurada (***SUPASEG***)	Este indicador refleja la estabilidad en la rentabilidad del agricultor ante hipotéticas pérdidas derivadas de sucesos exógenos inesperados. Este indicador se cuantifica como el porcentaje de superficie de la explotación con seguro agrario.
Social	Empleo agrario (***EMPLAGRA***)	El empleo agrario es un indicador de las implicaciones sociales que tiene la agricultura en la provisión y distribución de rentas. Este indicador se cuantifica en horas de trabajo/ha.
	Estacionalidad mano de obra (***ESTACIMO***)	El carácter estacional del factor trabajo se ha cuantificado como el porcentaje de mano de obra demandada en los períodos críticos. Cuanto mayor sea el valor alcanzado por este indicador, menor grado de fijación de la población en el medio rural.
	Riesgo de abandono de la actividad (***RIESAGRA***)	La continuidad de la actividad agraria depende de: a) la edad del agricultor y b) la rentabilidad de la explotación. Así, se ha construido este índice que varía entre un máximo de 1 (agricultor menor de 55 años y la renta superior a la media), y un mínimo de 0 (agricultor tiene más de 70 años y la renta es inferior al 50% de la media).
	Dependencia económica (***DECONAGR***)	Este indicador cuantifica el porcentaje total de la renta de los agricultores que depende de la actividad agraria. A medida que aumenta la dependencia económica de esta actividad, se incrementa la fijación de población en el ámbito rural.
Ambiental	Especialización (***ESPECIAZ***)	Se mide como el porcentaje de la explotación cubierta por el cultivo principal, cuantificando la tendencia de la explotación hacia el monocultivo. Una excesiva especialización es negativa, en la medida que provoca pérdida de biodiversidad.
	Superficie media por parcela (***SUPEMPAR***)	El tamaño medio de las parcelas que componen la explotación está íntimamente relacionado con el grado de discontinuidad en el paisaje agrario. A medida que el tamaño de parcela es menor se beneficia tanto a la flora como a la fauna silvestre.
	Cobertura del suelo (***COBESUEL***)	El indicador de cobertura del suelo representa el porcentaje de días al año durante los cuales la vegetación recubre el suelo. Cuanto mayor sea el valor de este indicador, mayor protección del suelo frente a la erosión.
	Balance de nitrógeno (***BALNITRO***)	Se calcula la diferencia física entre el nitrógeno contenido en los insumos (fertilizantes) y en los productos (cosecha), medida en kg de N/ha. La diferencia entre ambas cantidades proporciona la cantidad de nitrógeno que es liberado al medio por año.
	Balance de fósforo (***BALFOSFO***)	El correspondiente balance (P en insumos – P en productos), medido en kg de P/ha, permite cuantificar el fósforo vertido al entorno.
	Riesgo de pesticidas (***RIESPEST***)	Este indicador proporciona información sobre la toxicidad liberada al medioambiente por el uso de pesticidas, cuantificada como la potencial mortandad de biomasa medida en kg.
	Uso del agua de riego (***USOAGUAR***)*	Se cuantifica como el volumen de agua utilizada en términos absolutos por hectárea cultivada (m^3/ha). Dicha cantidad representa la cantidad de agua detraída de los ecosistemas hídricos.
	Balance energético (***BALENERG***)	El balance energético de una explotación, medido en kcal/ha, puede calcularse utilizando el enfoque input-output comentado con anterioridad. Cuanto mayor resulta este indicador, la explotación es más sostenible desde una perspectiva ambiental.
	Superficie acogida a agroambientales (***SUCUAGRO***)**	Este indicador representa el porcentaje de superficie de la explotación que está acogida a este tipo de programas y que, por tanto, está sometida a exigencias ambientales más estrictas que el código de buenas prácticas agrarias.

FUENTE: Elaboración propia

IV.3. ORIGEN DE LA INFORM ACIÓN PARA EL CÁLCULO DE INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

Una vez establecida la selección de indicadores con sus respectivas fórmulas, este trabajo debe apoyarse necesariamente en la obtención de información primaria y secundaria para proceder al cálculo de los indicadores definidos. Previo diseño de un cuestionario *ad hoc*, la información primaria se ha obtenido directamente de los propios productores agrarios mediante una encuesta. También ha sido necesario consultar expertos para la definición de los coeficientes técnicos utilizados en las fórmulas de diferentes indicadores. La información primaria procedente de la encuesta y de los expertos, conjuntamente con la información secundaria obtenida de bibliografías y trabajos previos existentes, son la base de cálculo de los 16 indicadores de sostenibilidad propuestos.

IV.3.1. RECOGIDA DE INFO RMACIÓN PRIMAR IA DE LAS EXPLOTACIONES AGRARIAS

IV.3.1.1. Cuestionario

Con el propósito de alimentar el cálculo de los indicadores de sostenibilidad definidos para la zona de estudio, este trabajo se ha apoyado en una encuesta a agricultores como principal fuente de información primaria. Con este propósito se diseñó un cuestionario específico que contó con cinco bloques de preguntas, como luego se comenta. El cuestionario inicialmente propuesto sufrió un proceso de validación mediante la realización de una encuesta piloto, que permitió introducir pequeñas mejoras en la formulación inicial de las preguntas, hasta llegar al cuestionario final, que puede observarse íntegramente en el *Anexo 2*.

Al objeto de describir la estructura del cuestionario a continuación se comenta el contenido de cada una de sus partes.

- *Primer bloque: introducción y filtro*. Este primer bloque consta de tres partes. La primera parte sirve para codificar la encuesta (datos del encuestador, número de encuesta y lugar de realización). La segunda parte presenta un breve texto que expone el propósito de la encuesta y anima los encuestados a involucrarse en ella. Finalmente, en la tercera y última parte, se encuentran las preguntas 1 y 8, consideradas como

preguntas filtro. Con la pregunta 1 se pretende excluir del análisis a aquellos productores dedicados en exclusiva a la ganadería. La pregunta 8 pretende identificar la ubicación de la explotación, para poder excluir del análisis aquellos agricultores cuyas parcelas de cultivo no se encuentren en las comarcas agrarias objeto de análisis. Sólo los agricultores que han respondido satisfactoriamente a ambas preguntas contestaron el resto del cuestionario.

- *Segundo bloque: características del titular*. El segundo bloque de la encuesta (preguntas 2 a 7 y 28 a 32) se destina a recopilar información sobre el titular de la explotación y sus circunstancias personales. Las preguntas de este bloque se subdividen a su vez en 2 grupos. Por un lado, están las cuestiones que tratan de obtener información para la cuantificación de variables que entrarán a formar parte del cálculo de indicadores, como es el caso de la pregunta 3 (edad y existencia de sucesor), o la segunda parte de la pregunta 6 en la que se pregunta expresamente por el porcentaje de renta procedente de la agricultura. Por otro lado, se disponen preguntas para la identificación de variables explicativas de la sostenibilidad, como es el caso de la primera parte de la pregunta 6 (desempeño de otra actividad diferente de la agricultura por la que se obtenga rentas), que conjuntamente con las preguntas 2 (género), 4 (número de integrantes de la unidad familiar), 5 (número de hijos), 7 (pertenencia a entidad asociativa), 28 (nivel de estudios), 29 (tipo de formación agraria), 30 (fuente de información sobre temas agrarios), 31 (tiempo dedicado a la formación) y 32 (objetivos perseguidos por el agricultor al planificar la gestión de la tierra), entrará a formar parte del análisis estadístico para caracterizar la explotación y su grado de sostenibilidad.

  Debe aclararse que este bloque ha sido dividido en dos partes a lo largo del cuestionario para facilitar la toma de contacto inicial entre el entrevistador y el entrevistado, de forma que este último al final de la encuesta se sintiera más cómodo para contestar algunas preguntas de índole más personal.

- *Tercer bloque: características estructurales de la explotación*. El tercer bloque de la encuesta (preguntas 9 a 14) se destina a dimensionar y caracterizar la explotación agraria. La pregunta 9 verifica la si el agricultor también dispone de explotación ganadera. La pregunta 10 dimensiona y caracteriza la explotación: superficie total, propia y arrendada. La pregunta 11 servirá para calcular el importe de las ayudas europeas percibidas por la explotación. La pregunta 12 identifica el coste medio del arrendamiento de tierras. Por último, en este bloque, se incluyen las preguntas 13 y 14 con el objetivo de caracterizar la mano de obra que trabaja en la explotación.

- *Cuarto bloque: características productivas de la explotación*. El cuarto bloque de preguntas (preguntas 15 a 27) hace referencia al plan de cultivos de la explotación. En todo momento se distingue entre la superficie de secano y regadío, puesto que los indicadores de sostenibilidad se calcularán para cada sistema de producción por separado.

  La primera pregunta de este bloque, la pregunta 15, pretende identificar la distribución de la superficie de secano entre los diferentes cultivos de la explotación, el rendimiento medio de cada cultivo (en un año que pueda considerarse normal) y el número de variedades utilizadas. La pregunta 20 identifica la distribución de la superficie de regadío entre los diferentes cultivos de la explotación. En este caso, la pregunta 20 se complementa con la pregunta 22, donde se indaga sobre el tipo de sistema de riego empleado, el origen del agua de riego y el número de riegos que por termino medio se aplican a cada cultivo.

  Las preguntas 16, 17 y 21 de este cuarto bloque identifican la existencia de seguros agrarios. La pregunta 16 trata sobre seguros de explotación (integral de cereales, integral de leguminosas y rendimientos). Las preguntas 17 y 21 hacen referencia al aseguramiento de algún cultivo en particular, sobre secano y regadío, respectivamente.

  Para terminar, se realizan seis preguntas más en este cuarto bloque. La pregunta 18 referida a las ayudas agroambientales refleja si la explotación esta acogida a alguna de estas ayudas, y en caso afirmativo, identifica la superficie acogida. La pregunta 19 se refiere a si el titular tiene suscrito algún contrato de transformación de parte de su producción en biocarburantes, con la identificación del cultivo y de la superficie en caso afirmativo. La pregunta 23 se refiere a la pertenencia o no a una comunidad de regantes y de la misma forma que la pregunta 19 constituye una variable explicativa que servirá para enriquecer el análisis de resultados.

  Las tres últimas preguntas de este bloque, 25, 26 y 27, se realizan después de cumplimentar las ‘Hojas de cultivo’ (quinto bloque de la encuesta). Las preguntas 25 (arrendamientos de maquinaria para las diferentes labores en barbecho) y 26 (necesidades de mano de obra) son necesarias para el cálculo de los costes de producción. Finalmente la pregunta 27, que identifica el plan de cultivos anterior a 2006 (año de entrada en vigor del régimen de pago único), diferenciado entre secano y regadío, pretende cuantificar las ayudas obtenidas en concepto de “derechos de pago único de la explotación”.

- *Quinto bloque: Tecnología de producción por cultivo*. Este último bloque del cuestionario está formado por las *hojas de cultivo*. Estas consisten en un grupo de preguntas no numeradas que pretenden recabar información de los productores sobre las operaciones realizadas en cada tipo de cultivo, diferenciándose siempre entre secano y regadío. En este sentido, debe comentarse que ciertas informaciones provenientes de las *hojas de cultivo*, como por ejemplo las operaciones realizadas por cada agricultor sobre los cultivos o las dosis de productos fertilizantes y fitosanitarios empleados, permiten diferenciar las prácticas entre agricultores que se dediquen al mismo cultivo, lo que en definitiva hace que la sostenibilidad de las explotaciones no sea determinada exclusivamente por el plan de cultivos.

  En lo que respeta a la estructura de la *Hoja de cultivo*, ésta consta de varias partes. En la primera parte, se identifica el cultivo, se especifica si es secano o regadío, y también se define el sistema de laboreo empleado (siembra directa, mínimo laboreo o agricultura tradicional). La segunda parte de la *Hoja de cultivo* está compuesta por una tabla en la que se sitúan el conjunto de operaciones que se realizan de forma tradicional sobre los cultivos (preparación del terreno, siembra, abonado, enmiendas, control de malas hierbas y enfermedades y recolección), además de un espacio en blanco para que se pueda especificar otras operaciones diferentes de las anteriores. En las columnas siguientes se especifican: el tipo de labor realizada (y/o los productos aplicados), el número de veces que se realiza dicha labor (o el número de aplicaciones del producto), y los aperos empleados (o las dosis y especificaciones de lo productos aplicados).

  La pregunta 24 también pertenece a la *Hoja de cultivo* y permite identificar la existencia de aprovechamientos de restos de cultivos una vez cosechados.

IV.3.1.2. Selección y representatividad de la muestra

Considerando una población objetivo de 7.276 explotaciones agrarias presentes en las comarcas palentinas de Cerrato, Campos, Saldaña-Valdavia y Boedo-Ojeda, según el Censo Agrario de 1999 (INE, 2001), se ha establecido de forma orientativa un tamaño muestral de 366 encuestas. Dicho tamaño muestral permitiría asegurar un nivel de error máximo del 5% en un muestreo sin reposición, una desviación *standard* del 0,6 y un nivel de confianza del 90%. Sin embargo, en función del presupuesto (que ha definido el número de encuestadores seleccionados para las distancias a cubrir) y los plazos dados

a la encuestación (período de declaraciones PAC), finalmente sólo se ha podido contar con 349 cuestionarios válidos. En este caso, como el error previsto para la media de una variable continua es del 5,2%[37], la muestra puede darse como representativa del conjunto de la población.

Dada la imposibilidad[38] práctica de realizar un muestreo completamente aleatorio, se optó como técnica de muestreo por un muestreo estratificado en función de la comarca agraria y de la filiación a las Organizaciones Profesionales Agrarias (OPAs). El momento elegido para la realización de la encuesta ha sido el periodo de cumplimentación de solicitudes de ayudas PAC, ya que es entonces cuando los titulares de las explotaciones se desplazan a realizar este trámite a las oficinas de las OPAs, facilitando con ello el trabajo de los encuestadores.

Las OPAs agrarias elegidas por su representatividad han sido los sindicatos ASAJA (2.165 declaraciones PAC de las comarcas agrarias objeto de análisis en la campaña 2007/2008), UPA (800) y COAG (200), además de la cooperativa AGROPAL (250). En su conjunto, abarcan el 46,9% de la población de agricultores que tramitan sus solicitudes PAC, entre los cuáles se encuentran tanto titulares con dedicación exclusiva a la agricultura, como propietarios que poseen otros empleos y/o que incluso arriendan la mayor parte de las labores agrarias. De ese modo la muestra puede considerarse como representativa del conjunto de agricultores de las comarcas agrarias analizadas.

El número de encuestas a realizar en cada estrato (comarca y OPA) se calcula de forma proporcional al número de explotaciones que constituyen la población. Los porcentajes sobre los que se ha planificado el número de encuestas por OPA quedan recogidos en la siguiente *Tabla IV.3*.

[37] Para el cálculo del tamaño muestral y del error previsto para una variable continua en un muestreo estratificado se utilizó el programa informático de análisis epidemiológico de datos tabulados *EPIDAT 3.1*.

[38] La dispersión geográfica de las explotaciones agrarias y sus propietarios hace inviable económicamente un muestreo aleatorio simple. Además, habría que tomar como base el censo agrario, cuya última actualización se realizó en 1999, por lo que en el caso de poder obtener las direcciones de los titulares de cada explotación, es muy probable que éstas hubiesen cambiado.

Tabla IV.3: Distribución de la muestra por comarca y OPA

OPAs	Declaraciones PAC (Campaña 2007/2008) Nº	COMARCAS AGRARIAS						TOTAL	
		Cerrato		Campos		S-V y B-O			
		Expl. (Nº)	*Cuota (%)*	*Expl. (Nº)*	*Cuota (%)*	*Expl. (Nº)*	*Cuota (%)*	*Expl. (Nº)*	*Cuota (%)*
ASAJA	2.165	1.749	15,24%	3.960	34,50%	1.567	13,65%	7.276	63,40%
UPA	800	1.749	5,63%	3.960	12,75%	1.567	5,05%	7.276	23,43%
COAG	200	1.749	1,41%	3.960	3,19%	1.567	1,26%	7.276	5,86%
AGROPAL	250	1.749	1,76%	3.960	3,98%	1.567	1,58%	7.276	7,32%
TOTAL	**3.415**	**1.749**	**24,04%**	**3.960**	**54,43%**	**1.567**	**21,54%**	**7.276**	**100,00%**

FUENTE: Elaboración propia

Una vez prefijado el número de agricultores a encuestar en cada comarca y organización se realizó la extracción aleatoria de los mismos en el momento de presentación de las ayudas PAC en las oficinas correspondientes. Como ya se ha mencionado, este proceso de encuestación permitió finalmente obtener 349 cuestionarios válidos.

Las explotaciones muestreadas han sido divididas en función del sistema de cultivo: "secano" y "regadío", representando los dos sistemas agrarios analizados (*Secanos de las campiñas media-bajas* y *Regadíos del Duero*, respectivamente). En el caso de explotaciones mixtas (incluyen superficie de secano y de regadío), éstas fueron divididas virtualmente entre ambos tipos de agroecosistema.

Sobre la base en esta división, las explotaciones agrarias analizadas se distribuyen de la forma que refleja la *Tabla IV.4*.

Tabla IV.4: Distribución de las encuestas por comarcas agrarias y sistemas de producción

COMARCA AGRARIA	SISTEMA DE PRODUCCIÓN		TOTAL
	Secano	Regadío	
Cerrato	89	59	89
Campos	176	136	185
Saldaña-Valdavia y Boedo-Ojeda	71	48	75
TOTAL ZONA DE ESTUDIO	**336**	**243**	**349**

FUENTE: Elaboración propia

IV.3.1.3. Proceso de encuestación

La encuesta se llevo a cabo en las tres Organizaciones Profesionales Agrarias (ASAJA, UPA y COAG) y en la Cooperativa AGROPAL, durante los meses de marzo y abril de 2008 coincidiendo con el periodo de solicitud de ayudas PAC, mediante entrevistas personales realizadas por tres encuestadores con formación agronómica y que previamente habían recibido formación específica para la realización de las mismas. Las preguntas se centraron en el plan de cultivos de la campaña inmediatamente anterior (2007-2008) y el tiempo medio de encuesta ascendió a 28 minutos.

IV.3.2. RECOGIDA DE INFORMAC IÓN PRIMARIA PROCEDENTE DE EXPERTOS

Además de la encuesta ya descrita, la obtención de información primaria también se ha realizado a través de entrevistas formales a un mismo panel de expertos al objeto de recabar información técnica para el cálculo de los indicadores COBESUEL (Cobertura del suelo) y SUCUAGRO (Superficie acogida a ayudas agroambientales).

En ambos casos, se ha contado con un panel de cinco expertos con larga experiencia en aspectos prácticos de la agricultura de la zona y en aplicación de política agraria.

Para el cálculo del indicador COBESUEL, se hacía necesario disponer de coeficientes que valorasen los sistemas de cultivo de siembra directa y mínimo laboreo frente al laboreo tradicional, en lo que se refiere a su capacidad para evitar la erosión del suelo. En este caso, tras la exposición de la formula de cálculo y la interpretación del indicador, la entrevista consistió en una pregunta directa a cada experto, donde se les pedía que propusieran un coeficiente de cobertura del suelo (CTE) para cada sistema de cultivo tras la cosecha de los cultivos. Los valores finalmente adoptados para el cálculo son una media aritmética de las propuestas recibidas: para cultivos de siembra directa, CTE = 0,50; para cultivos de mínimo laboreo, CTE= 0,35; para cultivos de agricultura tradicional: CTE= 0.

Para el cálculo del indicador SUCUAGRO, se necesitaba obtener los coeficientes de ponderación de las cuatro ayudas agroambientales analizadas. Para ello se empleó el método AHP (Proceso Analítico Jerárquico). Al objeto de implementar esta técnica, se describió a los expertos la formulación y significado del indicador SUCUAGRO y se les preguntó a través de comparaciones por pares la importancia relativa de cada uno de los

programas agroambientales considerados (véase cuestionario AHP-SUCUAGRO en el *Anexo 3*). A partir del posterior tratamiento de datos utilizando una Agregación de Juicios Individuales (AIJ) estimada a través de la media geométrica, como sugieren Forman y Peniwati (1998) para decisiones de grupo en el ámbito social, los coeficientes obtenidos mediante este proceso de encuestación fueron: a) el barbecho medioambiental: C1= 0,193; b) la ayuda a la agricultura ecológica: C2= 0,168; c) la medida agroambiental al cultivo del girasol en secano: C3=0,148; y d) los sistemas de extensificación para la protección de la flora y la fauna: C4= 0,490.

No obstante, cabe decir, que los asesoramientos informales mediante contacto directo con expertos en campo, también han sido de vital importancia para auxiliar el cálculo de determinados indicadores, como por ejemplo, para la definición del calendario de labores de la zona, necesario para el cálculo del indicador ESTACIMO (Estacionalidad de la mano de obra).

IV.3.3. RECOGIDA DE INFORMACIÓN SECUNDARIA

La información primaria derivada de la encuesta a agricultores y de las dos entrevistas realizadas a expertos, una vez recopilada en una base de datos, requería un tratamiento específico e información adicional para obtener, para cada explotación, el valor de los indicadores de sostenibilidad seleccionados. Para ello, se hacía necesario obtener una serie de coeficientes técnicos complementarios a la información primaria. En este sentido, la información secundaria utilizada, puede dividirse en 4 bloques en función de su procedencia.

- *Información con base estadística*. Dentro de este grupo de datos, tenemos principalmente los referidos a los precios de los insumos (fertilizantes, gasoil agrícola, mano de obra, etc.), obtenidos directamente de la información estadística ofrecida por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (con base a diciembre de 2007).

- *Legislación en vigor*. Entre este grupo de coeficientes técnicos, cabe destacar todos aquellos referidos a las subvenciones y al cálculo del pago único de explotación (rendimientos comarcales, índices de barbecho, ayudas por producción anteriores y posteriores a la entrada en vigor del régimen del pago único, etc.), así como las subvenciones percibidas en concepto de ayudas agroambientales. Un segundo grupo de coeficientes obtenidos a través de legislación, se refiere a los seguros agrarios

(rendimientos comarcales, tasas medias, producciones asegurables, etc.). Por último, dentro de este grupo de coeficientes obtenidos mediante la legislación en vigor, también se encuentran las fichas técnicas obligatorias de los fitosanitarios comercializados, a partir de las cuales se han obtenido los valores de las DL_{50}.

- *Bibliografía técnica*. El tercer bloque de información proviene de bibliografía técnica, que se refiere a coeficientes técnicos ampliamente aceptados y utilizados en agricultura. Por ejemplo, los datos relativos a: las cantidades de fósforo y nitrógeno contenidos en los productos y subproductos de la producción, los coeficientes de energía de las diferentes labores, la cantidad de energía contenida en productos y subproductos de la producción, las necesidades hídricas de los cultivos (específicamente las formulas de calculo, una vez que el calculo se realizó con datos procedentes de las estaciones meteorológicas locales) o la eficiencia de los sistemas de riego.

- *Otras fuentes* (bibliografía técnica específica para la zona de estudio, información secundaria respecto a prácticas agrarias habituales en la zona y consultas locales). Dentro de este cuarto y último grupo de datos, tenemos principalmente la información referida al calendario de labores (fechas de siembra, nascencia y recolección, elaborado gracias a la ayuda de expertos en campo de la zona), el coste horario de las labores (tomado de trabajos realizados por el IDAE para explotaciones de zonas similares) y el precio de los fitosanitarios (obtenido a través de comunicación personal con empresas distribuidoras de estos productos en la zona de estudio).

IV.4. CONSTRUCCIÓN DE I NDICADORES SINTÉTICOS DE SOSTENIBILIDAD AGRARIA

IV.4.1. ESQUEMA METODOLÓGI CO PARA EL CÁLCULO DE INDICADORES SINTÉTICOS

Al igual que los indicadores simples, los índices generados a partir de ellos deben adaptarse a determinados principios de coherencia en su construcción (Bermejo, 2001). Como reseñan Jacobs *et al*. (2004), pese a que en esencia los índices representen una única medida de fácil interpretación que pretende servir de base para la toma de decisiones políticas, su construcción no resulta una tarea sencilla. Los desafíos metodológicos asociados a la elaboración de índices plantean una serie de cuestiones técnicas y económicas que si no se abordan adecuadamente, pueden dar lugar a

resultados erróneos fácilmente malinterpretados o manipulables. Además, la cautela necesaria para la interpretación de los resultados de los indicadores sintéticos no se debe limitar exclusivamente a las elecciones metodológicas adoptadas en cada etapa del proceso de construcción, sino también al prudente uso y difusión de los resultados, una vez que éstos pueden generar respuestas de comportamiento (por ejemplo, decisiones políticas), pudiendo ser éstas indeseablemente negativas en el caso de índices calculados sin que se utilice el debido cuidado. No en vano es habitual que los índices gocen de cierto grado de escepticismo por parte de estadísticos o economistas, lo que en parte se explica por la falta de transparencia de algunos de los indicadores existentes en lo que se refiere a metodologías de construcción y datos primarios (OCDE y JRC, 2008). De ese modo, Jacobs *et al*. (2004) recomiendan cierta prudencia en lo que se refiere a las elecciones metodológicas para la construcción y a la posterior difusión y empleo de los indicadores sintéticos.

En esta línea, el objeto de dotar el proceso de construcción de índices de una secuencia clara, lógica y coherente que facilite su posterior comprensión y replicabilidad, Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OCDE y JRC (2008) sugieren la implementación de las siguientes 10 etapas de forma sucesiva:

1) Desarrollo del marco teórico.
2) Selección de indicadores de base.
3) Imputación de datos ausentes.
4) Análisis multivariante.
5) Normalización de datos.
6) Asignación de pesos y agregación.
7) Análisis de robustez y sensibilidad.
8) Análisis de la relación de los índices calculados con otras variables.
9) Análisis de la relación entre los índices calculados con los datos originales.
10) Presentación y difusión de resultados.

El desarrollo de las dos primeras etapas ya ha sido comentado anteriormente, encontrándose la etapa 1 (*desarrollo del marco teórico*) en el *Capítulo II* y la etapa 2 (*selección de indicadores básicos*) en el inicio del presente *Capítulo IV*.

En lo que respecta a la etapa 3 (*imputación de datos ausentes*) no es necesario introducir comentarios adicionales, en la medida que durante la fase de recopilación de los datos primarios se procedió a descartar las explotaciones muestreadas para las que no se

disponía del cuestionario completo[39]. Por este motivo, la base de indicadores de sostenibilidad finalmente utilizada para la obtención de los índices se presenta completa, y no ha requerido la imputación de ningún dato ausente.

La etapa 4 (*análisis multivariante*) consiste básicamente en la realización de un conjunto de pruebas estadísticas con doble finalidad: a) analizar la consistencia interna del índice mediante la comprobación de que no existe correlación significativa entre los indicadores seleccionados, y b) identificar grupos de indicadores o grupo de explotaciones similares desde el punto de vista estadístico para facilitar la interpretación de los resultados.

Respecto a la existencia de correlación entre los indicadores, como ya se ha mencionado anteriormente, un conjunto amplío formado por indicadores muy correlacionados, que directa o indirectamente cuantifiquen la misma realidad, puede inducir al problema de doble contabilidad en la etapa de agregación, reduciendo la fiabilidad del índice calculado. De ese modo, se hace necesario el empleo de métodos estadísticos que identifiquen previamente la existencia de dichas correlaciones, con el objeto de reducir el conjunto inicial de indicadores a aquellos que desde el punto de vista estadístico mejor representen los indicadores excluidos. Según OCDE y JRC (2008), las principales técnicas estadísticas empleadas para ello son el Análisis de Componentes Principales (ACP), el Análisis Factorial (AF) y el Coeficiente Alfa de Cronbach (c-alpha).

Para los casos en los que se identifiquen indicadores muy correlacionados, Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OCDE y JRC (2008) recomiendan que previamente a la etapa de agregación, se descarten algunos indicadores para evitar incurrir en el problema de doble contabilidad. No obstante, en lugar de descartar indicadores, Smith (2002) recuerda que la inclusión de indicadores que presenten correlación perfecta sí puede realizarse, basta con asignarles pesos distintos. Concretamente en este trabajo, la técnica de identificación de correlaciones empleada ha sido el método ACP y no ha sido necesario descartar ninguno de los indicadores del conjunto inicial, dado el riguroso seguimiento del sistema PC&I del Marco SAFE en lo que concierne a las etapas de diseño y selección de indicadores, y el empleo de una cuidadosa ponderación de los indicadores (véase el *Apartado IV.4.3*).

Asimismo se ha tratado de identificar una tipología de explotaciones similares desde el punto de vista estadístico mediante la aplicación del análisis de conglomerados (o *cluster*). La aplicación de esta técnica permite identificar las características socioeconómicas que definen cada grupo de explotaciones y determinar su importancia,

[39] Para un estudio en detalle de los métodos de imputación de datos ausentes, el lector interesado puede consultar Little y Rubin (1987), Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OCDE y JRC (2008).

tanto cuantitativa (porcentaje del total que representa) como cualitativa (indicador de una posible participación en grupos que merezcan mayor atención de las políticas públicas). En último término, el análisis de conglomerados simplifica el análisis de los resultados al reducirlo al estudio de las explotaciones tipo resultantes.

Respecto a la etapa 5 (*normalización de datos*) y en mayor medida la etapa 6 (*asignación de pesos y agregación*), cabe decir que son las que tienen mayor importancia dentro del proceso de construcción de indicadores sintéticos, por lo que serán tratadas en detalle en los apartados siguientes. Las anteriores y posteriores etapas de la construcción son comunes para todos los nueve índices de sostenibilidad agraria elaborados.

La etapa 7 (*análisis de robustez y sensibilidad*) pretende verificar la fiabilidad de los indicadores sintéticos calculados mediante las elecciones metodológicas de las dos etapas anteriores. Para ello, se hará un análisis comparativo y crítico de los resultados alcanzados para los nueve índices de sostenibilidad, de donde se derivarán consideraciones respecto a las ventajas e inconvenientes de las metodologías de construcción empleadas.

Las etapas 8 y 9 (*análisis de la relación de los índices calculados con otras variables y con los datos originales*) pretenden identificar los indicadores que presentan mayor influencia sobre el índice y también explicar la importancia relativa de otras variables sobre dicho índice. Ambas etapas se realizarán a través de diferentes técnicas estadísticas multivariantes, tal y como se detallará en el apartado de resultados.

Finalmente la etapa 10 (*presentación y difusión de resultados*), presente en los *Capítulos V* (*Resultados parciales: ponderaciones de los indicadores de sostenibilidad*) y *VI* (*Resultados finales: análisis para los sistemas agrarios de secano y regadío*), tratará de dar a conocer los resultados obtenidos en este trabajo a los potenciales usuarios del conocimiento generado.

IV.4.2. MÉTODOS DE NORMALIZACIÓN

De modo general, mediante la normalización se pretende que un conjunto de variables cuantificadas a través de diferentes unidades de medida sea transformado en un conjunto con una unidad común. Según la clasificación establecida por Barba-Romero y Pomerol (1997), la normalización puede ser de tres tipos: a) sin cambio de magnitud, b) con cambio de magnitud a escala libre, o c) con cambio de magnitud a escala fija. Los

procedimientos de normalización empleados en la construcción de índices inciden sobre este último tipo, la normalización con cambio de magnitud a escala fija.

En la construcción de índices, la *normalización de los indicadores de base* (etapa 5) es una necesidad previa a cualquier operación de agregación (Freudenberg, 2003), dado que estos últimos están cuantificados normalmente en diferentes unidades de medida. Por este motivo, se hace necesario expresarlos en unidades homogéneas para así poder compararlos y realizar operaciones aritméticas entre ellos. En definitiva, la normalización de los indicadores, si es correctamente empleada, permite evitar los efectos de escala y posibilita su correcta agregación.

En este sentido, existen diversas técnicas que pueden ser empleadas para homogeneizar valores en una escala fija, cada una con sus ventajas y desventajas, tal como se discute en Freudenberg (2003), Jacobs *et al*., (2004), Nardo *et al*., (2005a y 2005b) y OECD y JRC (2008). De modo general, no existe consenso respecto a un procedimiento de normalización rigurosamente dominante, quedando la elección del procedimiento a emplear pautada por el tipo de problema a resolver. Ebert y Welsh (2004) discuten como la selección de un método adecuado no resulta trivial. Los autores concluyen que el método elegido debe de considerar las propiedades intrínsecas de las variables, así como los objetivos que se pretenden analizar con el índice. En otras palabras, los dos factores que deben guiar la elección del procedimiento de normalización deben ser la robustez (insensibilidad ante la existencia de valores extremos) y la eficiencia (valor estimado próximo al óptimo esperado cuando se desconoce la distribución de los datos) de la técnica seleccionada.

Entre las diversas técnicas de normalización de indicadores empleadas en la construcción de índices, las más utilizadas son la normalización *z-score* (abreviación de *zero-score*) o normalización estadística y la normalización *min-max*. La amplía difusión de ambas técnicas queda justificada porque éstas presentan características deseables para la etapa de agregación, tal y como luego se expondrá. A continuación se describen ambas técnicas.

a) *Normalización z-score o normalización estadística*. Es el procedimiento estadístico clásico también designado como tipificación. En este método, los valores de los indicadores se normalizan con respecto a la media y la desviación estándar. Los indicadores normalizados pasan a integrar una escala común donde se asume que presentan una distribución normal, con una media de cero y una desviación estándar unitaria. Por presentar estas propiedades, deseables para la posterior etapa de

agregación, es la alternativa más utilizada en los procedimientos de normalización de indicadores.

Su fórmula vendría dada por:

$$N(x_q) = \frac{x_q - \bar{x}}{\sigma} \qquad (23)$$

Siendo:

$N(x_q)$: Función de normalización

x_q : Valor actual del indicador *q*

$\bar{x}$: Valor medio del conjunto de indicadores

σ : Desviación típica observada

El empleo de este método sólo se recomienda para series largas, cuando el mínimo y el máximo son desconocidos, o cuando la existencia de valores extremos (*outliers*) no recomienda el empleo de la normalización min-max.

b) *Normalización min-max*. Es la alternativa más sencilla y más utilizada entre las técnicas de normalización establecidas en términos de medidas de distancia[40], también designadas como estandarización. En estos enfoques, el factor de escala es la medida de distancia en lugar de la desviación estándar.

La normalización min-max utiliza los valores mínimo y máximo observados para normalizar linealmente los datos de manera que los valores mínimos y máximos de los indicadores se desplacen a los valores 0 y 1, respectivamente, y todos los demás indicadores adopten valores relativos que varían en el rango adimensional [0,1], de modo que la distribución original se mantenga (a excepción del factor de escala).

En comparación con la normalización *z-score*, este método es menos robusto ante la existencia de valores extremos (*outliers*). En estos casos, el método atribuye mayores valores absolutos a las variables con valores extremos, haciendo con que estas contribuyan más al cálculo de la variable normalizada que si empleáramos la

[40] Contrariamente a la normalización *z-score*, que emplea la media como punto de referencia (por lo que los valores normalizados equivalen a la propia desviación respecto a la media), las técnicas de normalización con base en las medidas de distancia proceden a referenciar los valores de cada indicador respecto a un valor objetivo, lo que puede realizarse de distintas formas. Para un análisis más detallado de las diversas técnicas de normalización con base en la distancia, el lector interesado puede consultar Freudenberg (2003), Jacobs *et al*. (2004), Nardo *et al*., (2005b) y OECD y JRC (2008).

normalización *z-score*. Por consiguiente, este método de normalización es más dependiente de los valores iniciales de los indicadores que el método *z-score*, donde el valor absoluto de cada indicador depende tanto del valor inicial real como la varianza del indicador (Jacobs *et al*., 2004).

La aplicación de este método está indicada para series cortas en las que se conozca los valores máximos y mínimos. Esta característica, además de su sencillez y amplía difusión, justifican que éste haya sido el método de normalización elegido para este trabajo.

Siguiendo a Phillis y Andriantiatsaholiniaina (2001) se pueden definir las siguientes funciones de normalización min-max en base a que el valor objetivo para el indicador sea un valor máximo x_{max} (indicadores del tipo 'cuanto mayor mejor') o un valor mínimo x_{min}. (indicadores del tipo 'cuanto menor mejor'):

Si el valor objetivo es un máximo x_{max},

$$N(x_q) = \begin{cases} \dfrac{x_q - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} & ; \quad x_q < x_{\max} \\ 1 & ; \quad x_q \geq x_{\max} \end{cases} \tag{24}$$

Por el contrario, si el valor objetivo es un mínimo x_{min},

$$N(x_q) = \begin{cases} 1 & ; \quad x_q \leq x_{\min} \\ \dfrac{x_{\max} - x_q}{x_{\max} - x_{\min}} & ; \quad x_q > x_{\max} \end{cases} \tag{25}$$

Siendo:

$N(x_q)$: Función de normalización

x_q : Valor actual del indicador *q*

$x_{\max}$: Valor máximo observado del indicador

$x_{\min}$: Valor mínimo observado del indicador

De los 16 indicadores seleccionados para este trabajo, 8 se clasifican como 'cuanto mayor mejor' (RENTAEXP, CONAGPIB, SUPASEG, EMPLAGRA, DECONAGR, COBESUEL, BALENERG y SUCUAGRO) y 8 como 'cuanto menor mejor' (ESTACIMO, RIESAGRA, ESPECIAZ, BALNITRO, BALFOSFO, RIESPEST,

USOAGUAR y SUPEMPAR).

Como ya mencionado, tras esta normalización todos los indicadores se vuelven adimensionales, tomando valores en el intervalo [0,1]. El cero representa el menor y peor valor posible del indicador (menos sostenible) y la unidad el mayor y mejor valor del indicador (más sostenible). Un valor próximo a cero indica que, en la dimensión recogida por el indicador específico, se está lejos del objetivo marcado. De forma complementaria, un valor del indicador normalizado próximo a la unidad refleja que se cumple el objetivo definido para la consecución de la sostenibilidad.

Finalmente, cabe decir que la normalización de los indicadores de sostenibilidad seleccionados para este trabajo se ha realizado por sistema agrario, considerando como valores máximos y mínimos para la normalización, los valores extremos encontrados en la muestra de explotaciones obtenida para cada caso de estudio. Así, se asume implícitamente que dentro de esta muestra se encuentran las explotaciones que presentan el mejor y el peor desempeño de cada uno de los indicadores de sostenibilidad considerados.

IV.4.3. MÉTODOS DE ASIGNACIÓN DE PESOS

Tras la etapa de normalización, debe desarrollarse la etapa 6 (*asignación de pesos y agregación*) que constituye la construcción de los indicadores sintéticos propiamente dicha. Esta etapa, como se verá a continuación, es la más delicada y la que está sometida a mayores críticas. Con un fin didáctico, esta etapa será subdividida operativamente en otras dos: la etapa de asignación de pesos y la etapa de agregación. Esta sección se centra en cómo se ha desarrollado la primera de estas etapas en la presente investigación.

La etapa de ponderación o asignación de pesos, permite distinguir la importancia relativa de los distintos indicadores de base considerados. Aun en los casos en los que aparentemente no se atribuya pesos a los indicadores de forma explícita, en realidad se estará asumiendo por defecto el mismo peso para todos (Freudenberg, 2003)[41].

[41] El método de Igual Ponderación (o *Equal Weight - EW*) se emplea en los siguientes casos: a) cuando se desea conferir pesos homogéneos a todos los indicadores; b) cuando la falta de conocimiento sobre las relaciones causales del sistema analizado impide el cálculo de pesos, como es el caso del Índice de Sostenibilidad Ambiental (*Environmental Sustanability Index - ESI*) propuesto por Esty *et al*. (2005) y c) cuando la ausencia de consenso sobre las técnicas de ponderación inhibe su uso, como ocurrió con la Comisión Europea (CE, 2001b) en el cálculo del Índice Resumen de Innovación (*Summary Innovation Index - SII*).

No existe un método de ponderación consensuado o aceptado de forma amplía, por lo que existen múltiples opciones técnicas para ello. No obstante, esta falta de consenso en el procedimiento a utilizar para la ponderación de indicadores ha sido la causa que el conjunto de la construcción de índices haya sido criticado por el carácter subjetivo de los métodos empleados, entendidos esencialmente como juicios de valor arbitrarios y capaces de sesgar los resultados finales (Hansen, 1996; Bockstaller *et al*., 1997; Morse *et al*., 2001; Ebert y Welsch, 2004; Hueting y Reijnders, 2004; Munda, 2005 y Böhringer y Jochem, 2007).

En este sentido, Nardo *et al*. (2005a) y OCDE y JRC (2008) clasifican las técnicas de ponderación como: positivas o normativas[42].

Las *técnicas positivas* ('estadísticas' o 'endógenas') son aquéllas que permiten la obtención de los pesos de forma endógena, usualmente mediante procedimientos estadísticos que pretenden reflejar la realidad estudiada. Es decir, el propio modelo estadístico genera los pesos de forma implícita. Entre estas técnicas se puede apuntar el análisis de regresión, el análisis de la distancia P2 (DP2), el análisis de la envolvente de datos (DEA)[43], el análisis factorial (AF) y el análisis de componentes principales (ACP). Cabe decir que determinados autores abogan por el empleo de las técnicas positivas para la asignación de pesos como forma de evitar las críticas sobre la arbitrariedad y subjetividad generalmente atribuidas a las técnicas del enfoque normativo. No obstante, conviene recordar que los resultados alcanzados por estas técnicas positivas van a depender, en último término, de la base de datos inicialmente empleada para el análisis, sin incorporar información respecto a la importancia concedida por parte de la sociedad a las diferentes dimensiones de la sostenibilidad, como sí pretenden las técnicas normativas.

Por otro lado, las *técnicas normativas* ('participativas' o 'exógenas') pretenden asignar pesos diferenciados a los indicadores en función de la identificación de las preferencias sociales con relación a las tres dimensiones que componen la sostenibilidad, así como entre el conjunto de indicadores pertenecientes a una misma dimensión. Estas técnicas

[42] Para un estudio en detalle de las ventajas y desventajas de los métodos de ponderación positivos y normativos, el lector interesado puede consultar Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OCDE y JRC (2008).

[43] El análisis de la envolvente de datos o DEA (del inglés *Data Envelopment Analysis*) de Charnes *et al*. (1978) consiste en una técnica no paramétrica deterministica que está especialmente indicada para calcular la eficiencia de unidades productivas con múltiples *inputs* e *outputs* cuyas relaciones funcionales sean desconocidas. La metodología DEA se plantea como un problema de programación lineal sujeto a una serie de restricciones que permite optimizar la eficiencia relativa de cada DMU (unidades de toma de decisión) para establecer una frontera de eficiencia, usando el criterio de eficiencia de Pareto. Debido a su carácter no paramétrico, las ponderaciones de los *inputs* e *outputs* las proporciona el modelo sin necesidad de conocer los precios de éstos. En este sentido, aunque la técnica DEA no pueda ser clasificada estrictamente como 'estadística', en este trabajo ha sido considerada como técnica positiva en la medida que genera los pesos de forma endógena.

se consideran normativas en el sentido de que su objetivo final es ofrecer algún tipo de orientación (recomendación o norma establecida de forma exógena al modelo) con respecto a una ordenación (o *ranking*), completa o parcial, de las alternativas de decisión (preferencias sociales) sobre cada dimensión y cada indicador (Stewart, 1992). En ese sentido, entre los métodos que identifican las preferencias sociales para obtener los pesos de los indicadores de forma exógena y participativa, Stewart (1992) y Weber y Borcherding (1993) destacan aquellos basados en el consejo de expertos, en las encuestas de opinión pública, en los modelos de regresión múltiple y en los métodos multicriterio, como el proceso analítico jerárquico (Saaty, 1977 y 1980), la asignación directa de puntos, la ponderación *swing* (von Winterfeldt y Edwards, 1986), la ponderación *tradeoff* (Keeney y Raiffa, 1976) o el método SMART (Edwards, 1977). Se suele criticar que todos estos métodos potencialmente empleables en el enfoque normativo introduzcan igualmente cierto grado de subjetividad en la ponderación de los distintos aspectos de la sostenibilidad, en la medida que cada uno de ellos puede generar resultados (ponderaciones) distintos y, por tanto, a veces llevar a distintas clasificaciones de alternativas (Kuik y Gilbert, 1999). Sin embargo, al comparar los resultados de distintas metodologías normativas, Pöyhönen y Hämäläinen (2001) concluyen que no se aprecian diferencias significativas entre ellas, por lo que argumentan que en la práctica, la elección de la metodología de ponderación a seguir queda a cargo de las preferencias personales de los modelizadores. Esta misma idea es defendida por Dolan *et al*. (1996) que expone como esta circunstancia produce falta de consenso respecto a la técnica normativa preferida para la etapa de ponderación de indicadores.

En definitiva, dado que cabe la posibilidad de que, cuando comparado con otros métodos, el método empleado para la asignación de pesos afecte a los resultados finales del calculo del indicador sintético, pudiendo incluso llegar a cambiar la clasificación (o *ranking*) de las preferencias identificadas (Weber y Borcherding, 1993), Jabobs *et al*. (2004) recomiendan que, independientemente del enfoque positivo o normativo que se siga, el sistema de ponderación empleado se realice de forma explícita y transparente. Además, estos autores sugieren la conveniencia de realizar un análisis de sensibilidad para evaluar la solidez de las clasificaciones obtenidas a través de la aplicación de los diferentes sistemas de ponderación.

Con base en la clasificación de los métodos de asignación de pesos establecida por Nardo *et al*. (2005a) y OCDE y JRC (2008), e igualmente en las conclusiones de Pöyhönen y Hämäläinen (2001) respecto a la libre elección de los métodos normativos, para este trabajo se han seleccionado dos métodos de ponderación, contemplando un

método representativo de cada uno de los dos enfoques de ponderación mencionados anteriormente:

- *El Análisis de Componentes Principales (ACP)*. Se trata de la técnica con mayor aceptación en la elaboración de índices aplicada ampliamente a todos los campos de las ciencias sociales y ambientales (Castro, 2002), por lo que ha sido seleccionada como método de ponderación representativo del enfoque positivo.

- *El Proceso Analítico Jerárquico (AHP).* Inicialmente desarrollado por Saaty (1977 y 1980) como técnica de decisión multicriterio discreta para la toma de decisiones complejas (multidimensionales). Según Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OECD y JRC (2008) este método puede perfectamente adaptarse para la construcción de índices, por lo que, con base en las conclusiones de Pöyhönen y Hämäläinen (2001) respecto a la libre elección, ha sido seleccionado como método de ponderación representativo del enfoque normativo.

A continuación se explica la forma de implementar cada uno de ellos.

IV.4.3.1. El Análisis de Componentes Principales (ACP)

La técnica de ponderación basada en el Análisis de Componentes Principales (ACP) permite definir los pesos de los indicadores a partir de las correlaciones identificadas[44].

El método ACP es uno de los procedimientos propios de la estadística descriptiva más utilizados para sintetizar la información contenida en un número elevado de indicadores (Jiménez, 1995). El objetivo específico del ACP es reducir la dimensión original de un conjunto de variables explicativas (llamadas originales) correlacionadas entre sí, a un nuevo conjunto reducido de variables ortogonales (no correlacionadas), denominadas componentes principales, utilizando para ello la matriz de varianzas y covarianzas o su forma estandarizada, la matriz de correlaciones (Manly, 1994; Sharma, 1996; Yu *et al*., 1998). Una vez obtenidos los componentes principales, mediante la observación de las cargas factoriales que los componen, se consigue una mayor interpretabilidad de las relaciones existentes entre los datos, así como la definición del grado de explicabilidad de cada variable, alcanzándose con todo ello el objetivo principal de este tipo de análisis: el

[44] Una descripción más detallada sobre el procedimiento a seguir para la obtención de índices a través del Análisis de Componentes Principales (ACP) puede consultarse en Nicoletti *et al*. (2000), Nardo *et al*. (2005a y 2005b) y OCDE y JRC (2008).

resumen y la reducción de los datos en un conjunto más pequeño de variables con la menor pérdida de información posible.

Cabe indicar que tal como ocurre con las demás técnicas positivas de ponderación, las correlaciones identificadas por el ACP no necesariamente se corresponden con las preferencias sociales, por lo que los pesos asignados por el método pueden alejarse de la conceptualización de la sostenibilidad como 'construcción social' (OCDE y JRC, 2008). Además, determinados autores critican la minimización de importancia que el ACP concede a los indicadores que presentan baja correlación con los demás[45]. Asimismo, otra crítica habitual a ese tipo de metodologías incide sobre su sensibilidad a cambios en la base de datos original, que puede ocasionar alteraciones significativas en los pesos calculados y, consiguientemente, en el resultado final del indicador sintético. Sin embargo, pese a todas las consideraciones anteriores, el ACP es la técnica más empleada para la construcción de índices en todos los campos de las ciencias sociales y ambientales (Castro, 2002), especialmente por su buen desempeño en la identificación de correlaciones y la reducción de las dimensiones del conjunto inicial de indicadores con la menor pérdida de información posible (Liu, 1982; Lohani y Mustapha, 1982; Cailas *et al*., 1996; Yu *et al*., 1998, Jollands *et al*., 2004)[46].

En referencia a los supuestos básicos del ACP, las principales etapas que conforman dicha técnica aparecen listadas abajo.

1) *Definición de la matriz de correlaciones*. A partir de la matriz de variables originales, se puede calcular la matriz de varianzas y covarianzas muestrales (V) y la matriz de correlaciones muestral (R). Si se parte de variables con las mismas unidades de medida, se puede realizar el análisis directamente con base en la matriz V. No obstante, las variables con varianzas muy elevadas introducirían un sesgo dominando los componentes principales (Jolliffe, 1986). Por ello, es habitual y preferible extraer los componentes principales a partir de la matriz de correlaciones R, lo que equivale a hacerlo a partir de la matriz inicial con los valores normalizados, concediendo a todas las variables la misma importancia (ACP normado). Esta será la forma empleada en este trabajo.

2) *Obtención de los componentes principales*. A partir de las correlaciones observadas en las variables originales, se definen nuevas dimensiones subyacentes (o

[45] Por ejemplo, en la construcción del Índice de Sostenibilidad Ambiental (*Environmental Sustanability Index - ESI*), Esty *et al*. (2005) optaron por emplear el método de igual ponderación en lugar del ACP porque este llegaba a asignar pesos negativos a algunos indicadores.

[46] Con relación a las experiencias destinadas específicamente a la obtención de índices de sostenibilidad agraria mediante el empleo del ACP, puede citarse la contribución de Sands y Podmore (2000).

intermedias) de variables independientes entre sí (ortogonales), que son los componentes principales, obtenidos como combinaciones lineales de las variables originales y que se clasifican en orden descendiente en función de la cantidad de varianza que reciben de las variables originales. En otras palabras, el planteamiento básico de esta etapa consiste en contabilizar la mayor parte de la varianza observada en las variables explicativas originales a través del menor número posible de componentes principales. Al resolver ese planteamiento se obtienen las raíces características o autovalores (*eigenvalues*). Cada uno de los autovalores representa la parte de la varianza del factor en cuestión (es decir, la parte de la varianza que las nuevas variables contabilizan). Los elementos del autovector son los coeficientes empleados en la transformación lineal de las variables originales en las nuevas variables.

3) *Selección del número de componentes*. Sobre la base de la información recogida en las raíces características (autovalores) existen básicamente tres métodos para decidir el número razonable de componentes principales que permita definir la estructura correcta de los datos y posibilite su posterior interpretación: a) el criterio de la media aritmética, la raíz latente o varimax (Kaiser, 1958), b) el contraste de caída (Cattell, 1963) y c) el porcentaje de varianza explicada. En nuestro trabajo, emplearemos el criterio de la media aritmética (varimax) de Kaiser (1958) para seleccionar las componentes. Dado que nuestras variables están normalizadas, el criterio de selección de componentes se traduce en seleccionar sólo aquéllas cuyo autovalor sea mayor que la unidad.

4) *Rotación de los componentes*. Básicamente, como técnica de reducción estadística, el ACP concluye en este punto a falta de aplicación de los resultados del análisis. No obstante, para facilitar la interpretación de las componentes obtenidas, lo habitual es realizar la rotación de factores consiguiendo soluciones factoriales menos ambiguas y más significativas. La rotación de factores es una técnica iterativa que supone girar en el origen los ejes de referencia de los factores hasta alcanzar cierta posición, a partir de la cuál se obtiene una matriz de componentes rotados. Si la rotación es ortogonal, se giran 90 grados respecto a la posición de referencia. Si la rotación es oblicua, no se plantean restricciones al ángulo de giro. El tipo de rotación más usada es la ortogonal al mantener independientes los componentes finales. Dentro de los métodos de rotación ortogonal se encuentran distintas técnicas, como varimax, equamax y quartimax, siendo la primera, que consiste en la maximización de la suma de varianzas de la matriz de factores, la técnica más frecuente (Kline, 1994). En nuestro trabajo, se ha realizado una rotación ortogonal de ejes del tipo varimax normalizada de

Kaiser.

5) *Ponderación*. En esta etapa, una vez obtenidas las componentes principales, se procede a calcular dos tipos de pesos, siguiendo el enfoque propuesto por Nicoletti *et al*. (2000), Nardo *et al*. (2005a) y OECD y JCR (2008). En primer lugar, se calculan los pesos necesarios para la construcción de los indicadores sintéticos intermedios (ISI-ACP). Posteriormente, se calculan los pesos necesarios para la construcción de los indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria (I-ACP).

Los pesos necesarios para la construcción de los ISI-ACP correspondientes a cada una de las componentes principales extraídas, se obtienen a partir de las cargas factoriales presentes en la matriz de componentes rotados. Este procedimiento se basa en la propiedad de que el cuadrado de las cargas factoriales representa la proporción de la varianza unitaria total del indicador que es explicada por la correspondiente componente principal. Con base a esa consideración, los pesos para el cálculo de los ISI-ACP se obtienen a través de la siguiente fórmula:

$$w_{qj} = \frac{\left(carga\_factorial_{qj}\right)^2}{autovalor_j} \tag{26}$$

Siendo:

w_{qj} : Peso del indicador *q* en la componente principal *j*

$carga\_factorial_{qj}$: Carga factorial del indicador *q* en cada componente principal *j*

$autovalor_j$: Autovalor de la componente principal *j*

Tras calcular los indicadores sintéticos intermedios correspondientes a las componentes principales extraídas, se procede a la agregación aditiva o multiplicativa de los mismos al objeto de obtener un único y definitivo indicador sintético de sostenibilidad global (I-ACP). Para ello se requieren nuevas ponderaciones que pueden calcularse utilizándose la siguiente expresión:

$$\alpha_j = \frac{autovalor_j}{\sum_{j=1}^{n} autovalor_j} \tag{27}$$

Siendo:

α_j : Peso de la componente principal *j* en el índice sintético global ISG-ACP

$autovalor_j$: Autovalor de la componente principal *j*

n Número de componentes principales seleccionadas

6) *Agregación*. Formulación de escalas aditivas o multiplicativas para el cálculo los ISI-ACP y, a su vez, del I-ACP, como se verá en la etapa de agregación con ACP.

IV.4.3.2. El Proceso Analítico Jerárquico (AHP)

La segunda de las metodologías elegidas para la etapa de asignación de pesos a los indicadores es el Proceso Analítico Jerárquico (*Analytic Hierarchy Process*, en la terminología anglosajona, abreviadamente AHP). La metodología AHP fue creada por Saaty (1977 y 1980) como técnica estructurada y flexible para la toma de decisiones en un contexto multicriterio, con base en la formalización intuitiva de los problemas a través de una estructura jerárquica. No obstante, pese haber sido desarrollada inicialmente como técnica de decisión multicriterio discreta para la toma de decisiones complejas (multidimensionales), según Nardo *et al*. (2005a y 2005b) puede utilizarse para la obtención de los pesos necesarios para la construcción de índices.

Esta técnica multicriterio ha sido empleada en innumerables aplicaciones empíricas de toma de decisiones (Golden *et al.*, 1989). Entre estas aportaciones se encuentran trabajos que han aplicado la metodología AHP para la ponderación de preferencias sociales en relación a la agricultura, entre los cuáles cabe destacar las aportaciones de Duke y Aull-Hyde (2002) y Gómez-Limón y Atance (2004). Asimismo, aunque la aplicación del AHP en otros campos se está difundiendo intensamente, el número de trabajos existentes en la literatura científica relacionados con la aplicación concreta de esta técnica en la construcción de índices de sostenibilidad agraria es aún muy reducido. Como antecedentes en esa línea se puede destacar únicamente el trabajo de Pirazzoli y Castellini (2000) que construyeron un indicador sintético de sostenibilidad para la comparación de tres sistemas agrarios de montaña en el norte de Italia.

Como ya se ha mencionado anteriormente, al tratarse de una técnica multicriterio de ponderación normativa, los pesos obtenidos mediante esta metodología adoptan el significado de importancia relativa atribuido por un centro decisor externo. Este centro puede componerse por técnicos, políticos o el conjunto de la sociedad. Para esta

investigación, como luego se verifica, se ha optado por combinar las preferencias sociales y las preferencias de técnicos expertos.

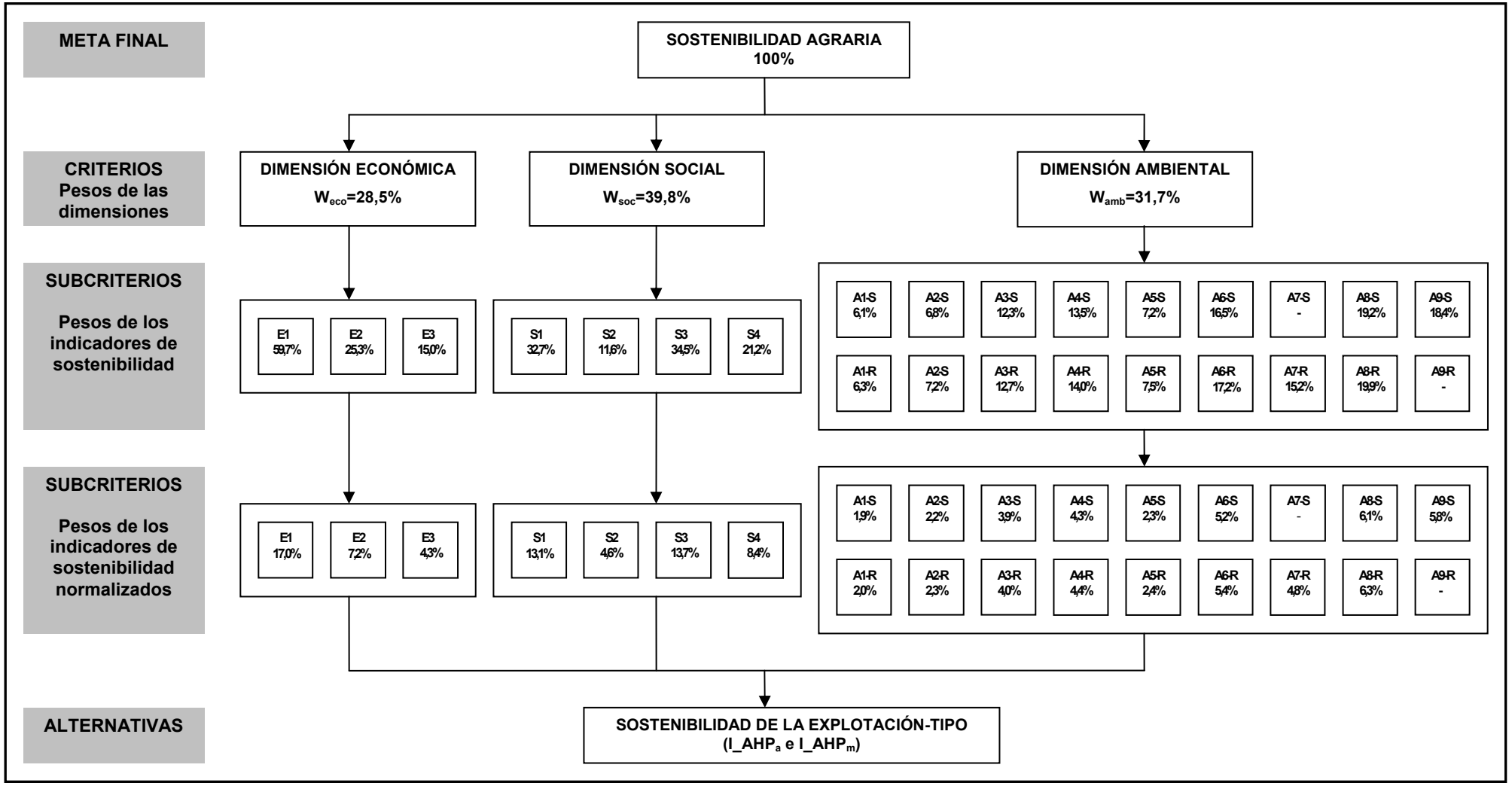
Para elucidar el proceso de obtención de los pesos mediante el método AHP, se hace necesario exponer inicialmente, de forma resumida, las tres etapas que componen esta técnica: 1) modelización, 2) valoración, y 3) priorización y síntesis[47].

En la primera etapa (*modelización*), se construye un modelo en forma de estructura jerárquica en la que deben estar representados todos los elementos considerados relevantes en el proceso de decisión analizado (indicadores de sostenibilidad en nuestro caso). Los elementos se presentan vinculados entre sí por relaciones de dependencia jerárquica. En la terminología empleada en el AHP, a estos elementos se les denomina nodos si de ellos dependen otros elementos, o alternativas en caso contrario. La estructura jerárquica se compone de al menos tres niveles: meta final (o misión) del problema, en lo más alto de la jerarquía ($nivel_0$), los criterios de decisión en un nivel intermedio ($nivel_{n-1}$) y las alternativas en la base de la misma ($nivel_n$). Cuando los criterios son abstractos o complejos, este nivel intermedio de la jerarquía puede a su vez descomponerse en diferentes niveles de subcriterios ordenados secuencialmente ($nivel_1$,…, $nivel_{n-1}$). En general, la jerarquía resultante debe ser completa, representativa (incluir todos los atributos relevantes), no redundante, y mínima (no incluir aspectos irrelevantes).

Desarrollada esta etapa para el caso de estudio de acuerdo con el marco teórico presentado anteriormente, la jerarquía aplicable puede plantearse, tal y como se expone en la *Figura IV.3* a continuación, a través de cuatro niveles: a) meta final (índice de sostenibilidad agraria), b) criterios (sostenibilidad económica, social y ambiental), c) subcriterios (indicadores de sostenibilidad), y d) alternativas (explotaciones-tipo que se desean valorar en función de su sostenibilidad).

[47] Para el lector interesado en la metodología AHP remitimos a los trabajos originales de Saaty (1977 y 1980) y a las referencias de Golden *et al.* (1989), Moreno-Jiménez (2002) y Saaty (2001 y 2003).

Figura IV.3: Resultados de la estimación de las ponderaciones de los indicadores de sostenibilidad mediante el método AHP



FUENTE: Elaboración propia

Una vez definida la estructura jerárquica, la segunda etapa (*valoración*) consiste en recabar los juicios de valor (o intensidad de las preferencias) de los decisores (participantes en el método). En este sentido, se procede a la realización de entrevistas en las que los participantes deben comparar por pares todos los criterios (y subcriterios) de un mismo nivel jerárquico con relación al objetivo establecido en el nodo que les une. En la práctica, se suelen seguir diferentes procedimientos (numérico, verbal o gráfico)[48] para realizar las comparaciones. Para este trabajo, el procedimiento empleado en las entrevistas ha sido el método verbal. Este método emplea una matriz de comparación y una escala numérica de valores cardinales que se corresponden a expresiones verbales en materia de preferencias. Se ha empleado la escala fundamental de Saaty (1980), es decir, una escala acotada entre 1 y 9, donde el 1 se refiere a "igual importancia" y, en el extremo opuesto, el 9 se refiere a "importancia extrema de un elemento frente al otro". Los valores impares designan grados de preferencia y los valores pares se asignan para denotar importancias o preferencias intermedias.

A partir de ese procedimiento de comparaciones pareadas, se obtienen las importancias relativas de los criterios (y de los subcriterios). Estos valores son empleados para la construcción de las llamadas matrices de Saaty (A), también denominadas matrices de comparaciones pareadas o matrices de valoración, obteniéndose una para cada nivel jerárquico, tal y como se indica a continuación:

$$A = \left[a_{ij}\right] = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \dots & \dots & a_{ij} & \dots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} \tag{28}$$

Siendo:

A : Matriz de Saaty

a_{ij} : Importancia relativa (o valor de comparación) del criterio (o subcriterio) *i* sobre el criterio (o subcriterio) *j* del mismo nivel jerárquico con respecto al nodo de que dependen en el nivel jerárquico inmediatamente superior.

En realidad, la matriz de Saaty es una matriz cuadrada de dimensiones $n \times n$, con $n \in Z^+$, y donde a_{ij} refleja la dominación relativa de un criterio (o subcriterio) *i* (representado en la fila) frente a otro criterio (o subcriterio o alternativa) *j* (representado en la columna)

[48] Webber *et al*. (1996) no encontraron diferencias significativas al analizar los resultados de comparaciones pareadas obtenidas mediante los tres diferentes procedimientos.

respecto a un atributo (o nodo) común. Esta matriz presenta dos propiedades fundamentales que permiten la ejecución de determinadas operaciones de álgebra de matrices a través de las cuáles se generan los pesos de los indicadores: a) su diagonal principal está formada por unidades (a_{ij} =1, $\forall$ i=j), y b) el producto de $a_{ij} \times a_{ji}$ =1, lo cual está sustentando cuatro axiomas[49] definidos por Saaty (1980), entre los cuáles el más importante es el primero que viene a determinar que la matriz A refleja la reciprocidad entre los pares comparados (a_{ij} = 1/ a_{ji}, $\forall$ i, j).

Finalmente, la tercera y última etapa (*priorización y síntesis*) del método AHP consiste en la obtención de la importancia relativa (pesos) de los criterios (y subcriterios). A esta parte del AHP se le designa por sintetización.

Antes de iniciar esta etapa primeramente debe verificarse que la matriz de Saaty generada a partir de las respuestas del decisor es consistente. En la práctica, se emplea para ello el criterio Ratio de Consistencia (CR), que debe ser menor a 0,10. Si se confirma este criterio, las respuestas del decisor se consideran suficientemente racionales y, por lo tanto, válidas. A partir de esa comprobación, ya se puede proceder a aplicar el método de estimación de pesos elegido.

Antes de pasar a los métodos de estimación de ponderaciones, parece oportuno analizar las implicaciones de obtener respuestas perfectamente consistentes o racionales, lo que en definitiva, constituye el supuesto y base matemática del método AHP. De forma algebraica, tenemos que si las respuestas del decisor son perfectamente racionales, la norma $a_{ij} \times a_{jk} = a_{ik}$, ($\forall$ i, j, k =1,2, …, n) se cumple, y en este caso, la matriz $A_{n\times n}$ generada es perfectamente consistente. Se sabe que a partir de una matriz perfectamente consistente se puede producir una matriz normalizada[50]. Si eso ocurriera, la matriz $N_{n\times n}$ normalizada de elementos w_j ($\forall$ j =1,2, …, n) con columnas idénticas, podría expresarse por:

$$N = \begin{bmatrix} w_1 & w_1 & \dots & w_1 \\ w_2 & w_2 & \dots & w_2 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ w_n & a_{n2} & \dots & w_n \end{bmatrix} \qquad (29)$$

[49] *Axioma N°1: referente a la condición de juicios recíprocos*. La intensidad de preferencia a_i/a_j es inversa a la preferencia de $a_j.a_i$; *Axioma N°2: referente a la condición de homogeneidad de los elemento*s. Los elementos que se comparan son del mismo orden de magnitud; *Axioma N°3: referente a la condición de estructura jerárquica*. Dependencia de los elementos dentro de un mismo nivel y en dos niveles consecutivos en la jerarquía; *Axioma N°4: referente a la condición de expectativas de orden de rango*. Las expectativas deben estar representadas en la estructura en términos de criterios y alternativas (Saaty, 1980).

[50] Se dice que una matriz es normal o está normalizada si presenta la propiedad conmutativa con su transpuesta. Sea M una matriz, se dice que es normal si $MM^T=M^TM$.

Determinando la matriz A en función de N se tendría que:

$$A=\begin{bmatrix} \frac{w_1}{w_1} & \frac{w_1}{w_2} & \dots & \frac{w_1}{w_n} \\ \frac{w_2}{w_1} & \frac{w_2}{w_2} & \dots & \frac{w_2}{w_n} \\ \dots & \dots & \frac{w_i}{w_j} & \dots \\ \frac{w_n}{w_1} & \frac{w_n}{w_2} & \dots & \frac{w_n}{w_n} \end{bmatrix}=\begin{bmatrix} 1 & \frac{w_1}{w_2} & \dots & \frac{w_1}{w_n} \\ \frac{w_2}{w_1} & 1 & \dots & \frac{w_2}{w_n} \\ \dots & \dots & 1 & \dots \\ \frac{w_n}{w_1} & \frac{w_n}{w_2} & \dots & 1 \end{bmatrix} \quad (30)$$

En suma, la existencia de la matriz N, implica que los valores otorgados a las comparaciones por pares representan en realidad ratios entre las ponderaciones concedidas a los correspondientes criterios (y subcriterios), es decir, $a_{ij} = w_i / w_j$.

Multiplicando A por el vector de pesos $w = (w_1, w_2, \dots, w_n)$, se tendría que:

$$A=\begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & a_{ij} & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix}\times\begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix}=\begin{bmatrix} \frac{w_1}{w_1} & \frac{w_1}{w_2} & \dots & \frac{w_1}{w_n} \\ \frac{w_2}{w_1} & \frac{w_2}{w_2} & \dots & \frac{w_2}{w_n} \\ \dots & \vdots & \frac{w_i}{w_j} & \vdots \\ \frac{w_n}{w_1} & \frac{w_n}{w_2} & \dots & \frac{w_n}{w_n} \end{bmatrix}\times\begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix}=\begin{bmatrix} nw_1 \\ nw_2 \\ \vdots \\ nw_n \end{bmatrix}\times\begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix}=n\times\begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix} \quad (31)$$

Es decir, en el caso de perfecta consistencia por parte del decisor, se llegaría a la ecuación $A\times w = n\times w$. En teoría matricial, la ecuación expresa el hecho de que w es un autovector de A, con autovalores de n. Dado que el número de juicios necesarios para la construcción de la matriz A se expresa por $n(n\text{-}1)/2$ y n es el número de elementos de A, se llegaría a un sistema de ecuaciones determinado, compuesto por $n(n\text{-}1)/2$ ecuaciones y n incógnitas, que tendría una solución no trivial si y sólo si, n fuese un valor propio de A. En definitiva, si las repuestas del decisor fuesen completamente racionales, se tendría que $a_{ij} = w_i./ w_j$, es decir, los pesos de los indicadores serían los juicios de valor expresados por los decisores.

Sin embargo, resulta irreal pretender que las comparaciones pareadas basadas en la racionalidad perfecta se den en la práctica. La imposición de este criterio podría llegar a invalidar la mayoría de los estudios empíricos. Se hace necesaria la consideración de cierta tolerancia para con desvíos, máxime por tratarse de juicios humanos, donde a veces prima la subjetividad. Siendo así, como regla general se asume que a partir de los juicios de valores emitidos por los partícipes no se puede obtener el valor real de los pesos, sino sólo una estimación de ellos. En ese sentido, para las matrices Saaty que

presenten cierto grado de inconsistencia, se han propuesto diversas técnicas destinadas a estimar el vector de pesos que mejor se aproxime al vector de pesos real.

Los principales métodos empleados para estimar las ponderaciones verdaderas son: el método de la media geométrica por filas (Aguarón y Moreno-Jiménez, 2000), el método del autovector principal por la derecha (Saaty, 1980), el método basado en regresiones (Laininen y Hämäläinen, 2003) y el método basado en la programación por metas (Bryson, 1995). Cabe indicar, como expresa Fichtner (1986), que aunque los resultados obtenidos por los diferentes métodos de estimación puedan diferir, no se encuentra evidencia alguna sobre la superioridad absoluta de uno de ellos sobre los demás. De esa manera, en este trabajo se ha optado por la simplicidad del método de la media geométrica por filas (Aguarón y Moreno-Jiménez, 2000).

De forma resumida, la aplicación del método de la media geométrica para la estimación del vector de pesos consiste en que, a partir de la matriz de Saaty A: 1) se multipliquen los *n* elementos de cada fila, 2) se calcule la raíz enésima de ese producto, 3) se liste los resultados en forma de vector, y 4) por último, los valores sean normalizados con respecto a la suma total.

De esa forma, el cálculo de los pesos particulares que cada decisor *m* asigna a los diferentes (sub)criterios *i* (w_{im}), o indicadores de sostenibilidad *q* en nuestro caso (w_{qm}), se obtienen aplicando la siguiente expresión algebraica:

$$\boxed{w_{im} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^{i=n} a_{ijm}}} \quad \forall\, i, m, j \in n \tag{32}$$

Siendo:

w_{im} : Peso real (o prioridad) del criterio (o subcriterio) *i* para el decisor *m*

a_{ijm} : Juicio (o valor de comparación) del criterio (o subcriterio) *i* sobre el criterio (o subcriterio) *j* del mismo nivel jerárquico otorgado por el decisor *m*

n : Total de nodos que forman parte del nivel jerárquico.

Llegados a este punto, cabe comentar que el procedimiento de identificación de preferencias sociales a través del método AHP requiere la consulta de diversos decisores (*m*). En estos casos de toma de decisiones grupales, se hace necesario agregar los distintos juicios/pesos individuales de los diferentes partícipes. En este sentido se ha seguido la recomendación de Forman y Peniwati (1998), que para las decisiones de

grupo en el ámbito social sugieren emplear el método de la agregación de juicios individuales (*Aggregation of Individual Judgements - AIJ*) estimado a través de la media geométrica:

$$\boxed{w_q = \sqrt[n]{\prod_{m=1}^{m=n} w_{iq}}} \qquad \forall\, q, m \in n \tag{33}$$

Siendo:

w_q : Peso agregado del indicador de sostenibilidad *q* calculado por medio del método AHP.

w_{qm} : Peso real que el decisor *m* confiere al indicador de sostenibilidad *q*.

n : Total de partícipes en el proceso de ponderación.

Para terminar este apartado, es necesario especificar qué decisores se han considerado los más adecuados para realizar las ponderaciones requeridas para la construcción de los indicadores sintéticos basados en ponderaciones normativas.

En este sentido, para este trabajo el establecimiento de la importancia relativa de los subcriterios, es decir, la importancia relativa de los indicadores pertenecientes a una misma dimensión de la sostenibilidad, en relación a sus correspondientes criterios (las dimensiones de la sostenibilidad), dado su carácter eminentemente técnico, se ha considerado adecuado que lo realizara un panel de expertos en temas relacionados con la sostenibilidad agraria. En el *Anexo 4* puede encontrarse el cuestionario desarrollado con este propósito. Dicho cuestionario se ha aplicado contando con un panel de 16 expertos en temas de sostenibilidad agraria, procedentes de la universidad, institutos de investigación agraria y de la administración regional de Castilla y León.

A partir de la información técnica suministrada por el panel (valoración de las comparaciones por pares) y siguiendo el procedimiento antes expuesto (agregación por el método AIJ estimado a través de la media geométrica), se han obtenido las importancias relativas de los distintos indicadores a nivel agregado (w_q).

Por otro lado, para este trabajo se ha considerado que la ponderación de los criterios, es decir, la importancia de las dimensiones de la sostenibilidad (económica, social y ambiental) sobre la sostenibilidad global de los sistemas agrarios objeto de análisis, debería ser determinada por el conjunto de la sociedad que alberga dichos sistemas. Con

ello se asume, como ya se indicaba en el *Capítulo II*, que la sostenibilidad es en gran medida es una construcción social.

Sin embargo, aunque parezca lógico pensar que sea la sociedad quien valore la importancia de cada una de las dimensiones de la sostenibilidad, en la práctica, la forma de identificar las preferencias de esa sociedad debería pasar por un proceso de encuestación, lo que supondría ciertos costes de tiempo y económicos difíciles de asumir en este trabajo. Por ello, se ha optado por emplear como pesos de los criterios (dimensiones de la sostenibilidad), los valores procedentes del trabajo previo de Gómez-Limón y Atance (2004)[51], dada la equivalencia, en un horizonte temporal relativamente cercano, de los objetivos genéricos considerados en dicho trabajo, con las componentes básicas de la sostenibilidad ahora analizadas, así como la correspondencia geográfica de la zona de estudio.

En cualquier caso, para hacer operativos los pesos de los indicadores, se requiere su normalización, de tal manera que la suma de todos ellos equivalga a la unidad. Para ello se han multiplicado dichos pesos por las respectivas ponderaciones de los criterios (dimensiones) correspondientes, calculando así los pesos normalizados (w_q^*) (véase cuarta fila de la *Figura IV.3*).

Los resultados de todos los pesos obtenidos para la estructura jerárquica definida en este trabajo para el método AHP se listan en la anterior *Figura IV.3*.

IV.4.4. MÉTODOS DE AGREGACIÓN

La etapa de agregación se relaciona con la etapa anterior de asignación de pesos, en la medida que la finalidad del empleo de pesos condiciona la existencia del concepto de compensación[52] entre indicadores. Si el empleo de la técnica de ponderación pretende crear una ordenación cardinal (*cardinal ranking*) por medio de, por ejemplo, reflejar vía pesos la intensidad de las preferencias sociales con relación a un fenómeno, entonces se dice que los pesos identificados adoptan el significado de compensación. En este caso,

[51] La contribución de Gómez-Limón y Atance (2004) consiste en un estudio que valora y analiza la importancia atribuida por la población castellano leonesa a las tres dimensiones de la sostenibilidad agraria con el objetivo de guiar la política agraria regional. Ha sido realizada en un horizonte temporal relativamente cercano y está circunscrita al ámbito geográfico de Castilla y León (dentro del cual se encuentran las comarcas palentinas objeto de estudio). El trabajo se sustenta en 321 encuestas validas realizadas mediante un muestreo aleatorio estratificado por provincia. Se empleó igualmente el método AHP para la identificación de las preferencias sociales. Los pesos obtenidos tras el análisis para las tres dimensiones de la sostenibilidad fueron los siguientes: w_{eco}=28,5 %, w_{soc}=39,9 % y w_{amb}=31,7 % (véase la segunda flla de la *Figura IV.3*).

[52] En la literatura económica el concepto de compensación es generalmente referido como “tasa marginal de substitución” (Munda, 2008).

las asunciones normativas[53] respecto a la compensación quedan representadas por la forma funcional de la función elegida. En otras palabras, en función de la forma funcional de agregación elegida, se asume distintos grados de compensación (que puede ser total, parcial o nula). Para el caso de puntuaciones cardinales, es posible dotar los pesos de valor numérico de modo que estos indiquen la importancia relativa de los indicadores. Por el contrario, si el empleo de la técnica de ponderación pretende crear ordenaciones ordinales (*ordinal ranking*), dado que estas indican orden pero no preferencias, se originan procedimientos de no compensación que dotan los pesos con el significado de coeficientes de importancia[54] (Keeney y Raiffa, 1976; Roberts, 1979; Bouyssou, 1986; Bouyssou y Vansnick, 1986; Vansnick, 1986; Podinovskii, 1994).

En definitiva, en el establecimiento de ordenaciones cardinales, como es nuestro objetivo, el debate[55] respecto a la existencia de subjetividad en la elección de las formas funcionales de agregación se resume a qué tipo de compensación se desea reflejar con el índice propuesto. En otras palabras, el grado de adopción del supuesto de compensación es el factor crucial que determinará la elección de las formas funcionales de agregación en la construcción de índices (Munda, 2008).

Como ya mencionado en el *Capitulo II*, el concepto de sostenibilidad puede implicar asumir compensación *total* (sostenibilidad muy débil), *parcial* (situaciones intermedias) o *nula* (sostenibilidad muy fuerte) entre los distintos tipos de capital (indicadores en nuestro caso). Es decir, en un análisis de la sostenibilidad mediante indicadores sintéticos como la presente investigación, resulta interesante poder adoptar distintas formas funcionales de agregación que permitan contemplar las tres posibilidades de compensación, al objeto de poder realizar un análisis comparativo y analítico de los resultados alcanzados.

De modo general, con base en el criterio de compensación, las formas funcionales empleadas en la agregación de indicadores para la obtención de un índice pueden ser agrupadas en tres categorías: compensación total (funciones lineales aditivas y funciones multicriterio compensatorias), compensación parcial (funciones multiplicativas o geométricas y funciones multicriterio parcialmente compensatorias) o compensación nula (funciones multicriterio no compensatorias). A continuación se presenta una breve reseña

[53] La etapa de agregación de indicadores en la construcción de índices sintéticos generalmente ha sido criticada precisamente por el carácter subjetivo de la elección de las formas funcionales (Hansen, 1996; Bockstaller *et al*., 1997; Morse *et al*., 2001; Ebert y Welsch, 2004; Hueting y Reijnders, 2004; Munda, 2005 y Böhringer y Jochem, 2007).

[54] En argot, significa la importancia simétrica de las variables (Podinovskii, 1994).

[55] Además de la crítica de subjetividad en la elección de las formas funcionales que recae sobre los ampliamente difundidos métodos aditivos de agregación, como se verá a continuación, también sobre estos recae la crítica de permitir la compensación total entre las diferentes dimensiones o atributos que componen la sostenibilidad, a pesar de su supuesta incomensurabilidad.

de las principales implicaciones de la adopción de las principales formas funcionales de agregación de indicadores.

a) Métodos de agregación aditivos

Existen básicamente tres métodos de agregación aditiva lineal: a) la suma de ordenaciones ordinales, b) la suma de desviaciones nominales y c) la suma ponderada de indicadores normalizados (OECD y JCR, 2008).

La *suma de ordenaciones ordinales* consiste en el método de agregación aditivo más sencillo. Se basa en información ordinal (*ranking* de explotaciones para cada indicador de base) que es sumada para cada uno de los indicadores. Este método presenta las ventajas de simplicidad e independencia de valores extremos (*outliers*). Su mayor desventaja, como método ordinal, consiste en la pérdida del valor absoluto de la información.

El segundo método (*suma de desviaciones nominales*) emplea las desviaciones nominales de cada indicador para calcular la diferencia entre el número de indicadores abajo y arriba de un valor límite (*threshold*) previamente definido. Las ventajas y desventajas son similares al primer método.

Finalmente, el método de agregación aditiva mediante la *suma ponderada de indicadores normalizados* representa el método de agregación más empleado en la elaboración de índices (OECD y JRC, 2008). Por ello, siempre que se menciona la agregación aditiva lineal se hace referencia precisamente a este método.

Desde el punto de vista matemático, el método consiste en una regla de agregación lineal ponderada aplicada sobre un conjunto de variables normalizadas. Su fórmula básica viene dada por:

$$ISSAa = \sum_{q=1}^{Q} w_q x_q \tag{34}$$

Donde: $\sum_{q=1}^{Q} w_q = 1$ y $0 \le w_q \le 1, \quad q = 1,2,...,Q$ (35)

Siendo:

$ISSAa$: Indicador sintético de sostenibilidad agraria obtenido por un método lineal aditivo

x_q : Valor normalizado del indicador *q*

w_q : Peso asociado al indicador *q*

Pese a ser el método de agregación más extendido, su aplicación implica la adopción de determinados supuestos básicos que producen ciertas restricciones en la naturaleza de los indicadores y en la interpretación de los pesos, y que por ello no deberían ser eludidas por los modelizadores. Munda y Nardo (2003) analizaron los supuestos y propiedades que subyacen en el empleo de la regla de agregación lineal aditiva para el cálculo de índices y concluyeron con algunas consideraciones que aquí se exponen de forma ampliada:

- *Naturaleza de los indicadores.* Por un lado, cuando se emplea la técnica de agregación lineal aditiva, una condición necesaria y suficiente para la existencia de un indicador sintético es la existencia de preferencias independientes entre los indicadores simples. Según Debreu (1960), Krantz *et al*. (1971) y Keeney y Raiffa (1976), dado un conjunto de indicadores simples, una función de agregación aditiva existirá si y sólo si los indicadores son preferencialmente independientes[56] entre ellos. En caso contrario, si eliminamos uno de los indicadores del modelo, pueden presentarse cambios importantes en los otros que modifiquen la inferencia estadística. En otras palabras, el supuesto de la existencia de preferencias independientes entre los indicadores es esencial para la existencia de la regla de agregación aditiva. No obstante, la adopción de este supuesto puede generar graves consecuencias indeseadas en los índices de sostenibilidad. Concretamente, dado que el uso de los métodos aditivos implica la adopción del supuesto de compensación total entre los distintos tipos de capital, ello llevaría a pensar que no existen realmente conflictos ambientales, puesto que todos los conflictos latentes podrían ser solucionados por medio de la compensación monetaria. Evidentemente, este supuesto resulta poco realista en la práctica (Funtowicz *et al*., 1990). Además, específicamente para el caso de la evaluación de la sostenibilidad, el supuesto de la compensación total implicaría en que, por ejemplo, una preponderancia de altos valores para los indicadores pertenecientes a la dimensión económica podría enmascarar valores más bajos de los indicadores de las demás dimensiones (social y ambiental), resultando en un índice final que no reflejaría esas diferencias. Y eso es justamente lo que la

[56] Además de la crítica de subjetividad en la elección de las formas funcionales que recae sobre los ampliamente difundidos métodos aditivos de agregación, como se verá a continuación, también sobre estos recae la crítica de permitir la compensación total entre las diferentes dimensiones o atributos que componen la sostenibilidad, a pesar de su supuesta incomensurabilidad.

multidimensionalidad inherente al concepto de sostenibilidad pretende evitar (Munda y Nardo, 2003).

- *Interpretación de los pesos*. Para el caso de una función de agregación aditiva lineal estándar el supuesto de compensación total intrínseco al método aditivo implica que los pesos (w_1) deben interpretarse en clave de *trade-off*. Efectivamente, de manera análoga a los precios en la Teoría Económica, el ratio w_i / w_j, debe interpretarse como una relación marginal de sustitución, que indica la cantidad del indicador *j* que debería de ser sacrificada para aumentar en una unidad el indicador *i*. En otras palabras, el peso w_i debe entenderse como la utilidad marginal del indicador *i*. Así pues, a la hora de evaluar la sostenibilidad global, la compensación entre indicadores consiste en que un valor desfavorable de uno de los indicadores (*i*) puede compensarse con el de otros de indicadores (*j*), teniendo en cuenta su respectiva tasa marginal de substitución (w_i / w_j).

  Por definición, los pesos en las reglas de agregación lineales aditivas siempre deberían reflejar la importancia relativa de los indicadores expresada por su tasa marginal de sustitución. Sin embargo, en la mayoría de los trabajos de construcción de índices consultados, los indicadores sintéticos se emplean como coeficientes de importancia. Es decir, las ordenaciones cardinales calculadas se interpretan como ordenaciones ordinales. Como consecuencia, se identifica una inconsistencia teórica de base en este procedimiento, aunque se encuentre largamente difundido.

En definitiva, cabe comentar que la agregación aditiva resulta ser una opción práctica, pero que presenta como mayor inconveniente su carácter plenamente compensatorio, lo cual parece oponerse al concepto de sostenibilidad.

b) Métodos de agregación multiplicativos (o geométricos)

Para evitar los efectos no deseados del supuesto de compensación total, se pueden emplear técnicas de agregación alternativas que primen por la compensación parcial. Una de estas posibilidades la constituyen los métodos de agregación multiplicativa, que consisten en la adopción de formas funcionales de agregación del tipo geométrico o multiplicativo (OECD y JRC, 2008).

Entre las técnicas multiplicativas más difundidas se encuentra el *producto de indicadores ponderados*. Su fórmula básica vendría dada por:

$$ISSAm = \prod_{q=1}^{Q} x_q^{w_q} \tag{36}$$

Siendo:

$ISSAm$: Indicador sintético de sostenibilidad agraria obtenido por un método lineal multiplicativo

x_q : Valor normalizado del indicador *q*

w_q : Peso asociado al indicador *q*

Al contrario que la agregación aditiva lineal, los métodos de agregación multiplicativa asignan compensación a un indicador en función de su valor. Por ejemplo, indicadores con mayor valor presentarán mayor compensación que otros con menor valor. De esa forma, en comparación con los métodos aditivos, los métodos multiplicativos tienen en cuenta el equilibrio entre los diferentes indicadores, penalizando aquellos elementos que presenten valores bajos.

Cabe decir, que las consideraciones realizadas para los métodos aditivos con relación a la naturaleza de los indicadores (preferencialmente independientes) y a la interpretación de los pesos (significado de importancia relativa o *trade off* empleado como coeficiente de importancia) también se aplican a los métodos multiplicativos.

c) Métodos de agregación no compensatorios

Munda y Nardo (2003) y Munda (2005) sugieren que la vaguedad y multidimensionalidad intrínsecas al concepto de sostenibilidad se ajustan perfectamente al conflicto clásico de maximización multidimensional de la teoría de decisión multicriterio. En particular, estos autores abogan por el empleo de métodos multicriterio no compensatorios[57] para la elaboración de índices de sostenibilidad. Nardo *et al*. (2005b) argumentan que los métodos no compensatorios serían los únicos en los que los pesos reflejarían una medida real de la importancia relativa. Es decir, ante la imposibilidad de que indicadores con menor valor fuesen compensados por aquellos con mayor valor, el supuesto de incomensurabilidad implicaría que los pesos asignados a los indicadores fuesen la clara reproducción de su importancia

[57] El uso de pesos como intensidad de preferencias es la base de los métodos multicriterio compensatorios. Por el contrario, el uso de pesos para el establecimiento de clasificaciones ordinales es la base de los procedimientos multicriterio no compensatorios y confiere a los pesos el significado de coeficientes de importancia (Roberts, 1979).

relativa (Podinovskii, 1994).

Este conjunto de métodos de agregación presenta las ventajas de no presentar los problemas asociados a los métodos aditivos y multiplicativos referentes a la naturaleza de los indicadores y a la interpretación de los pesos (Munda, 1994). Sin embargo, está destinado a la creación de ordenaciones ordinales de alternativas (explotaciones en nuestro caso), que no coinciden con el objetivo de este trabajo.

Expuesta así la existencia de múltiples métodos alternativos de agregación, para este trabajo se ha optado por seleccionar tres métodos en la etapa de agregación para la obtención de los índices de sostenibilidad. Al aplicar estas tres metodologías distintas se persigue contemplar los tres métodos de agregación ya mencionados y con ello ganar en comparabilidad de los resultados obtenidos. Como se podrá comprobar, esta selección de metodologías permitirá generar nueve índices de sostenibilidad distintos, considerando la combinación de diferentes formas de ponderación y considerando la agregación tal y como se presenta en la siguiente *Tabla IV.5*.

Tabla IV.5: Metodologías seleccionadas para la construcción de los índices de sostenibilidad agraria

MÉTODOS DE PONDERACIÓN	**MÉTODOS DE AGREGACIÓN**		
	Aditivo *(Suma ponderada de indicadores)*	**Multiplicativo** *(Producto de indicadores ponderados)*	**Formulación Multicriterio** *(multicriterio)*
Positiva (ACP)	I_ACP_a	I_ACP_m	-
Normativa (AHP)	I_AHP_a	I_AHP_m	I_MC_λ (*)

(*) En función de los cinco valores considerados para el parámetro de compensación λ (0,00, 0,25, 0,50, 0,75 y 1,00), este indicador se denomina $I\_MC_{0,00}$, $I\_MC_{0,25}$, $I\_MC_{0,50}$, $I\_MC_{0,75}$ e $I\_MC_{1,00}$, respectivamente.
FUENTE: Elaboración propia.

A continuación se detalla cada uno de los siguientes métodos:

- *El Análisis de Componentes Principales (ACP)*. Se trata de la técnica más empleada en la elaboración de índices (Yu *et al*., 1998). Dando secuencia a la construcción de índices con el método ACP, ya empleado en la obtención de pesos en la etapa anterior, se adoptaran dos tipos de formas funcionales para realizar la agregación con este método: la agregación aditiva (I_ACP_a) y la agregación multiplicativa (I_ACP_m).

- *El Proceso Analítico Jerárquico (AHP).* Técnica de decisión multicriterio discreta para

la toma de decisiones complejas (multidimensionales) que puede adaptarse para la elaboración de índices (Nardo *et al*., 2005a y 2005b; OECD y JRC, 2008). Una vez obtenidos los pesos de los indicadores a través del AHP, se adoptarán dos tipos de formas funcionales para realizar la agregación con este mismo método: la agregación aditiva (I_AHP_a) y la agregación multiplicativa (I_AHP_m).

- *Una técnica multicriterio fundamentada en el concepto de distancia al punto ideal (MC)*. En la metodología propuesta por Díaz-Balteiro y Romero (2004a y 2004b) para la construcción de un índice de sostenibilidad, el proceso de agregación se realiza a través de la aplicación de una técnica multicriterio no compensatoria (*Multiple Criteria Decision-Making Theory - MCDM*) fundamentada en el enfoque del punto ideal (Zeleny, 1982 y Romero, 1993), según clasificación establecida por Munda (1994). Esta metodología pretende minimizar la distancia del punto de compromiso al punto ideal y se presenta como una técnica de agregación alternativa para el análisis de este trabajo en la medida que permite testar distintos niveles de compensación ($I\_MC_{0,25}$, $I\_MC_{0,50}$, $I\_MC_{0,75}$ e $I\_MC_{1,00}$), incluida la inconmensurabilidad ($I\_MC_{0,00}$).

VI.4.4.1. Índices basados en el Análisis de Componentes Principales (ACP)

Dando continuidad a la obtención de un índice mediante el método ACP, una vez obtenidos los pesos w_{qj} (peso del indicador en la componente principal) y α_j (peso de la componente principal en el índice) por este método, se procede a la etapa de agregación para el cálculo de los indicadores sintéticos globales mediante el método aditivo y el método multiplicativo. Para ello, siguiendo el enfoque propuesto por Nicoletti *et al*. (2000), Nardo *et al*. (2005a) y OECD y JCR (2008), se calculan primeramente los valores de los indicadores sintéticos intermedios (ISI_ACP) y posteriormente, a partir de estos, los indicadores sintéticos globales (I_ACP).

Mediante el método aditivo, las fórmulas de cálculo de los ISI_ACP_a y del I_ACP_a vendrían dadas por:

$$ISI\_ACPa_j = \sum_{q=1}^{q=Q} w_{qj} x_{qj} \qquad (37)$$

Siendo:

ISI_ACPa_j : Indicador Sintético Intermedio en la componente principal *j* calculado mediante la metodología ACP aditiva

w_{qj} : Peso del indicador *q* en la componente principal *j*

x_{qj} : Valor normalizado del indicador *q* en la componente principal *j*

$$I\_ACPa = \sum_{j=1}^{j=J} \alpha_j ISI\_ACPa_j \quad (38)$$

Siendo:

I_ACPa : Indicador sintético global calculado mediante la metodología ACP aditiva

α_j : Peso de la componente principal *j* en el índice sintético global I_ACPa

ISI_ACPa_j : Indicador Sintético Intermedio en la componente principal *j* calculado mediante la metodología ACP aditiva

A su vez, mediante el método de agregación multiplicativa, la expresión de los ISI_ACP_m y del I_ACP_m vendrían dadas por:

$$ISI\_ACPm_j = \prod_{q=1}^{q=Q} x_{qj}^{w_{qj}} \quad (39)$$

Siendo:

ISI_ACPm_j : Indicador Sintético Intermedio en la componente principal *j* calculado mediante la metodología ACP multiplicativa

x_{qj} : Valor normalizado del indicador *q* en la componente principal *j*

w_{qj} : Peso asociado al indicador *q* en la componente principal *j*

$$I\_ACP_m = \prod_{j=1}^{j=J} ISI\_ACPm_j^{\alpha_q} \quad (40)$$

Siendo:

I_ACPm : Indicador sintético global calculado mediante la metodología ACP multiplicativa

ISI_ACPm_j : Indicador Sintético Intermedio en la componente principal j calculado mediante la metodología ACP aditiva

α_j : Peso de la componente principal *j* en el índice sintético global I_ACPm

Se hace necesario indicar que sea cual sea el procedimiento de ponderación y agregación elegido para la técnica ACP, resulta conveniente realizar un análisis posterior de la correlación entre el índice calculado y los componentes principales seleccionados, para en cierta forma validar la bondad de los resultados. El paso final consiste en la valoración de la necesidad de cambios en el análisis realizado, desde la eliminación de variables al empleo de otros métodos de selección de factores o rotación.

VI.4.4.2. Índices basados en el proceso Analítico Jerárquico (AHP)

Dando secuencia a la construcción del indicador sintético mediante el método AHP, una vez calculados los pesos normalizados mediante dicho método, se procede a la agregación a través de la agregación aditiva (AHP_a) y la agregación multiplicativa (AHP_m).

Mediante la agregación aditiva, la expresión del índice I_AHP_a vendría dada por:

$$I\_AHPa = \sum_{q=1}^{q=n} w_q^* x_q \qquad (41)$$

Siendo:

I_AHPa : Índice sintético calculado mediante la metodología AHP aditiva

w_q^* : Peso normalizado del indicador *q*

x_q : Valor normalizado del indicador *q*

Y mediante la agregación multiplicativa, la expresión del índice I_AHP$_m$ sería:

$$I\_AHPm = \prod_{q=1}^{Q} x_q^{w^*_q} \tag{42}$$

Siendo:

I_AHPm : Índice sintético calculado mediante la metodología AHP multiplicativa

x_q : Valor normalizado del indicador *q*

w^*_q : Peso normalizado del indicador *q*

VI.4.4.3. Índices basados en una técnica multicriterio fundamentada en el concepto de distancia al punto ideal (MC)

Como ya se ha mencionado anteriormente, la construcción de un indicador sintético de sostenibilidad global puede ser interpretada como un problema de decisión multicriterio. En esta línea, la tercera de las metodologías elegidas para la etapa de agregación de indicadores es un método multicriterio compensatorio desarrollado por Díaz-Balteiro y Romero (2004a y 2004b) para el cálculo de índices de sostenibilidad sobre la base de la ponderación de distancias calculadas mediante el enfoque del punto ideal (o programación compromiso).

Propuesto por Yu (1973 y 1985) y Zeleny (1974 y 1982), el enfoque del punto ideal (o programación compromiso) utiliza dicho punto como un punto de referencia para el centro decisor. Como en el punto ideal cada atributo alcanza su valor óptimo, parece lógico aceptar que un comportamiento racional por parte del centro decisor consistirá en elegir aquel punto eficiente más próximo al punto ideal, que por definición es inalcanzable, ya que resulta imposible que los valores de todos los atributos logren su mejor valor o valor ideal. Mediante este enfoque se irá reduciendo el tamaño del conjunto eficiente, seleccionando únicamente aquellos subconjuntos más próximos al punto ideal. A estos subconjuntos se les denomina solución compromiso, y entre ellos se encontrará, con toda probabilidad, la elección por la que opta el centro decisor (Steuer, 1986; Romero y Rehman, 1989; Malczewski, 1999).

Con base en los supuestos de la programación objetivo, los autores Díaz-Balteiro y Romero (2004a y 2004b) desarrollaron un procedimiento de cálculo de un índice agregado de sostenibilidad que representa, de forma equilibrada, un compromiso entre el logro de un valor máximo para el indicador agregado y la consecución de valores aceptables para los indicadores parciales. Es decir, el cálculo del índice de sostenibilidad debe de obtenerse a partir de la minimización del vector de distancias existente entre los valores observados de los indicadores de sostenibilidad analizados y los valores ideales correspondientes a cada uno de ellos. Díaz-Balteiro y Romero (2004a y 2004b) sintetizan el conjunto de la familia de indicadores sintéticos que se pueden construir a partir de las diferentes métricas[58] posibles, por medio de una única combinación convexa de las medidas de sostenibilidad, que cuando aplicada a esta investigación, vendría definida por la siguiente expresión[59]:

$$I\_MC_{\lambda} = (1-\lambda)\left[\underset{q}{Min}\left(w_q.x_q\right)\right] + \lambda.\sum_{q=1}^{q=n} w_q x_q \tag{43}$$

Sujeto a: $0 \le \lambda \le 1$, $\sum_{q=1}^{Q} w_q = 1$, $0 \le w_q \le 1$, $q = 1,2,...,Q$ (44)

Siendo:

I_MC_{λ} : Índice sintético de sostenibilidad global calculado por el método MC

λ : Parámetro de compensación

w_q : Peso asignado al indicador *q*

x_q : Valor normalizado del indicador *q*

Para la aplicación de esta metodología de cálculo, se han seleccionado 5 valores del parámetro de compensación testado (λ=0, λ=0,25, λ=0,5, λ=0,75 y λ=1) de modo a contemplar las tres posibilidades de compensación entre indicadores: a) compensación total (λ=1), b) compensación parcial (0<λ<1) y c) compensación nula (λ=0).

[58] En matemáticas, una métrica (*p*) es cualquier función que define una distancia.

[59] Para un análisis en profundidad de esta técnica, remitimos a la contribución original de Díaz-Balteiro y Romero (2004a y 2004b) y a la aplicación de Gómez-Limón y Riesgo (2008) para el cálculo de índices de sostenibilidad agraria.

Cabe decir que el método de agregación MC ha partido de las ponderaciones[60] obtenidas mediante el método AHP, puesto que se pretende considerar igualmente la sostenibilidad como un proceso de construcción social. Asimismo, cabe indicar que cuando λ=1, es decir, cuando se considera la existencia de compensación total entre los indicadores, el valor del I_MC_{λ} encontrado es similar al calculado por el método AHP aditivo.

[60] El método de programación multiobjetivo se recomienda para los casos en los que el número de decisiones alternativas potenciales es grande o incluso infinito (Massam, 1988). Presenta la ventaja de ser muy útil en las primeras fases del análisis, para entender la estructura del problema, en la medida que reduce el número de alternativas posibles. Sin embargo, en este método, las ponderaciones no desempeñan un papel fundamental, por lo que los pesos pueden ser seleccionados de forma arbitraria solamente por consideraciones de escala. De esta forma, el método se prestaría a las críticas de subjetividad en la asignación de pesos (Stewart, 1992).

RESULTADOS: ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO V.

RESULTADOS PARCIALES: PONDERACIONES DE LOS INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

CAPÍTULO V.

RESULTADOS PARCIALES: PONDERACIONES DE LOS INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

Siguiendo la metodología de construcción de indicadores sintéticos anteriormente descrita en el *Capítulo IV*, la etapa 6 (*asignación de pesos y agregación*) fue subdividida operativamente en otras dos subetapas por motivos didácticos. La primera subetapa referente a la *ponderación* (o *asignación de pesos*) de los indicadores de sostenibilidad se realizó a través de dos métodos: el método ACP (análisis de componentes principales) como representante de las técnicas positivas, y el método AHP (Proceso Analítico Jerárquico) como representante de las técnicas normativas. En el presente capítulo se exponen los resultados de las ponderaciones obtenidas mediante ambos métodos, encontrándose las ponderaciones calculadas por el método ACP en el *Apartado V.2* y las ponderaciones calculadas por el método AHP en el *Apartado V.3*. Estas ponderaciones, consideradas como resultados parciales de la presente investigación, han sido empleadas en la siguiente subetapa de *agregación* de indicadores (descrita anteriormente en el *Capítulo IV*) para la obtención final de los nueve índices de sostenibilidad agraria propuestos.

V.1. PONDERACIONES OBTENIDAS POR EL MÉTODO ACP

Los resultados de las ponderaciones obtenidas por el método ACP siguiendo el enfoque propuesto por Nicoletti *et al*. (2000), Nardo *et al*. (2005a) y OECD y JCR (2008), que han sido empleadas en la subetapa de agregación para la construcción de los indicadores sintéticos intermedios (ISI_ACP) y los indicadores sintéticos globales (I_ACP), aparecen reflejados a continuación.

Primero, aparecen los resultados de las matrices de componentes rotados con las respectivas cargas factoriales, listadas por sistema agrario (secano y regadío) y comarca agraria (Campos, Cerrato, Saldaña-Valdavia y Boedo-Ojeda), en la *Tabla V.1* (secano) y la *Tabla V.2* (regadío).

En seguida, aparecen las ponderaciones de los indicadores en las componentes principales (w_{qj}) en la *Tabla V.3* (secano) y *Tabla V.4* (regadío).

Por último, aparecen las ponderaciones de las componentes principales en los índices globales (α_j) en la *Tabla V.5* (secano) y *Tabla V.6* (regadío).

Tabla V.1. Matriz de componentes rotados (CARGAS FACTORIALES) en SECANO

	INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD														
	E1 RENTAEXP	**E2** CONAGPIB	**E3** SUPASEG	**S1** EMPLAGRA	**S2** ESTACIMO	**S3** RIESAGRA	**S4** DECONAGR	**A1** ESPECIAZ	**A2** SUPEMPAR	**A3** COBESUEL	**A4** BALNITRO	**A5** BALFOSFO	**A6** RIESPEST	**A8** BALENERG	**A9** SUCUAGRO
CAMPOS – SECANO															
Z_1	0,9237	0,9327	0,0009	0,0795	-0,0285	0,2573	-0,0723	0,0257	-0,1849	0,1718	0,0530	0,3277	-0,0714	0,7468	0,0750
Z_2	0,0521	-0,0274	0,1844	-0,7392	-0,1308	0,0794	0,3101	-0,0002	0,1196	-0,5341	0,4559	0,7719	-0,0266	0,1328	-0,1868
Z_3	0,2654	0,1479	0,1080	-0,0778	0,1423	0,8035	0,7543	0,1249	-0,1749	0,0378	0,2815	0,0341	-0,0848	-0,2607	0,5352
Z_4	-0,0447	-0,1445	0,5074	-0,0292	0,1554	-0,0365	-0,0224	0,7519	0,5292	0,1733	0,1046	0,1709	0,2644	0,0509	0,3807
Z_5	-0,1135	-0,0149	-0,3415	0,0582	0,8881	0,1522	0,0297	0,0726	0,1074	-0,0676	-0,2659	0,0069	-0,0634	0,0851	-0,4320
Z_6	-0,0155	-0,0103	0,3558	-0,0987	0,0092	-0,0133	0,3179	-0,1325	-0,0997	0,5314	-0,1127	0,0045	-0,6547	0,3857	-0,1814
Com	0,9415	0,9138	0,5463	0,5728	0,8511	0,7427	0,7728	0,6044	0,3806	0,6333	0,3843	0,7336	0,5155	0,8019	0,6914
CERRATO – SECANO															
Z_1	0,9453	0,9574	-0,0374	-0,0445	0,0379	0,5461	0,1653	-0,1963	-0,0196	0,1179	0,2790	-0,1806	-0,1219	0,7487	-0,0332
Z_2	-0,0580	-0,0702	0,7517	-0,7661	-0,0246	0,1252	-0,0172	0,3405	-0,3464	0,4871	0,0446	-0,0565	-0,1154	0,1020	-0,0002
Z_3	0,1667	-0,0036	-0,0054	-0,1077	0,0471	0,4158	0,6567	0,4706	0,1900	-0,0717	-0,0306	0,1329	0,0913	-0,2593	0,7353
Z_4	-0,0084	-0,0500	-0,1063	-0,1188	-0,1149	0,0755	-0,3403	-0,0210	-0,0611	0,0662	0,8080	0,7879	0,1012	0,1390	0,2474
Z_5	-0,0028	-0,0065	0,0501	0,2818	0,7552	0,4162	-0,2547	0,1777	-0,2155	-0,6524	-0,0517	-0,1456	-0,0893	-0,0674	0,1621
Z_6	0,0709	0,0689	-0,1050	-0,0571	0,0597	0,0960	-0,3148	0,3769	0,7135	0,1764	0,0105	-0,2195	-0,6609	-0,0625	0,0837
Com	0,9298	0,9288	0,5913	0,6972	0,5914	0,6749	0,7386	0,5500	0,7158	0,7174	0,7363	0,7436	0,4915	0,6659	0,6363
SALDAÑA-VALDAVIA Y BOEDO-OJEDA – SECANO															
Z_1	0,9097	0,8976	0,0492	-0,1200	-0,1897	0,7861	0,1407	-0,0917	-0,0589	0,0569	0,1920	0,2149	-0,3267	0,6476	0,2318
Z_2	-0,2575	-0,2186	0,3277	0,7531	-0,1541	0,1422	-0,0814	-0,2938	0,0924	0,6192	0,2007	-0,8271	-0,0281	-0,0895	0,0172
Z_3	0,0962	-0,0696	0,4564	-0,3318	-0,0224	0,2036	0,1556	0,7515	-0,0280	0,2689	0,1841	0,0391	0,1745	-0,0290	0,7352
Z_4	-0,0567	-0,0732	-0,3711	0,0648	-0,0203	0,0554	-0,0119	-0,2980	0,7881	-0,1003	0,2044	-0,1268	0,3492	-0,4892	0,2827
Z_5	0,1594	0,1484	0,4396	0,1039	-0,1507	0,0017	0,7933	0,1413	-0,0351	-0,4812	0,0104	0,0458	-0,0013	-0,3531	0,0392
Z_6	0,0234	0,0729	-0,0891	0,2633	0,7354	-0,0674	-0,1341	0,0684	0,0663	-0,1473	0,6118	0,0815	-0,4582	0,1143	0,0354
Com	0,9322	0,8910	0,6570	0,7760	0,6241	0,6872	0,6981	0,7729	0,6395	0,7223	0,5271	0,7567	0,4698	0,8053	0,6773

Com = Comunalidad; Método de extracción: análisis de componentes principales; Método de rotación: rotación ortogonal del tipo varimax nornalizada de Kaiser

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla V.2. Matriz de componentes rotados (CARGAS FACTORIALES) en REGADÍO

	INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD														
	E1 RENTAEXP	**E2** CONAGPIB	**E3** SUPASEG	**S1** EMPLAGRA	**S2** ESTACIMO	**S3** RIESAGRA	**S4** DECONAGR	**A1** ESPECIAZ	**A2** SUPEMPAR	**A3** COBESUEL	**A4** BALNITRO	**A5** BALFOSFO	**A6** RIESPEST	**A7** USOAGUAR	**A8** BALENERG
CAMPOS – REGADÍO															
Z_1	0,1436	0,2774	-0,2279	0,9071	0,3711	0,0814	-0,0048	-0,0871	-0,0630	0,7816	0,4631	-0,1941	0,0719	-0,7955	0,0290
Z_2	0,8957	0,8561	-0,0261	0,1663	0,1179	0,6747	0,5127	-0,0385	-0,0104	0,1100	-0,2233	-0,0905	-0,1310	-0,2228	-0,0427
Z_3	-0,0605	-0,0079	0,3473	-0,1294	-0,0998	0,1500	0,5436	0,2846	0,0851	0,1235	0,3305	0,0022	0,3933	0,1577	-0,8439
Z_4	0,0860	0,1082	0,1487	0,1524	0,7374	-0,0874	-0,0854	0,8220	0,0341	-0,1170	-0,0663	0,0486	-0,2496	-0,2653	-0,1575
Z_5	-0,2406	-0,2139	0,0782	-0,0278	-0,0356	0,3992	0,3079	0,1277	-0,0361	-0,0311	0,6180	0,5697	-0,5503	0,0913	0,0588
Z_6	-0,0356	-0,0696	0,3747	-0,0365	0,0483	0,0406	0,1747	-0,0248	-0,8775	0,1113	-0,1000	0,2016	0,3136	0,1303	0,1117
Com	0,8931	0,8723	0,3419	0,8926	0,7089	0,6529	0,6910	0,7826	0,7839	0,6653	0,7699	0,4135	0,6405	0,8030	0,7555
CERRATO – REGADÍO															
Z_1	0,9240	0,9490	0,1455	0,4431	0,1004	0,1166	0,1880	-0,1999	0,0346	-0,2195	0,0074	-0,0273	0,1129	-0,7119	-0,9049
Z_2	-0,0496	0,0467	0,0506	0,4293	0,8080	0,1435	-0,0780	0,6915	0,0582	0,0322	0,1169	-0,0060	0,6601	-0,3232	-0,0255
Z_3	-0,0616	-0,0292	-0,4556	0,6513	0,2125	0,0386	-0,2407	-0,1050	-0,1688	0,7999	0,2093	-0,4065	0,0106	-0,4821	0,1856
Z_4	0,2102	0,1793	-0,2114	-0,1734	0,0444	0,8550	0,6343	0,3861	-0,1135	-0,0759	-0,0790	0,3698	-0,0946	0,0615	0,0494
Z_5	-0,1573	-0,0747	-0,1896	-0,1385	-0,0003	-0,1110	0,2915	0,1534	-0,0212	0,0508	0,9042	0,6756	0,0447	-0,2109	-0,1501
Z_6	-0,0011	-0,0081	-0,6434	0,0474	-0,0559	0,0563	-0,1481	-0,2390	0,7447	-0,0622	-0,0172	0,2061	0,3164	-0,0056	0,0184
Com	0,9289	0,9414	0,7258	0,8562	0,7132	0,7821	0,6086	0,7589	0,6011	0,7013	0,8817	0,8016	0,5596	0,8919	0,8792
SALDAÑA-VALDAVIA Y BOEDO-OJEDA – REGADÍO															
Z_1	0,9127	0,9027	0,2281	0,0659	0,4257	0,3054	0,2088	-0,0333	0,2275	0,1128	-0,1749	0,0834	-0,0192	-0,2133	0,4488
Z_2	0,1448	0,1280	-0,1846	0,8264	0,5799	-0,2936	-0,5463	0,0686	-0,2601	0,0759	0,1664	-0,1371	0,2605	-0,8356	0,0112
Z_3	-0,1327	0,0713	0,1191	0,2977	-0,4417	0,3607	0,2922	-0,1483	-0,0798	0,8425	0,3055	-0,1049	-0,0529	0,0681	-0,7498
Z_4	-0,0024	-0,0104	-0,1107	0,0709	-0,0343	0,1766	0,4901	0,3080	0,0923	0,1377	0,7818	0,8782	-0,0276	0,0484	0,0462
Z_5	0,1003	0,1901	0,5982	-0,0576	-0,0417	0,5060	-0,1605	0,7848	-0,0476	-0,0720	0,1903	0,0882	0,0623	0,1846	-0,2026
Z_6	0,0367	0,1719	0,1314	-0,0423	-0,2133	-0,1718	-0,2289	-0,0391	0,6850	-0,0547	-0,0717	0,1526	0,7542	-0,0977	0,1369
Com	0,8830	0,9021	0,4877	0,7860	0,7611	0,6262	0,7458	0,7401	0,6058	0,7555	0,8042	0,8390	0,6445	0,7943	0,8256

Com = Comunalidad; Método de extracción: análisis de componentes principales; Método de rotación: rotación ortogonal del tipo varimax nornalizada de Kaiser

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla V.3. Ponderaciones de los indicadores en las componentes principales (w_{qj}) obtenidas a través de la técnica ACP (en SECANO)

	INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD															AUTO-VALOR
	E1 RENTAEXP	**E2** CONAGPIB	**E3** SUPASEG	**S1** EMPLAGRA	**S2** ESTACIMO	**S3** RIESAGRA	**S4** DECONAGR	**A1** ESPECIAZ	**A2** SUPEMPAR	**A3** COBESUEL	**A4** BALNITRO	**A5** BALFOSFO	**A6** RIESPEST	**A8** BALENERG	**A9** SUCUAGRO	
CAMPOS – SECANO (%)																
Z_1	28,6770	29,2383	0,0000	0,2122	0,0273	2,2255	0,1755	0,0221	1,1488	0,9921	0,0945	3,6097	0,1714	18,7426	0,1891	2,9753
Z_2	0,1290	0,0358	1,6149	25,9611	0,8123	0,2994	4,5679	0,0000	0,6794	13,5543	9,8769	28,3053	0,0337	0,8378	1,6573	2,1048
Z_3	4,6922	1,4582	0,7775	0,4038	1,3502	43,0179	37,9168	1,0401	2,0376	0,0950	5,2819	0,0775	0,4793	4,5303	19,0905	1,5007
Z_4	0,1522	1,5872	19,5782	0,0649	1,8372	0,1015	0,0381	42,9913	21,2961	2,2841	0,8323	2,2213	5,3158	0,1973	11,0187	1,3150
Z_5	1,1316	0,0195	10,2493	0,2973	69,3308	2,0352	0,0776	0,4627	1,0141	0,4019	6,2167	0,0041	0,3532	0,6364	16,4053	1,1376
Z_6	0,0228	0,0101	12,0283	0,9247	0,0080	0,0167	9,5981	1,6678	0,9434	26,8311	1,2075	0,0019	40,7153	14,1349	3,1246	1,0526
CERRATO – SECANO (%)																
Z_1	30,5691	31,3556	0,0480	0,0677	0,0492	10,2039	0,9344	1,3178	0,0131	0,4758	2,6631	1,1161	0,5081	19,1747	0,0377	2,9230
Z_2	0,1706	0,2497	28,6223	29,7286	0,0306	0,7945	0,0151	5,8730	6,0800	12,0202	0,1010	0,1615	0,6745	0,5274	0,0000	1,9741
Z_3	1,6218	0,0007	0,0017	0,6776	0,1297	10,0939	25,1802	12,9297	2,1078	0,2999	0,0548	1,0318	0,4869	3,9274	31,5726	1,7125
Z_4	0,0046	0,1648	0,7454	0,9319	0,8716	0,3762	7,6449	0,0292	0,2466	0,2895	43,1009	40,9833	0,6761	1,2765	4,0408	1,5146
Z_5	0,0006	0,0034	0,2052	6,4879	46,5996	14,1501	5,2993	2,5814	3,7957	34,7735	0,2180	1,7313	0,6522	0,3706	2,1482	1,2239
Z_6	0,4738	0,4470	1,0404	0,3070	0,3360	0,8684	9,3443	13,3937	47,9967	2,9327	0,0104	4,5438	41,1839	0,3685	0,6604	1,0606
SALDAÑA-VALDAVIA Y BOEDO-OJEDA – SECANO (%)																
Z_1	23,5861	22,9638	0,0689	0,4102	1,0258	17,6127	0,5644	0,2398	0,0990	0,0922	1,0510	1,3159	3,0422	11,9528	1,5322	3,5083
Z_2	3,4674	2,4990	5,6131	29,6575	1,2415	1,0570	0,3461	4,5133	0,4461	20,0472	2,1058	35,7705	0,0411	0,4186	0,0155	1,9126
Z_3	0,5320	0,2780	11,9667	6,3225	0,0289	2,3806	1,3904	32,4409	0,0450	4,1549	1,9463	0,0877	1,7499	0,0483	31,0502	1,7407
Z_4	0,2576	0,4283	11,0241	0,3362	0,0329	0,2455	0,0113	7,1062	49,7126	0,8049	3,3430	1,2865	9,7609	19,1580	6,3976	1,2494
Z_5	2,1001	1,8202	15,9704	0,8922	1,8771	0,0002	51,9985	1,6501	0,1015	19,1341	0,0089	0,1734	0,0001	10,3009	0,1273	1,2103
Z_6	0,0538	0,5233	0,7814	6,8275	53,2662	0,4468	1,7724	0,4604	0,4330	2,1361	36,8653	0,6547	20,6779	1,2865	0,1236	1,0152

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla V.4. Ponderaciones de los indicadores en las componentes principales (w_{qj}) obtenidas a través de la técnica ACP (en REGADÍO)

	INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD															AUTO-VALOR
	E1 RENTAEXP	**E2** CONAGPIB	**E3** SUPASEG	**S1** EMPLAGRA	**S2** ESTACIMO	**S3** RIESAGRA	**S4** DECONAGR	**A1** ESPECIAZ	**A2** SUPEMPAR	**A3** COBESUEL	**A4** BALNITRO	**A5** BALFOSFO	**A6** RIESPEST	**A7** USOAGUAR	**A9** BALENERG	
CAMPOS – REGADÍO (%)																
Z_1	0,5973	2,2277	1,5036	23,8232	3,9865	0,1920	0,0007	0,2197	17,6856	18,3218	6,2075	1,0910	0,1497	0,0244	0,1149	3,4542
Z_2	41,1674	37,6100	0,0351	1,4193	0,7136	23,3564	13,4904	0,0759	0,6210	2,5464	2,5598	0,4206	0,8800	0,0936	0,0055	1,9488
Z_3	0,2145	0,0037	7,0744	0,9821	0,5844	1,3185	17,3275	4,7482	0,8947	1,4587	6,4043	0,0003	9,0683	41,7575	0,4251	1,7054
Z_4	0,5473	0,8671	1,6377	1,7195	40,2504	0,5655	0,5403	50,0160	1,0128	5,2089	0,3256	0,1751	4,6136	1,8364	0,0863	1,3509
Z_5	4,8893	3,8654	0,5169	0,0654	0,1069	13,4581	8,0064	1,3780	0,0818	0,7035	32,2571	27,4140	25,5742	0,2917	0,1099	1,1841
Z_6	0,1238	0,4732	13,7175	0,1298	0,2283	0,1611	2,9815	0,0599	1,2090	1,6575	0,9770	3,9713	9,6066	1,2188	75,2234	1,0237
CERRATO – REGADÍO (%)																
Z_1	23,1828	24,4547	0,5746	5,3305	0,2737	0,3692	0,9602	1,0853	1,3081	13,7627	0,0015	0,0202	0,3462	22,2350	0,0326	3,6825
Z_2	0,1004	0,0890	0,1044	7,5194	26,6404	0,8398	0,2480	19,5145	0,0424	4,2618	0,5579	0,0014	17,7782	0,0265	0,1381	2,4506
Z_3	0,1860	0,0418	10,1690	20,7814	2,2128	0,0729	2,8381	0,5405	31,3523	11,3867	2,1468	8,0971	0,0055	1,6878	1,3968	2,0410
Z_4	3,2236	2,3472	3,2633	2,1945	0,1437	53,3545	29,3674	10,8794	0,4206	0,2757	0,4555	9,9803	0,6526	0,1785	0,9401	1,3700
Z_5	2,2794	0,5141	3,3120	1,7682	0,0000	1,1359	7,8308	2,1684	0,2375	4,0980	75,3401	42,0526	0,1839	2,0768	0,0416	1,0853
Z_6	0,0001	0,0066	41,2958	0,2245	0,3122	0,3158	2,1887	5,6992	0,3856	0,0031	0,0294	4,2384	9,9905	0,0340	55,3376	1,0023
SALDAÑA-VALDAVIA Y BOEDO-OJEDA – REGADÍO (%)																
Z_1	26,7150	26,1334	1,6687	0,1395	5,8124	2,9906	1,3978	0,0357	0,4081	1,4596	0,9816	0,2233	0,0119	6,4600	1,6596	3,1180
Z_2	0,8418	0,6578	1,3682	27,4025	13,4960	3,4581	11,9775	0,1889	0,2309	28,0181	1,1111	0,7546	2,7225	0,0051	2,7152	2,4920
Z_3	0,8860	0,2560	0,7139	4,4586	9,8178	6,5449	4,2968	1,1070	35,7177	0,2334	4,6970	0,5538	0,1406	28,2863	0,3203	1,9874
Z_4	0,0004	0,0080	0,8998	0,3690	0,0866	2,2890	17,6379	6,9667	1,3930	0,1720	44,8762	56,6189	0,0560	0,1568	0,6253	1,3621
Z_5	0,8770	3,1502	31,2048	0,2897	0,1517	22,3226	2,2460	53,7034	0,4518	2,9713	3,1562	0,6786	0,3382	3,5775	0,1978	1,1469
Z_6	0,1227	2,6982	1,5766	0,1638	4,1581	2,6950	4,7859	0,1398	0,2733	0,8720	0,4694	2,1266	51,9676	1,7116	42,8680	1,0946

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla V.5. Ponderaciones de las componentes principales en los índices globales (α_j) obtenidas a través de la técnica ACP (en SECANO)

Comarcas Agrarias	COMPONENTES PRINCIPALES					
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4	Z_5	Z_6
CAMPOS	0,2950	0,2087	0,1488	0,1304	0,1128	0,1044
CERRATO	0,2808	0,1897	0,1645	0,1455	0,1176	0,1019
SV-BO	0,3298	0,1798	0,1637	0,1175	0,1138	0,0954
Total	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla V.6. Ponderaciones de las componentes principales en los índices globales (α_j) obtenidas a través de la técnica ACP (en REGADÍO)

Comarcas Agrarias	COMPONENTES PRINCIPALES					
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4	Z_5	Z_6
CAMPOS	0,3238	0,1827	0,1599	0,1266	0,1110	0,0960
CERRATO	0,3166	0,2107	0,1755	0,1178	0,0933	0,0862
SV-BO	0,2784	0,2225	0,1774	0,1216	0,1024	0,0977
Total	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

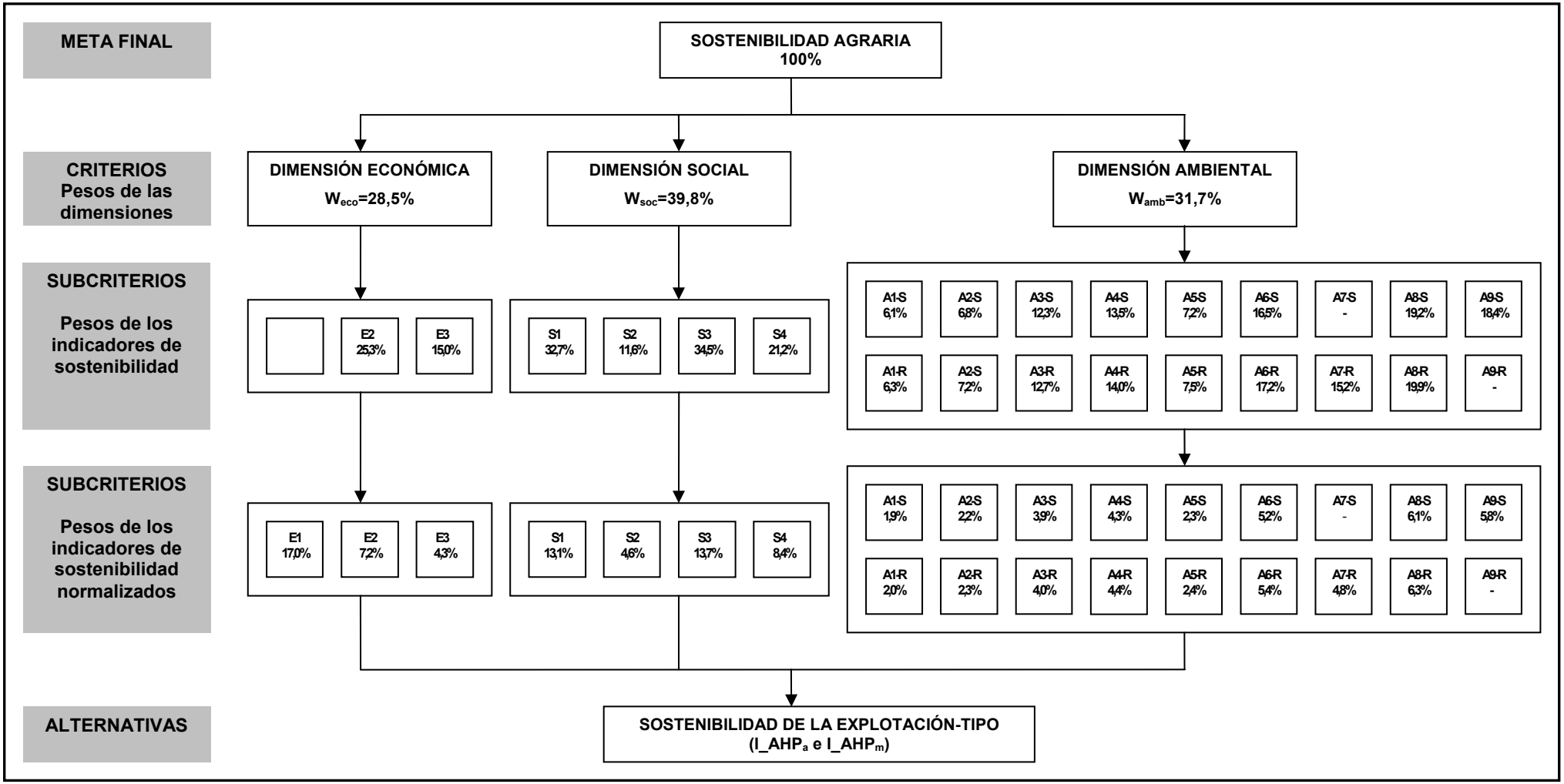
FUENTE: Elaboración propia.

V.2. PONDERACIONES OBTENIDAS POR EL MÉTODO AHP

La segunda de las alternativas de ponderación elegidas para la construcción de los indicadores sintéticos es el método AHP, técnica que se basa en los juicios de valor emitidos por un centro decisor externo. Como ya se ha mencionado en el *Capítulo IV*, para el presente trabajo el decisor externo ha estado conformado, en primer llugar, por el conjunto de la sociedad regional de Castilla y León (a partir de los resultados de Gómez-Limón y Atance, 2004), para obtener la poderación de los diferentes principios o dimensiones de la sostenibilidad (económica, social y ambiental). En segundo lugar, el papel del decisor externo ha corrido a cargo de un panel de 16 técnicos expertos, cuyas opiniones han permitido ponderar los indicadores considerados dentro de cada una de las dimensiones de la sostenibilidad antes aludidas.

Los resultados de todos los pesos obtenidos para la estructura jerárquica definida en este trabajo para el método AHP aparecen listados en la *Figura IV.3* del anterior *Capítulo IV*. y reproducidos en el presente capítulo como *Figura V.1*. Los resultados de los pesos normalizados (w_i^*) que han sido empleados en la subetapa de agregación de indicadores (véase la cuarta fila de *Figura V.1*), aparecen reflejados en la *Tabla V.7* a continuación.

Figura V.1: Resultados de la estimación de las ponderaciones de los indicadores de sostenibilidad mediante el método AHP



FUENTE: Elaboración propia

Tabla V.7. Ponderaciones de los indicadores obtenidas a través de la técnica AHP

INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD		MÉTODO AHP	
		Secano (%)	**Regadío (%)**
E1 -	Rentabilidad privada de las explotaciones agrarias (RENTAEXP)	16,9842	16,9842
E2 -	Contribución de la agricultura al PIB (CONAGPIB)	7,1881	7,1881
E3 -	Superficie asegurada (SUPASEG)	4,2807	4,2807
S1 -	Empleo agrario (EMPLAGRA)	13,0704	13,0704
S2 -	Estacionalidad de la mano de obra (ESTACIMO)	4,6212	4,6212
S3 -	Riesgo de abandono de la actividad agraria (RIESAGRA)	13,7359	13,7359
S4 -	Dependencia económica de la actividad agraria (DECONAGR)	8,4437	8,4437
A1 -	Especialización (ESPECIAZ)	1,9211	1,9948
A2 -	Superficie media por parcela (SUPEMPAR)	2,1969	2,2812
A3 -	Cobertura del suelo (COBESUEL)	3,8880	4,0371
A4 -	Balance de Nitrógeno (BALNITRO)	4,2654	4,4290
A5 -	Balance de Fósforo (BALFOSFO)	2,2803	2,3677
A6 -	Riesgo de pesticidas (RIESPEST)	5,2334	5,4341
A7 -	Uso del agua de riego (USOAGUAR)	-	4,8280
A8 -	Balance energético (BALENERG)	6,0708	6,3037
A9 -	Superficie acogida a ayudas agroambientales (SUCUAGRO)	5,8198	-
Total		100%	100%

FUENTE: Elaboración propia.

CAPÍTULO VI.

RESULTADOS FINALES: ANÁLISIS DE LA SOSTENIBILIDAD PARA LOS SISTEMAS AGRARIOS DE SECANO Y REGADÍO

CAPÍTULO VI.

RESULTADOS FINALES: ANÁLISIS DE LA SOSTENIBILIDAD P ARA LOS SISTEMAS AGRARIOS DE SECANO Y REGADÍO

Siguiendo la metodología descrita en el *Capítulo IV*, se han obtenido nueve diferentes índicadores sintéticos de sostenibilidad agraria (ISSA) para cada una de las explotaciones agrarias analizadas, tanto de secano como de regadío. En el presente capítulo se analizan los resultados derivados de la aplicación práctica de los índices en función del sistema agrario de las explotaciones (secano y regadío). Las principales cuestiones que se pretende analizar en esta discusión, ya en parte planteadas anteriormente en los objetivos de esta investigación (*Capítulo I*), pueden ser representadas por las siguientes preguntas:

1. *¿Qué tipo de asociación existe entre los índices obtenidos?*
2. *¿Existen diferencias significativas en la ordenación de las explotaciones según la sostenibilidad global calculada a través de las diferentes metodologías de agregación?*
3. *¿En qué medida la sostenibilidad de las explotaciones agrarias es heterogénea dentro de un mismo sistema agrario?*
4. *¿Qué tipologías de explotaciones pueden derivarse sobre la base de tal heterogeneidad?*
5. *¿Qué variables estructurales influyen sobre la sostenibilidad de las explotaciones?*
6. *¿Son las explotaciones más sostenibles las que reciben un mayor apoyo financiero de la política agraria?*

En los apartados a continuación, se presentan los valores resultantes de las respuestas de cada una de las preguntas planteadas. Las preguntas de **carácter metodológico** 1 y 2, pretenden analizar la metodologia propuesta y se contestan en el *Apartado VI.2.1* (*análisis comparativo de los indicadores sintéticos*). Las demás preguntas presentan **carácter empírico**. La respuesta a la pregunta 3 se recoge en el *Apartado VI.3.1* (*análisis descriptivo*). El análisis de conglomerados (o *cluster*) planteado por la pregunta 4 se

presenta en el *Apartado VI.3.2* (*variabilidad de la sostenibilidad entre las explotaciones agrarias*) subdividido en dos otros apartados, en función de la tipología de las explotaciones en el sistema agrario de secano o de regadío. Finalmente, las preguntas 5 y 6 se contestan en el *Apartado VI.3.3* (*factores determinantes de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias*). Dicho apartado se subdivide en dos partes. La pregunta 5 se contesta en el *Apartado VI.3.3.1* (*variables estructurales*) y la pregunta 6 en el *Apartado VI.3.3.2* (*variables decisionales*).

VI.1. ANÁLISIS DE CARÁCTER METODOLÓGICO: CONCORDANCIA ENTRE LOS ÍNDICES

VI.1.1. Análisis comparativo de los indicadores sintéticos

Pregunta 1: *¿Qué tipo de asociación existe entre los índices obtenidos?*

Una vez calculados los diferentes ISSA, la primera cuestión a plantearse es si todos ellos son realmente indicadores de una misma realidad compleja como es la sostenibilidad de las explotaciones agrarias. Con el propósito de estudiar esta cuestión se ha analizado la correlación existente entre estos índices. Dado que se trata de variables no distribuidas normalmente, como se verá en el *Apartado VI.3.1* a continuación, se ha aplicado la rho de Spearman como prueba de correlación no paramétrica. Los resultados obtenidos, tanto para las explotaciones de secano (celdas sombreadas) como las de regadío (celdas no sombreadas) pueden observarse en la *Tabla VI.1*.

Tabla VI.1: Coeficientes de correlación rho de Spearman

	I_AHP_a	I_AHP_m	$I\_MC_{0,00}$	$I\_MC_{0,25}$	$I\_MC_{0,50}$	$I\_MC_{0,75}$	$I\_MC_{1,00}$	I_ACP_a	I_ACP_m
I_AHP_a		0,509(**)	0,477(**)	0,991(**)	0,999(**)	1,000(**)	1,000(**)	0,939(**)	0,506(**)
I_AHP_m	0,328(**)		0,985(**)	0,594(**)	0,542(**)	0,521(**)	0,509(**)	0,559(**)	0,998(**)
$I\_MC_{0,00}$	0,231(**)	0,965(**)		0,575(**)	0,514(**)	0,491(**)	0,477(**)	0,543(**)	0,991(**)
$I\_MC_{0,25}$	0,978(**)	0,479(**)	0,406(**)		0,996(**)	0,993(**)	0,991(**)	0,947(**)	0,594(**)
$I\_MC_{0,50}$	0,997(**)	0,378(**)	0,288(**)	0,990(**)		0,999(**)	0,999(**)	0,944(**)	0,540(**)
$I\_MC_{0,75}$	1,000(**)	0,345(**)	0,250(**)	0,982(**)	0,999(**)		1,000(**)	0,941(**)	0,519(**)
$I\_MC_{1,00}$	1,000(**)	0,328(**)	0,231(**)	0,978(**)	0,997(**)	1,000(**)		0,939(**)	0,506(**)
I_ACP_a	0,876(**)	0,484(**)	0,429(**)	0,906(**)	0,889(**)	0,881(**)	0,876(**)		0,563(**)
I_ACP_m	0,317(**)	0,996(**)	0,975(**)	0,474(**)	0,369(**)	0,334(**)	0,317(**)	0,489(**)	

(**) Correlación significativa con p<0,01; (*) Correlación significativa con p<0,05.
NOTA: Las celdas con fondo sombreado contienen los coeficientes de correlación calculados para las explotaciones de secano. Las celdas con fondo no sombreado se refieren a las correlaciones de las explotaciones de regadío.
FUENTE: Elaboración propia.

Los resultados obtenidos verifican la existencia de correlaciones positivas y significativas en todos los casos. Esta circunstancia refuerza la idea que todos los ISSA cuantifican el mismo atributo de las explotaciones agrarias, como es el de su sostenibilidad global.

No obstante, se aprecian diferentes grados de correlación. En este sentido pueden establecerse dos grupos de índices en función del grado de compensación: *Grupo 1* - aquéllos que permiten compensación total (AHP y ACP aditivos) o parcial (MC con valores de λ entre 1 y 0,25) entre los diferentes indicadores de base, y *Grupo 2* - aquéllos que no permiten tal compensación (MC con valor de λ=0) o dicha compensación es muy limitada (AHP y ACP multiplicativos). A partir del análisis de la T*abla VI.1*, se comprueba como los coeficientes de correlación entre los ISSA de un mismo grupo es superior en todos los casos a 0,85. Incluso en la mayor parte de los casos es mayor de 0,95. Por el contrario, la rho de Spearman entre índices de diferentes grupos es sensiblemente menor, oscilando entre 0,23 y 0,59. De esta manera se evidencia cómo el factor determinante en la cuantificación de la sostenibilidad, más que el tipo de ponderación utilizada, es el grado de compensación permitida entre indicadores que caracteriza los diferentes métodos de agregación.

Pregunta 2: *¿Existen diferencias significativas en la ordenación de las explotaciones según la sostenibilidad global calculada a través de las diferentes metodologías de agregación?*

Además de los valores absolutos de los ISSA, resulta igualmente de interés analizar la ordenación de explotaciones agrarias que se puede realizar a partir de estos índices. Con este propósito a cada índice se ha asociado una nueva variable ordinal, donde a cada explotación se le asigna el número de orden correspondiente: 1 para la más sostenible (mayor valor del ISSA) y *n* para la menos sostenible (menor valor del ISSA). En este sentido la pregunta clave a responder es si existen diferencias significativas en la ordenación de las explotaciones entre las diferentes metodologías empleadas para construir estos índices. Para contrastar la hipótesis de que no existen diferencias entre las nueve ordenaciones (variables ordinales) realizadas sobre la base a los diferentes ISSA, se han aplicado las pruebas de Friedman y W de Kendall para muestras relacionadas. Los resultados de los tests, tanto en secano (estadísticos de contraste: χ^2 de Pearson=77,19 y W de Kendall=0,029, ambos con p <0,001) como en regadío (χ^2=50,15 y W=0,026, ambos con p<0,001), sin embargo, no permiten aceptar dicha hipótesis anterior.

A pesar que debe aceptarse que existen diferencias significativas entre las ordenaciones asignadas por el conjunto de ISSA, un análisis realizado por pares a través de pruebas de rango con signo de Wilcoxon revela que tal circunstancia no siempre se mantiene. Los resultados de estas pruebas reflejados en la *Tabla VI.2* permiten verificar tal afirmación[61].

Tabla VI.2: Pruebas de rangos con signo de Wilcoxon: valor y significación del estadístico Z

	Rank I_AHP_a	**Rank I_AHP_m**	**Rank $I\_MC_{0,00}$**	**Rank $I\_MC_{0,25}$**	**Rank $I\_MC_{0,50}$**	**Rank $I\_MC_{0,75}$**	**Rank $I\_MC_{1,00}$**	**Rank I_ACPa**	**Rank I_ACPm**
Rank I_AHP_a		-0,783	-0,434	-4,385(**)	-2,940(**)	-1,040	0,000	-0,239	-0,760
Rank I_AHP_m	-0,453		-0,181	-0,607	-0,733	-0,748	-0,783	-0,717	-0,492
Rank $I\_MC_{0,00}$	-0,009	-0,251		-0,286	-0,398	-0,429	-0,434	-0,516	-0,225
Rank $I\_MC_{0,25}$	-2,592(**)	-0,570	-0,054		-3,848(**)	-4,153(**)	-4,385(**)	-0,204	-0,644
Rank $I\_MC_{0,50}$	-2,447(*)	-0,540	-0,052	-2,384(*)		-1,812	-2,940(**)	-0,179	-0,724
Rank $I\_MC_{0,75}$	-1,588	-,485	-0,030	-2,593(*)	-2,128(*)		-1,040	-0,234	-0,752
Rank $I\_MC_{1,00}$	0,000	-0,453	-0,009	-2,592(*)	-2,447(*)	-1,588		-0,239	-0,760
Rank I_ACP_a	-0,763	-0,718	-0,363	-0,518	-0,809	-0,787	-0,763		-0,798
Rank I_ACP_m	-0,384	-0,058	-0,135	-0,529	-0,478	-0,427	-0,384	-0,772	

(**) Contraste significativo con p<0,01; (*) Contraste significativo con p<0,05.
NOTA: Las celdas con fondo sombreado contienen los coeficientes de correlación calculados para las explotaciones de secano. Las celdas con fondo no sombreado se refieren a las correlaciones de las explotaciones de regadío.
FUENTE: Elaboración propia.

De los resultados de la tabla anterior se comprueba cómo haciendo estas comparaciones por pares en la mayoría de los casos puede aceptarse la hipótesis nula de igualdad en la ordenación de las explotaciones en función de sus respectivos ISSA. Tan sólo cabe indicar diferencias significativas en las ordenaciones (*rank reversal*), cuando se comparan la ordenación de I_AHP_a con las de $I\_MC_{0,25}$ y $I\_MC_{0,50}$, la ordenación de $I\_MC_{0,25}$ con las de $I\_MC_{0,50}$, $I\_MC_{0,75}$ y $I\_MC_{1,00}$, y finalmente, las ordenación de $I\_MC_{0,50}$ con las de $I\_MC_{0,75}$ y $I\_MC_{1,00}$. Las demás ordenaciones no presentan diferencias significativas y las ordenaciones generadas (*rankings*) son las mismas. En definitiva, se verifica que el coeficiente de compensación, cuando comparado con los pesos, no sólo determina la

[61] La aplicación de la prueba de signos para muestras relacionadas, como alternativa más restrictiva a la prueba de rangos con signo de Wilcoxon, genera resultados similares a los reflejados en la *Tabla VI.2*.

existencia de correlacción entre los valores absolutos de los índices (pregunta 1) como también los *rankings* de las explotaciones más sostenibles (pregunta 2).

VI.2. ANÁLISIS DE CARÁCTER EMPÍRICO

VI.2.1. Análisis descriptivo

Pregunta 3: *¿En qué medida la sostenibilidad de las explotaciones agrarias es heterogénea dentro de un mismo sistema agrario?*

Además de las cuestiones metodológicas relativas al nivel de concordancia entre los diferentes ISSA, los resultados empíricos obtenidos también son de interés al objeto de analizar otras cuestiones prácticas propias de los sistemas agrarios analizados. En este sentido, una primera cuestión a plantearse es en qué medida la sostenibilidad de las explotaciones agrarias es heterogénea dentro de un mismo sistema agrario. Para ello analizaremos las tablas de estadísticos descriptivos a continuación.

Los estadísticos descriptivos básicos de los 9 índices de sostenibilidad en los sistemas agrarios de secano y de regadío pueden observarse en la *Tabla VI.3*.

Tabla VI.3: Estadísticos descriptivos de los índices de sostenibilidad (sistemas agrarios)

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típica	Coefic. de variación (%)	Asimetría	Curtosis	Kolmogorov-Smirnov (a)
SECANO								
I_AHP$_a$	0,352	0,816	0,6032	0,09059	15,0182361	-0,466	-0,365	0,078(**)
I_AHP$_m$	0,000	0,798	0,1471	0,26264	178,545207	1,278	-0,263	0,468(**)
I_MC$_{0,00}$	0,000	0,019	0,0025	0,00491	196,40	1,734	1,525	0,451(**)
I_MC$_{0,25}$	0,088	0,214	0,1527	0,02452	16,0576293	-0,272	-0,409	0,055(*)
I_MC$_{0,50}$	0,176	0,415	0,3029	0,04645	15,3350941	-0,408	-0,386	0,070(**)
I_MC$_{0,75}$	0,264	0,615	0,4530	0,06850	15,1214128	-0,448	-0,373	0,074(**)
I_MC$_{1,00}$	0,352	0,816	0,6032	0,09059	15,0182361	-0,466	-0,365	0,078(**)
I_ACP$_a$	0,364	0,816	0,6130	0,07882	12,858075	-0,338	-0,183	0,050(*)
I_ACP$_m$	0,000	0,786	0,1513	0,26952	178,136153	1,264	-0,315	0,469(**)
REGADÍO								
I_AHP$_a$	0,344	0,822	0,6135	0,08842	14,4123879	-0,641	0,200	0,092(**)
I_AHP$_m$	0,000	0,780	0,1781	0,27311	153,346435	0,953	-0,970	0,434(**)
I_MC$_{0,00}$	0,000	0,019	0,0032	0,00539	168,4375	1,419	0,482	0,412(**)
I_MC$_{0,25}$	0,086	0,211	0,1558	0,02331	14,9614891	-0,587	0,113	0,080(**)
I_MC$_{0,50}$	0,172	0,414	0,3083	0,04487	14,5540058	-0,636	0,184	0,091(**)
I_MC$_{0,75}$	0,258	0,618	0,4609	0,06662	14,4543285	-0,641	0,196	0,093(**)
I_MC$_{1,00}$	0,344	0,822	0,6135	0,08842	14,4123879	-0,641	0,200	0,092(**)
I_ACP$_a$	0,353	0,808	0,6245	0,07051	11,2906325	-0,853	1,168	0,082(**)
I_ACP$_m$	0,000	0,749	0,1863	0,28280	151,798175	0,900	-1,127	0,436(**)

(a) Pruebas de normalidad con corrección de Lilliefors.
(**) Prueba significativa con p<0,01; (*) Prueba significativa con p<0,05.
FUENTE: Elaboración propia.

A su vez, los estadísticos descriptivos básicos de los 16 indicadores de sostenibilidad en los sistemas agrarios de secano y de regadío pueden observarse en la siguiente *Tabla VI.4*.

Tabla VI.4: Estadísticos descriptivos de los indicadores de sostenibilidad (sistemas agrarios)

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típica	Coefic. de variación (%)	Asimetría	Curtosis
SECANO							
RENTAEXP	0,000	1,000	0,56657	0,213315	37,6502462	-0,378	-0,139
CONAGPIB	0,000	1,000	0,56199	0,194616	34,6297977	-0,363	0,057
SUPASEG	0,000	1,000	0,63483	0,440638	69,4103933	-0,661	-1,439
EMPLAGRA	0,000	1,000	0,30472	0,165521	54,319047	1,357	2,988
ESTACIMO	0,000	1,000	0,48636	0,230292	47,350111	-0,223	-0,499
RIESAGRA	0,000	1,000	0,84993	0,223330	26,2762816	-1,125	-0,024
DECONAGR	0,000	1,000	0,83289	0,290085	34,8287289	-1,490	0,753
ESPECIAZ	0,000	1,000	0,50275	0,278699	55,434908	-0,411	-0,860
COBESUEL	0,000	1,000	0,61495	0,195171	31,7377023	-0,961	0,500
BALNITRO	0,000	1,000	0,82389	0,176876	21,4683999	-2,178	5,752
BALFOSFO	0,000	1,000	0,83253	0,183309	22,0183056	-1,951	4,461
RIESPEST	0,000	1,000	0,85739	0,144764	16,884265	-3,169	13,912
BALENERG	0,000	1,000	0,42917	0,135656	31,6089195	0,657	3,754
SUCUAGRO	0,000	1,000	0,21457	0,334192	155,749639	1,111	-0,455
SUPEMPAR	0,000	1,000	0,86136	0,161781	18,7820424	-3,023	10,786
REGADÍO							
RENTAEXP	0,000	1,000	0,47592	0,223409	46,9425534	0,322	-0,305
CONAGPIB	0,000	1,000	0,44486	0,228821	51,4366317	0,415	-0,312
SUPASEG	0,000	1,000	0,28253	0,395703	140,056985	0,896	-0,933
EMPLAGRA	0,000	1,000	0,41564	0,198361	47,7242325	0,455	0,454
ESTACIMO	0,000	1,000	0,54539	0,207155	37,9829113	-0,393	0,043
RIESAGRA	0,000	1,000	0,84476	0,234337	27,7400682	-1,287	0,814
DECONAGR	0,000	1,000	0,81715	0,291485	35,6709294	-1,278	0,149
ESPECIAZ	0,000	1,000	0,45459	0,326923	71,9160122	-0,225	-1,334
COBESUEL	0,000	1,000	0,66481	0,206574	31,0726373	-1,131	1,485
BALNITRO	0,000	1,000	0,53078	0,210820	39,7189043	-0,383	-0,018
BALFOSFO	0,000	1,000	0,79438	0,189530	23,8588585	-1,707	3,896
RIESPEST	0,000	1,000	0,85567	0,161466	18,8701252	-2,881	10,776
BALENERG	0,000	1,000	0,80336	0,220082	27,3951902	-2,108	4,649
SUCUAGRO	0,000	1,000	0,71681	0,207975	29,0139646	-1,716	3,294
SUPEMPAR	0,000	1,000	0,79923	0,194341	24,3160292	-2,054	4,947

(a) Pruebas de normalidad con corrección de Lilliefors.
(**) Prueba significativa con $p<0,01$; (*) Prueba significativa con $p<0,05$.
FUENTE: Elaboración propia.

Y por último, los estadísticos descriptivos básicos de las variables sócio-estructurales en los sistemas agrarios de secano y de regadío se presentan en las tablas *VI.5.* y *VI.6.*

Tabla VI.5: Estadísticos descriptivos de las variables sócio-estructurales en secano

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típica	Coefic. de variación (%)	Asimetría	Curtosis
SECANO							
Ventas de productos agricolas de secano (€/ha)	0,00	892,40	456,5690	95,10643	20,83	-0,311	4,489
Subvenciones de la PAC acopladas (€/ha)	0,00	38,98	33,7924	8,03152	23,77	-2,501	6,903
Subvenciones de programas agroambientales (€/ha)	0,00	195,95	16,3392	27,52353	168,45	2,353	9,067
Total subvenciones (€/ha)	0,00	219,91	50,1317	28,02668	55,91	1,977	7,753
N aportado (kg/ha)	-0,33	318,43	83,1205	39,32214	47,31	1,547	6,066
P aportado (kg/ha)	-4,25	500,00	58,5098	35,26334	60,27	6,769	76,579
Gasto en pesticidas (€/ha)	0,00	221,68	20,1170	18,54592	92,19	5,132	45,522
Gasto en semillas (€/ha)	0,00	247,50	54,1957	16,85296	31,09	5,112	52,779
Mano de obra propia (UTA/ha)	0,00	1,0000	,017989	0,0612345	340,34	13,384	203,901
Mano de obra contratada (UTA/ha)	0,00	,0460	,002291	0,0055794	243,54	3,976	21,687
Maquinaria empleada (h de trabajo/ha)	4,60	15,60	7,5976	1,53234	20,19	1,323	3,943
Años	23	80	45,73	9,923	21,70	0,128	-0,493
Integrantes unidad familiar (nº)	1	6	2,42	1,323	54,67	0,355	-1,072
Hijos (nº)	0	4	1,07	1,044	97,57	0,400	-0,996
Porcentaje de renta personal procedente de la agricultura (%)	0,00	1,00	,8508	0,25749	30,26	-1,469	0,679
Cormaca	1	3	1,95	0,689	35,33	0,070	-0,885
Superficie total explotación (secano+regadío) (ha)	2	876	141,82	106,234	74,91	3,152	15,783
Superficie secano (ha)	1	820	119,49	105,597	88,37	3,082	14,441
Porcentaje de superficie de secano en propiedad (%)	0,00	1,00	,3560	0,32331	90,82	0,705	-0,693
Superficie regadío (ha)	0	160	22,33	29,204	130,78	1,785	3,195
Superficie trigo (%)	0,00	1,00	,2467	0,24705	100,14	0,896	0,372
Superficie cebada (%)	0,00	1,00	,4932	0,29892	60,61	-0,038	-0,881
Superficie avena (%)	0,00	,76	,0539	0,12472	231,39	2,898	8,952
Superficie girasol (%)	0,00	,56	,0379	0,08246	217,57	2,885	10,285
Superficie alfalfa (%)	0,00	1,00	,0347	0,10835	312,25	5,599	40,346
Superficie barbecho (%)	0,00	1,00	,0454	0,09783	215,48	4,309	29,832
Tiempo dedicado a la formación (h/año)	0	200	34,79	28,408	81,66	1,794	5,321

FUENTE: Elaboración propia. (a) Pruebas de normalidad con corrección de Lilliefors. (*) Prueba significativa con p<0,05; (**) Prueba significativa con p<0,01;

Tabla VI.6: Estadísticos descriptivos de las variables sócio-estructurales en regadío

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típica	Coefic. de variación (%)	Asimetría	Curtosis
REGADÍO							
Ventas de productos agricolas de secano (€/ha)	0,00	3510,00	1316,3196	596,51555	45,32	0,795	1,647
Subvenciones de la PAC acopladas (€/ha)	0,00	110,25	37,2866	25,27604	67,79	0,465	0,657
Subvenciones de programas agroambientales (€/ha)	-49,68	384,00	69,5358	70,25762	101,01	2,025	5,287
Total subvenciones (€/ha)	-60,32	330,00	84,6598	54,96436	64,92	1,495	4,396
N aportado (kg/ha)	0,00	197,31	49,7191	42,02385	84,52	1,750	3,382
P aportado (kg/ha)	0,00	265,20	111,1337	59,71569	53,73	0,341	-0,412
Gasto en pesticidas (€/ha)	0,00	,7143	,062995	0,0812222	128,93	3,491	19,012
Gasto en semillas (€/ha)	0,00	,0790	,004541	0,0103720	228,41	3,348	14,895
Mano de obra propia (UTA/ha)	1,60	30,00	14,0924	4,70643	33,37	0,723	0,833
Mano de obra contratada (UTA/ha)	23	80	45,74	10,377	22,69	0,200	-0,537
Maquinaria empleada (horas de trabajo/ha)	1	8	2,40	1,361	56,71	0,617	-0,071
Años	0	4	1,02	1,040	101,96	0,506	-0,796
Integrantes unidad familiar (nº)	0,00	1,00	0,8244	0,27951	33,90	-1,276	0,146
Hijos (nº)	1	3	1,95	0,663	34	0,050	-0,712
Porcentaje de renta personal procedente de la agricultura (%)	2	876	127,95	99,973	78,13	3,441	20,069
Cormaca	1	160	32,31	29,809	92,26	1,511	2,156
Superficie total explotación (secano+regadío) (ha)	0	768	95,65	94,320	98,61	3,608	20,498
Superficie secano (ha)	0,00	1,00	,4340	0,38650	89,06	0,381	-1,397
Porcentaje de superficie de secano en propiedad (%)	0,00	1,00	,2483	0,30937	124,60	0,938	-0,309
Superficie regadío (ha)	0,00	1,00	,2070	0,32312	156,10	1,355	0,505
Superficie trigo (%)	0,00	1,00	,0896	0,22237	248,18	2,919	8,197
Superficie cebada (%)	0,00	1,00	,2071	0,27494	132,76	1,443	1,405
Superficie avena (%)	0,00	1,00	,0419	0,14080	336,04	4,387	21,481
Superficie girasol (%)	0,00	1,00	,1193	0,20826	174,57	2,619	7,617
Superficie alfalfa (%)	0,00	1,00	,0114	0,09554	838,07	9,610	95,589
Superficie barbecho (%)	0,00	1,00	,4360	0,44128	101,21	0,195	-1,773
Tiempo dedicado a la formación (h/año)	0	200	35,40	29,451	83,19	1,829	5,416

FUENTE: Elaboración propia. (a) Pruebas de normalidad con corrección de Lilliefors. (*) Prueba significativa con p<0,05; (**) Prueba significativa con p<0,01;

Finalmente, a partir de los datos recogidos en las tablas anteriores, y como ya se ha adelantado anteriormente, cabe destacar que en ambos sistemas agrarios los valores de los índices, indicadores y variables sócio-estructurales no se ajustan a distribuciones normales (estadístico Kolmogorov-Smirnov con $p<0,05$[62]).

Además, los resultados de la *Tabla VI.3* son ilustrativos de la variabilidad de los valores de los ISSA. En esta línea, cabe comentar que el grado de variabilidad de los ISSA difiere también en función del tipo de medida que se realice. Así, el índice $I\_MC_{0,00}$ y aquellos que emplean métodos de agregación multiplicativos (compensación nula o limitada) son los que presentan los mayores coeficientes de variación (con un valor de dispersión de datos superior al 1,5 en todos los casos).

VI.2.2. Variabilidad de la sostenibilidad entre las explotaciones agrarias

Pregunta 4: *¿Qué tipologías de explotaciones pueden derivarse sobre la base de tal heterogeneidad?*

Al objeto de poder analizar la heterogeneidad de la sostenibilidad proporcionada por las diferentes explotaciones individuales parece oportuno realizar una tipología de las mismas. Con este propósito se han realizado sendos análisis de conglomerados o *cluster* (uno para el sistema agrario de secano y otro para el de regadío), al objeto de clasificar las diferentes explotaciones en grupos homogéneos. Para ello se han considerado los valores de los índices de sostenibilidad como variables clasificadoras. Para la agrupación de estas explotaciones se ha aplicado un procedimiento de agregación jerárquico (el método de Ward o mínima distancia), definiendo la distancia entre elementos como la distancia euclídea al cuadrado. A la luz de los dendrogramas[63] así obtenidos (véase el *Anexo 1*), se ha optado en ambos casos por agrupar a las explotaciones en 3 grupos homogéneos. La caracterización de dichos grupos puede realizarse como sigue (apartados *VI.3.2.1* y *VI.3.2.2*, para secano y regadío respectivamente) a partir de la información disponible en relación a las variables estructurales de las explotaciones y las variables socio-demográficas de sus titulares, que han resultado significativamente diferentes entre *clusters* (aplicación del análisis de varianza para variables de intervalo y chi-cuadrado para variables categóricas).

[62] Idéntico resultado se obtiene al aplicar como prueba de normalidad el estadístico de Shapiro-Wilk.

[63] Para la obtención de los dendogramas, así como para el análisis estadístico realizado en este trabajo, la aplicación informática elegida ha sido el paquete estadístico *SPSS for Windows 15.0.1.*

VI.2.2.1. Tipología de explotaciones para el sistema agrario de secano

- *Cluster S1: Grandes agricultores sostenibles*. Este conglomerado engloba al 25% de las explotaciones de la muestra, cubriendo el 36% del total la SAU de secano analizada. Tal diferencia de porcentajes se explica porque dentro de este grupo se incluyen las explotaciones de mayor tamaño (173 ha de secano como media). Este conglomerado ha resultado ser el más sostenible según todos los ISSA (mayores valores medios para todos los índices calculados). Como referencia, cabe indicar que la media del I_AHPa es de 0,69. Asimismo, como elementos diferenciales respecto al resto de *clusters*, cabe indicar que los titulares de estas explotaciones son los más jóvenes (41,3 años de media), presentan un mayor grado de profesionalidad (92% de su renta procede de la agricultura) y son los que tienen una mayor formación agraria. Su orientación productiva es cerealista (69% de la superficie de secano), aunque en sus rotaciones también están presentes de forma significativa el girasol, la alfalfa y alguna leguminosa de grano. En este sentido también destaca su elevada participación en programas agroambientales (71% de su superficie de secano acogida a los mismos).

- *Cluster S2: Monocultivadores de cereal*. Se trata éste del *cluster* más numeroso, con el 46% de las explotaciones muestreadas. Con una superficie media de secano de 111 ha, estas explotaciones representan el 43% de la SAU de este sistema agrario. Este conglomerado presenta un nivel sostenibilidad intermedio para todos los índices calculados. Como referencia cabe señalar que la media del I_AHP_a es de 0,59. Los titulares de este grupo son igualmente profesionales de la agricultura (89% de su renta procede de la actividad agraria), aunque se diferencian de los anteriores por tener una edad media superior (47,3 años). Como rasgo más relevante de su orientación productiva, cabe destacar su clara orientación hacia el monocultivo de cereales de invierno (cebada, trigo y avena cubren el 87% de las explotaciones de secano). Tan sólo el 7% de su superficie está acogida a programas agroambientales.

- *Cluster S3: Pequeños agricultores poco sostenibles*. Este conglomerado engloba al 29% de las explotaciones encuestadas. No obstante, dado que son las de menor tamaño (87 ha de secano como media), tan sólo representan al 21% de la superficie total del sistema de secano. Este conglomerado resulta ser el menos sostenible según todos los índices calculados (el I_AHP_a medio es de 0,54). Sus titulares se diferencian de los anteriores por tener un menor grado de profesionalidad (sólo el 73% sus rentas procede de la agricultura) y tener un bajo nivel de formación

específicamente agraria. No obstante, comparte junto con el *cluster S2* una edad media elevada (47,0 años). Su orientación productiva es igualmente cerealista (76% de la superficie de secano), aunque también tienen superficies significativas dedicadas a alfalfa y girasol. Su participación en programas agroambientales es insignificante (sólo el 2% de la superficie está acogida a los mismos).

La caracterización de las explotaciones tipo definidas para el sistema agrario de secano (Secanos de las campiñas medias-bajas) a partir del análisis cluster realizado aparece recogida en la *Tabla VI.7* a continuación.

Tabla VI.7: Caracterización de los clusters (secano)

Variables	**Cluster S1** *(Grandes agricultores sostenibles)*	**Cluster S2** *(Monocultivadores de cereal)*	**Cluster S3** *(Pequeños agricultores poco sostenibles)*
Participación en la muestra (%)	**25**	**46**	**29**
Variables estructurales de la explotación			
SAU de secano (%)	36	43	21
Tamaño medio explotación (ha)	173	111	87
Superficie acogida agroambientales (%)	71	7	2
Orientación productiva	Principalmente cerealista. También alfalfa, girasol y alguna leguminosa de grano.	Monocultivo de cereales de invierno (principalmente cebada, trigo y avena)	Mayoritariamente cerealista. También alfalfa y girasol
Variables personales de los titulares			
Edad media (años)	41,3	47,3	47,0
Variables socioeconómicas			
% renta procedente de la agricultura	92	89	73
Nivel Formación Agraria	Alto	Medio	Bajo
Nivel Sostenibilidad Agraria			
Según los valores médios de los índices de sostenibilidad calculados	**Alto**	**Medio**	**Bajo**

FUENTE: Elaboración propia.

VI.2.2.2. Tipología de explotaciones para el sistema agrario de regadío

- *Cluster R1: Grandes regantes con sostenibilidad descompensada*. Este grupo es el más numeroso, incluyendo al 49% de las explotaciones muestreadas. En todo caso, al contener las explotaciones de mayor tamaño (36,1 ha de media), este conglomerado cubre el 54% de la superficie total del sistema agrario de regadío. Este grupo resulta ser el más sostenible cuando la sostenibilidad global se mide a través de índices que permiten compensación entre los indicadores de base (métodos de agregación aditivos e índices multicriterio cuando $1 \leq \lambda \leq 0{,}25$). Así pues, se trata de las explotaciones que, en conjunto, presentan un mejor desempeño de los indicadores de sostenibilidad, pero que tienen algunos de ellos con valores por debajo de la media. En cuanto a los titulares, debe comentarse que estas explotaciones se caracterizan por estar gestionadas por jóvenes agricultores (44,3 años de media), con plena dedicación a la actividad agraria (94% de la renta procedente de la agricultura). Los cereales de invierno (38%), la alfalfa (28%) y la remolacha (16%) definen su orientación productiva.

- *Cluster R2: Pequeños regantes poco sostenibles*. Dentro de este *cluster* se agrupan el 31% de las explotaciones, aunque en conjunto sólo abarcan el 24% del territorio total del sistema agrario de regadío; se trata del grupo con explotaciones de dimensiones más reducidas (25,1 ha de media). Para todos los ISSA, este grupo resulta ser el menos sostenible. Los titulares de estas explotaciones son los de mayor edad (48,5 años de media), teniendo una dedicación parcial a la agricultura (sólo el 60% de su renta procede de la actividad). Su hoja de cultivos está dominada por los cereales de invierno (51%) y la alfalfa (19%).

- *Cluster R3: Grandes regantes con sostenibilidad equilibrada*. Este grupo representa al 20% de las explotaciones y al 21% de la superficie del sistema agrario de regadío (34,3 ha de media). Este *cluster* es el más sostenible según los índices que no permiten compensación o ésta es muy limitada (métodos de agregación multiplicativos e índice multicriterio cuando $\lambda=0$), lo que evidencia que se caracterizan por tener valores de los indicadores de base más equilibrados que el *cluster* 1. Al igual que el *cluster* 1, los titulares de estas explotaciones son jóvenes (45 años de media) y profesionales de la agricultura (90% de su renta procede de esta actividad). Los cereales de invierno, como en los dos *clusters* anteriores, constituyen los principales cultivos (54%), seguidos por la remolacha (16%).

La caracterización de las explotaciones tipo definidas para el sistema agrario de regadío (Regadíos del Duero) aparece recogida en la *Tabla VI.8* a continuación.

Tabla VI.8: Caracterización de los clusters (regadío)

Variables	**Cluster R1** *(Grandes regantes con sostenibilidad descompensada)*	**Cluster R2** *(Pequeños regantes poco sostenibles)*	**Cluster R3** *(Grandes regantes con sostenibilidad equilibrada)*
Participación en la muestra (%)	**49**	**31**	**20**
Variables estructurales de la explotación			
SAU de regadío (%)	54	24	21
Tamaño medio explotación (ha)	36,1	25,1	34,3
Orientación productiva	Cereales de invierno, alfalfa y remolacha	Cereales de invierno y alfalfa	Cereales de invierno y remolacha
Variables personales de los titulares			
Edad media (años)	44,3	48,5	45
Variables socioeconómicas			
% renta procedente de la agricultura	94	60	90
Nivel Sostenibilidad Agraria			
Según los valores médios de los índices de sostenibilidad calculados	**Alto** (para métodos aditivos y multicriterio $0{,}25 \leq \lambda \leq 1$). **Bajo** (para métodos multiplicativos y multicriterio $0 \leq \lambda < 0{,}25$).	**Bajo**	**Alto** (para métodos multiplicativos y multicriterio $\lambda = 0$).

FUENTE: Elaboración propia.

De las dos tipologías realizadas resulta evidente como dentro de ambos sistemas agrarios existen perfiles de explotaciones bien diferenciados, que muy probablemente requieran de políticas específicas para mejorar su sostenibilidad. Asimismo, cabe señalar que buena parte de los rasgos definitorios de los conglomerados resultantes son comunes en ambos casos (dimensión de las explotaciones, edad de los titulares, nivel de profesionalidad, etc.), por lo que se atisba que, efectivamente, existe una relación entre la sostenibilidad y estas variables estructurales. En todo caso, en el siguiente punto se analizan estos factores determinantes de forma más pormenorizada.

VI.2.3. Factores determinantes de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias

VI.2.3.1. Variables estructurales

Pregunta 5: *¿Qué variables estructurales influyen sobre la sostenibilidad de las explotaciones?*

El método elegido para analizar la relación entre la sostenibilidad de las explotaciones agrarias y sus variables estructurales ha sido una regresión tobit doblemente censurada[64]. Esta elección viene justificada por la naturaleza censurada, acotada tanto superior como inferiormente (valores en el intervalo [0,1]), de los índices de sostenibilidad, al objeto de evitar el problema de estimadores sesgados (estimaciones incorrectas del efecto de las variables independientes sobre la variable censurada) asociado al uso de los habituales modelos de regresión lineal estimados por mínimos cuadrados ordinarios en este tipo de datos (Simar y Wilson, 2007).

En este sentido se han realizado, para cada sistema agrario, 9 regresiones tobit, una para cada índice calculado. En dichos modelos las variables dependientes han sido los correspondientes ISSA, mientras que como variables independientes se han incluido las variables estructurales de la explotación (dimensión física, porcentaje de la explotación en régimen de propiedad y porcentaje de riego por gravedad en las explotaciones de regadío), variables personales de los titulares de explotaciones (sexo, edad y número de hijos), variables socioeconómicas de los mismos (porcentaje de renta procedente de la agricultura y pertenencia a cooperativas agrarias) y variables relacionadas con su nivel de formación (nivel de estudios en general y tipo de formación específicamente agraria).

[64] Para una información más detallada sobre esta técnica econométrica pueden consultarse los manuales de Greene (2008), Long (1997) o Maddala (1983). Para la realización de las regresiones tobit se ha utilizado el paquete estadístico *Stata*, versión 10.0.

Los resultados de las diferentes regresiones pueden observarse en las Tablas *VI.9* (sistema agrario de secano) y *VI.10* (sistema agrario de regadío).

Tabla VI.9: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de secano (variables estructurales)

Variables	l_AHPa	l_AHPm	l_MC_000	l_MC_025	l_MC_050	l_MC_075	l_MC_100	l_ACPa	l_ACPm
Constante	**0,5290(***)**	**-1,0279(**)**	**-0,0174(**)**	**0,1340(***)**	**0,2657(***)**	**0,3974(***)**	**0,5290(***)**	**0,5478(***)**	**-1,0634(**)**
Variables estructurales de la explotación									
Superficie secano (ha)	**0,0009(**)**	**0,0020(***)**	**0,0001(***)**	**0,0001(**)**	**0,0001(**)**	**0,0001(**)**	**0,0009(**)**	**0,0001(**)**	**0,0021(***)**
% superficie secano en propiedad	**0,0525(***)**	0,0766	0,0010	**0,0134(***)**	**0,0265(***)**	**0,0395(***)**	**0,0525(***)**	**0,0319(***)**	0,0702
Variables personales de los titulares									
Sexo (hombre=1)	0,0358	3,557	0,0680	0,0105	0,0189	0,0273	0,0358	0,0322	3,6610
Edad (años)	**-0,0020(***)**	**-0,0219(***)**	**-0,0004(***)**	**-0,0006(***)**	**-0,0010(***)**	**-0,0015(***)**	**-0,0020(***)**	**-0,0018(***)**	**-0,0224(***)**
Nº hijos	0,0018	0,0367	0,0008	0,0006	0,0010	0,0014	0,0018	0,0024	0,0382
Variables socioeconómicas									
% renta procedente de la agricultura	**0,1518(***)**	**0,6429(**)**	**0,0121(**)**	**0,0398(***)**	**0,0771(***)**	**0,1145(***)**	**0,1518(***)**	**0,1349(***)**	**0,6618(**)**
Miembro cooperativa, SAT o similar	0,0007	**0,2292(**)**	**0,0042(**)**	0,0009	0,0009	0,0008	0,0007	**0,0149(**)**	**0,2377(**)**
Formación									
Nivel de estudios1: Primaria	-0,0079	0,1100	0,0015	-0,0019	-0,0039	-0,0059	-0,0079	-0,0080	0,1139
Nivel de estudios2: Secundaria	-0,0162	-0,0970	-0,0021	-0,0048	-0,0086	-0,0124	-0,0162	-0,0169	-0,0998
Nivel de estudios3: Universitario	-0,0437	-0,2659	-0,0041	**-0,0119(***)**	**-0,0225(*)**	-0,0331	-0,0437	**-0,0493(**)**	-0,2703
Form. agraria1: Cursos extensión agraria	0,0069	**0,5880(**)**	**0,0101(**)**	0,0025	0,0040	0,0055	0,0069	0,0052	**0,6056(**)**
Form. agraria2: FP agraria	0,0199	**0,9644(***)**	**0,0181(***)**	0,0081	0,0120	0,0160	0,0199	0,0284	**1,000(***)**
Form. agraria3: Estudios universitarios	**0,0782(**)**	**1,3277(***)**	**0,0226(***)**	**0,0238(**)**	**0,0419(**)**	**0,0600(**)**	**0,0782(**)**	**0,0744(**)**	**1,352(***)**
Formación continua agraria (horas/año)	0,0002	-0,0009	-0,0000	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0001	-0,0009
N	336	336	336	336	336	336	336	336	336
Log likelihood	391,01	168,24	160,90	831,92	616,26	485,21	391,01	441,85	170,64
LR χ^2	120,77(***)	91,30(***)	87,87(***)	124,53(***)	122,41(***)	121,36(***)	120,77(***)	128,96(***)	90,97(***)
Pseudo-R^2	0,1826	0,2134	0,3756	0,0809	0,1103	0,1429	0,1826	0,1709	0,2105

(***) Coeficiente con $p<0,01$; (**) Coeficiente con $p<0,05$; (*) Coeficiente con $p<0,1$.
Categorías omitidas: Nivel de estudios0 (certificado escolaridad) y Form. agraria0 (sin formación agraria específica).
FUENTE: Elaboración propia.

Tabla VI.10: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de regadío (variables estructurales)

Variables	l_AHPa	l_AHPm	l_MC_000	l_MC_025	l_MC_050	l_MC_075	l_MC_100	l_ACPa	l_ACPm
Constante	**0,5156(***)**	**-1,1992(***)**	**-0,0196(**)**	**0,1295(***)**	**0,2582(***)**	**0,3869(***)**	**0,5156(***)**	**0,5485(***)**	**-1,2146(***)**
Variables estructurales de la explotación									
Superficie regadío (ha)	0,0001	**0,0047(***)**	**0,0001(***)**	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	**0,0005(***)**	**0,0050(***)**
% superficie regadío en propiedad	**0,0273(**)**	0,1301	0,0017	**0,0073(**)**	**0,0140(**)**	**0,0206(**)**	**0,0273(**)**	0,0134	0,1240
% superficie regada por gravedad	**0,0367(***)**	-0,0564	-0,0016	**0,0088(***)**	**0,0181(***)**	**0,0274(***)**	**0,0367(***)**	**0,0191(**)**	-0,0740
Variables personales de los titulares									
Sexo (hombre=1)	0,0259	3,6941	0,0707	0,0078	0,0139	0,0199	0,0259	**0,0475(**)**	3,8250
Edad (años)	**-0,0022(***)**	-0,0060	-0,0001	**-0,0006(***)**	**-0,0011(***)**	**-0,0017(***)**	**-0,0022(***)**	**-0,0015(***)**	-0,0061
Nº hijos	**0,0091(*)**	0,0076	-0,0001	**0,0023(*)**	**0,0046(*)**	**0,0068(*)**	**0,0091(*)**	0,0053	0,0060
Variables socioeconómicas									
% renta procedente de la agricultura	**0,1617(***)**	**0,5879(**)**	**0,0100(**)**	**0,0418(***)**	**0,0817(***)**	**0,1217(***)**	**0,1617(***)**	**0,1073(***)**	**0,5907(**)**
Miembro cooperativa, SAT o similar	0,0127	**0,3996(***)**	**0,0076(***)**	**0,0046(*)**	0,0073	0,0100	0,0127	**0,0164(**)**	**0,4165(***)**
Formación									
Nivel de estudios1: Primaria	0,0067	0,0318	-0,0009	0,0013	0,0031	0,0049	0,0067	-0,0063	0,0206
Nivel de estudios2: Secundaria	-0,0103	-0,0502	-0,0020	-0,0031	-0,0055	-0,0079	-0,0103	-0,0176	-0,0673
Nivel de estudios3: Universitario	**-0,0528(*)**	-0,1361	-0,0046	**-0,0144(*)**	**-0,0272(*)**	**-0,0400(*)**	**-0,0528(*)**	**-0,0526(**)**	-0,1501
Form. agraria1: Cursos extensión agraria	**0,0252(*)**	0,2691	0,0040	**0,0068(*)**	**0,0129(*)**	**0,0191(*)**	**0,0252(*)**	**0,0329(***)**	0,2817
Form. agraria2: FP agraria	0,0229	0,3055	0,0053	0,0067	0,0121	0,0175	0,0229	**0,0372(**)**	0,3305
Form. agraria3: Estudios universitarios	0,0148	-3,4094	-0,0660	0,0041	0,0077	0,0112	0,0148	0,0081	-3,5441
Formación continua agraria (horas/año)	-0,0000	0,0007	00,000	-0,0000	-0,0000	-0,0000	-0,0000	-0,0001	0,0007
N	243	243	243	243	243	243	243	243	243
Log likelihood	302,13	148,19	149,64	626,59	467,51	371,14	302,13	360,80	151,05
LR χ^2	114,01(***)	43,82(***)	42,27(***)	115,01(***)	115,07(***)	114,45(***)	114,01(***)	121,32(***)	44,13(***)
Pseudo-R^2	0,2325	0,1288	0,1645	0,1011	0,1403	0,1823	0,2325	0,2021	0,1275

(***) Coeficiente con p<0,01; (**) Coeficiente con p<0,05; (*) Coeficiente con p<0,1.
Categorías omitidas: Nivel de estudios0 (certificado escolaridad) y Form. agraria0 (sin formación agraria específica).
FUENTE: Elaboración propia.

Con base en la metodología empleada para la selección de indicadores (marco de referencia SAFE y critérios de fiabilidad y aplicabilidad) y en los supuestos (métodos de ponderación y elección de formas funcionales de agregación) adoptados en este trabajo para la construcción de los índices de sostenibilidad, además de la cautela necesaria para tratar con medidas agregadas, cabe interpretar a partir de los resultados de las dos tablas anteriores, que *la sostenibilidad de las explotaciones agrarias se incrementa a medida que …*

a) *… aumenta la superficie de la explotación* (coeficientes significativos para todos los ISSA en el secano y para los de carácter multiplicativo en el regadío). La mayor sostenibilidad de las explotaciones de gran tamaño cabe explicarla por: a) la existencia de economías de escala en la producción agrícola, que permiten una mayor eficiencia productiva (Helfand y Edward, 2004; Alvarez y Arias, 2004; Karagiannis y Sarris, 2005;) y, por tanto, una mayor sostenibilidad económica, b) la generación de rentas suficientes para permitir la continuidad en la actividad agraria de sus titulares (mayor sostenibilidad social), y c) la mayor generación de externalidades ambientales positivas (mayor sostenibilidad ambiental). En esta última línea cabe señalar como las explotaciones de mayores dimensiones presentan ventajas desde una perspectiva medioambiental en la medida que: c1) están mejor adaptadas para la implementación de técnicas ahorradoras de costes y eco-compatibles como el mínimo laboreo o la siembra directa (capacidad de rentabilizar las elevadas inversiones que requiere la adquisición de los equipos mecánicos necesarios (véase Atance *et al*., 2006), c2) desarrollan una producción agraria más diversificada y extensiva, dada la mayor necesidad de distribuir la carga de trabajo a lo largo del año (Moreno-Pérez y Ortiz-Miranda, 2008), y c3) participan en mayor medida de los programas agroambientales (bajos coste unitarios de transacción en la suscripción de estos contratos como señalan Wynn *et al*., 2001 y Vanslembrouck *et al*., 2002).

b) *… aumenta el porcentaje de tierra en propiedad* (coeficientes significativos para todos los ISSA de carácter aditivo, tanto en secano como en regadío). Esta circunstancia parece lógica si se tiene en cuenta que la propiedad de la tierra permite una estrategia de gestión agrícola a largo plazo, frente la perspectiva cortoplacista que normalmente se asocia a las tierras en arrendamiento. Esta justificación se ve reforzada por el derecho que tienen los titulares de legar las tierras en propiedad a sus descendientes. Ambas circunstancias hacen que la explotación de las tierras en propiedad se realice con criterios de sostenibilidad (uso racional de los recursos

tierra y agua) más estrictos que cuando es arrendada (Llewelyn y Williams, 1996).

c) *… aumenta la superficie regada por gravedad, en el caso del regadío* (variable significativa para todos los ISSA de carácter aditivo). En la zona de estudio la técnica de riego por gravedad está íntimamente asociada al riego con aguas de origen superficial. Así, esta técnica es la predominante en las explotaciones localizadas dentro del perímetro de las grandes zonas regables transformadas a finales del siglo pasado por iniciativa pública. En estos casos el Estado construyó grandes obras de regulación (embalses) y de transporte (canales) al objeto de disponer de infraestructuras que proveyesen de agua para riego a bajo coste. Tal situación contrasta con los regadíos particulares alimentados con aguas de origen subterráneo donde se impone la aspersión, en las cuales los regantes deben afrontar unos costes sensiblemente mayores (costes de inversión –pozos, bombas– y de explotación –consumo energético– más elevados). Además de los menores costes característicos de las grandes zonas regables (mayor sostenibilidad económica), hay que tener en cuenta que el riego por gravedad presenta igualmente un mejor balance de energía, al no requerir de este tipo de insumos para impulsar el agua. Considerando ambas circunstancias es comprensible que el mayor consumo de agua del riego por gravedad (menor eficiencia técnica) no sea un obstáculo para que esta técnica sea considerada en este trabajo como más 'sostenible' que el riego por aspersión.

d) *… disminuye la edad del titular* (coeficientes significativos para todos los ISAA en el secano y los de carácter aditivo en el regadío). Esta relación se explica teniendo cuenta que los titulares más jóvenes presentan una menor probabilidad de abandono de la actividad a corto plazo (mayor sostenibilidad social) y tienen una mayor sensibilización por los problemas ecológicos relacionados con la agricultura, lo que hace que incorporen nuevas tecnologías eco-compatibles, como el mínimo laboreo o la siempre directa, y participen más activamente de los programas agroambientales (mayor sostenibilidad ambiental), tal y como evidencian Vanslembrouck *et al*. (2002) y Atance *et al*. (2006).

e) *… aumenta el porcentaje de renta del titular procedente de la agricultura* (coeficientes significativos en todas las regresiones, tanto en el secano como en el regadío). Esta variable es un indicador del nivel de profesionalidad y especialización de los agricultores. Así, a medida que aumenta su dedicación a la actividad agraria cabe entender que se incrementa igualmente la sostenibilidad económica y ambiental (mejora en la eficiencia en el uso de los factores; Kumbhakar *et al*., 1989), así como la social (disminuye el riesgo de abandono).

f) *… si los titulares son socios de cooperativas* (significación en ISSA de tipo multiplicativo, tanto en el secano como en el regadío). En este sentido cabe señalar el importante papel de las cooperativas en diferentes ámbitos de la gestión de las explotaciones como: a) proveedor de insumos, b) comercializador de las cosechas y c) asesor técnico de la producción. Así, puede considerarse que la pertenencia a estas empresas de economía social permite la contratación de servicios que mejoran tanto la sostenibilidad económica (mejora de los márgenes, véase Valentinov, 2007) como la ambiental (optimización del uso de recursos por los la asesoría de los servicios técnicos, véase Marí y Juliá, 2002).

g) *… aumenta el nivel de formación específica agraria*. Los resultados muestran que productores que han recibido cursos de extensión agraria, han cursado FP agraria o son titulados universitarios relacionados con la actividad agraria son significativamente más sostenibles que aquellos que no tienen formación específica. En este sentido, el nivel de conocimientos técnicos adquiridos debe analizarse como otro indicador de la profesionalidad y especialización de los titulares. Así, puede asumirse que mientras los conocimientos técnicos de los productores son mayores, estos pueden gestionar mejor sus explotaciones, haciéndolas más rentables y eco-compatibles (Jamison y Lau, 1982; Phillips, 1994; Atance *et al*., 2006).

h) *… si no tienen estudios universitarios no relacionados con la agricultura* (significación para los índices aditivos, tanto en el secano como en el regadío). Aunque pueda parecer contraintuitivo, esta circunstancia se explica teniendo en cuenta que los titulados universitarios no agrarios (p. ej., médicos, abogados, etc.) normalmente no realizan una gestión adecuada de las explotaciones de las que son titulares. Los motivos para ello pueden ser muy variados, entre los cuales destacan la falta de vocación, el ausentismo (residen en núcleos de población alejados de las explotaciones para el ejercicio de su actividad económica principal) o el simple desinterés por la actividad agraria.

VI.2.3.2. Variables decisionales

Pregunta 6: *¿Son las explotaciones más sostenibles las que reciben un mayor apoyo financiero de la política agraria?*

En esta misma línea, resulta igualmente de interés analizar la incidencia de otras variables sobre el desempeño sostenible de las explotaciones agrarias. Nos referimos en concreto a las variables de carácter coyuntural sobre las cuales los productores tienen control directo. Con este propósito se ha empleado nuevamente la regresión tobit doblemente censurada, considerando como variables dependientes los correspondiente ISSA y como variables independientes las siguientes variables decisionales:

- *Variables relativas a la estructura de ingresos y gastos*. Se han considerado las ventas de productos agrícolas (€/ha), subvenciones acopladas a la producción (€/ha), subvenciones de programas agroambientales (€/ha), cantidad de nitrógeno aportado (kg/ha), cantidad de fósforo aportado (kg/ha), gasto en pesticidas (€/ha), gasto en semillas (€/ha), mano de obra propia empleada (UTA/ha), mano de obra contratada (UTA/ha) y maquinaria empleada (horas/ha).

- *Variables relativas al plan de cultivo*. Se han considerado como variables independientes el porcentaje de la explotación dedicada a cada unos de los cultivos más relevantes. En el secano estos han sido el trigo, la cebada, la avena, el girasol, la alfalfa y el barbecho. Para el regadío los cultivos tenidos en cuenta han sido el trigo, la cebada, el maíz, la alfalfa, el girasol , la remolacha y el barbecho.

En las tablas *VI.11* y *VI.12* a continuación pueden observarse los resultados de las regresiones realizadas correspondientes a la muestra de las explotaciones de secano y regadío, respectivamente.

Tabla VI.11: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de secano (variables decisionales)

Variables	l_AHPa	l_AHPm	l_MC_000	l_MC_025	l_MC_050	l_MC_075	l_MC_100	l_ACPa	l_ACPm
Constante	**0,4068(***)**	0,3255	0,0143	**0,1037(***)**	**0,2047(***)**	**0,3058(***)**	**0,4068(***)**	**0,5017(***)**	0,4317
Estructuras de ingresos y gastos									
Ventas de productos (€/ha)	**0,0004(***)**	**0,0011(**)**	**0,0001(**)**	**0,0001(***)**	**0,0002(***)**	**0,0003(***)**	**0,0004(***)**	**0,0004(***)**	**0,0012(**)**
Subvenciones acopladas (€/ha)	-0,0003	0,0044	0,0001	-0,0001	-0,0002	-0,0003	-0,0003	0,0013	0,0042
Subvenciones agroambientales (€/ha)	**0,0013(***)**	**0,0137(***)**	**0,0003(***)**	**0,0004(***)**	**0,0007(***)**	**0,0010(***)**	**0,0013(***)**	**0,0012(***)**	**0,0141(***)**
N aportado (kg/ha)	**-0,0002(**)**	0,0001	0,0000	**-0,0001(*)**	**-0,0001(**)**	**-0,0002(**)**	**-,0002(**)**	-0,0001	0,0003
P aportado (kg/ha)	-0,0001	0,0022	**0,0001(*)**	-0,0000	-0,0001	-0,0001	-0,0001	**-0,0003(***)**	0,0022
Gasto en pesticidas (€/ha)	-0,0002	0,0010	0,0000	-0,0000	-0,0001	-0,0001	-0,0002	-0,0001	0,0010
Gasto en semillas (€/ha)	**-0,0002(*)**	**-0,0123(**)**	**-0,0003(***)**	-0,0001	-0,0001	-0,0002	-0,0002	-0,0003	**-0,0131(**)**
Mano de obra propia (UTA/ha)	-0,1015	**-45,696(***)**	**-0,8416(***)**	**-0,0261(*)**	**-0,0512(*)**	**-0,0764(*)**	**-0,1015(*)**	**-0,1295(***)**	**-46,654(***)**
Mano de obra contratada (UTA/ha)	**-6,794(***)**	**-26,196(**)**	**-0,5443(**)**	**-1,738(***)**	**-3,423(***)**	**-5,109(***)**	**-6,794(***)**	**-4,697(***)**	**-26,491(**)**
Maquinaria empleada (horas/ha)	**0,0135(***)**	**0,0750(**)**	0,0008	**0,0034(***)**	**0,0068(***)**	**0,0101(***)**	**0,0135(***)**	0,0009	**0,0663(**)**
Plan de cultivo									
Superficie trigo (%)	-0,0443	-1,1059	**-0,0241(**)**	-0,0144	-0,0244	-0,0344	-0,0444	-0,0754	**-1,134(**)**
Superficie cebada (%)	-0,0658	**-1,3878(**)**	**-0,0343(***)**	-0,0212	-0,0361	-0,0509	-0,0658	**-0,1021(*)**	**-1,4360(**)**
Superficie avena (%)	-0,0066	**-2,404(***)**	**-0,0492(***)**	-0,0060	-0,0062	-0,0064	-0,0066	-0,0306	**-2,4834(***)**
Superficie girasol (%)	-0,0238	-0,1860	0,0005	-0,0047	-0,0111	-0,0174	-0,0238	-0,0245	-0,1404
Superficie alfalfa (%)	-0,0710	**-1,180(*)**	-0,0143	-0,0190	-0,0363	-0,0536	-0,0710	0,0496	-1,1451
Superficie barbecho (%)	-0,0478	**-1,340(*)**	**-,0311(**)**	-0,0146	-0,0257	-0,0368	-0,0478	-0,0623	**-1,4141(*)**
N	336	336	336	336	336	336	336	336	336
Log likelihood	456,93	94,33	233,83	906,57	685,35	552,21	456,93	509,70	96,83
LR χ^2	252,61(***)	239,11(***)	233,74(***)	273,83(***)	260,59(***)	255,37(***)	252,61(***)	264,67(***)	238,57(***)
Pseudo-R^2	0,3820	0,5589	0,9992	0,1779	0,2347	0,3008	0,3820	0,3507	0,5519

(***) Coeficiente con p<0,01; (**) Coeficiente con p<0,05; (*) Coeficiente con p<0,1.
FUENTE: Elaboración propia.

Tabla VI.12: Resultados de las regresiones tobit doblemente censuradas para explotaciones de regadío (variables decisionales)

Variables	l_AHPa	l_AHPm	l_MC_000	l_MC_025	l_MC_050	l_MC_075	l_MC_100	l_ACPa	l_ACPm
Constante	**0,5021(***)**	0,0597	0,0005	**0,1279(***)**	**0,2527(***)**	**0,3774(***)**	**0,5021(***)**	**0,5659(***)**	0,0967
Estructuras de ingresos y gastos									
Ventas de productos (€/ha)	**0,0001(***)**	0,0003	0,0000	**0,0001(***)**	**0,0001(***)**	**0,0001(***)**	**0,0001(***)**	**0,0001(***)**	0,0002
Subvenciones acopladas (€/ha)	-0,0001	-0,0012	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0001	-0,0011
N aportado (kg/ha)	**-0,0004(***)**	-0,0005	-0,0000	**-0,0001(***)**	**-0,0002(***)**	**-0,0003(***)**	**-0,0004(***)**	**-0,0003(***)**	-0,0005
P aportado (kg/ha)	**-0,0001(*)**	-0,0003	-0,0000	-0,0000	**-0,0001(*)**	**-0,0001(***)**	**-0,0001(*)**	**-0,0002(**)**	-0,0004
Gasto en pesticidas (€/ha)	-0,0002	-0,0029	-0,0000	-0,0001	-0,0001	-0,0002	-0,0002	-0,0002	-0,0030
Gasto en semillas (€/ha)	**-0,0002 (**)**	-0,0005	-0,0000	**-0,0001(**)**	**-0,0001 (**)**	**-0,0002(**)**	**-0,0002(**)**	-0,0001	-0,0004
Mano de obra propia (UTA/ha)	**-0,0763(*)**	**-4,147(***)**	**-0,0802(***)**	**-0,0284(**)**	**-0,0443(**)**	**-0,0603(*)**	**-0,0763(*)**	**-0,1568(***)**	**-4,3188(***)**
Mano de obra contratada (UTA/ha)	**-3,476(***)**	10,697	0,1205	**-0,8270(**)**	**-1,710(***)**	**-2,593(***)**	**-3,476(***)**	**-2,044(***)**	20,559
Maquinaria empleada (horas/ha)	**0,0055(***)**	**-0,0372(*)**	**-0,0008(**)**	**0,0012(***)**	**0,0026(***)**	**0,0041(***)**	**0,0055(***)**	**0,0025(**)**	**-0,0418(**)**
Plan de cultivo									
Superficie trigo (%)	-0,0086	0,4011	0,0088	0,0001	-0,0028	-0,0057	-0,0086	0,0236	0,4307
Superficie cebada (%)	-0,0272	0,1034	0,0026	-0,0060	-0,0131	-0,0201	-0,0272	-0,0032	0,1204
Superficie maíz (%)	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)
Superficie alfalfa (%)	**-0,0603(**)**	0,4749	0,0118	-0,0123	**-0,0283(*)**	**-0,0443(**)**	**-0,0603(**)**	-0,0094	0,5440
Superficie girasol (%)	**-0,0589(**)**	0,2039	0,0042	**-0,0140(*)**	**-0,0289(**)**	**-0,0439(**)**	**-0,0589(**)**	-0,0111	0,2296
Superficie remolacha (%)	-0,0455	0,9196	0,0208	-0,0075	-0,0202	-0,0328	-0,0455	-0,0075	0,9835
Superficie barbecho (%)	**-0,0923 (**)**	-0,4925	-0,0039	**-0,0225(*)**	**-0,0457(**)**	**-0,0690(**)**	**-0,0923(**)**	**-0,0799(**)**	-0,5222
N	243	243	243	243	243	243	243	243	243
Log likelihood	379,17	155,11	144,64	685,45	538,80	446,34	379,17	389,73	157,95
LR χ^2	268,09**(***)**	29,96**(**)**	32,28**(***)**	232,73**(***)**	257,66**(***)**	264,83**(***)**	268,09**(***)**	179,20**(***)**	30,32**(**)**
Pseudo-R^2	0,5469	0,0881	0,1256	0,2045	0,3142	0,4218	0,5469	0,2985	0,0876

(***) Coeficiente con p<0,01; (**) Coeficiente con p<0,05; (*) Coeficiente con p<0,1.
(a) Superficie de maíz eliminada de la regresión por problemas de colinealidad.
FUENTE: Elaboración propia.

De los resultados de las dos tablas anteriores, bajo la postura que ya se ha mencionado de cautela ante la interpretación de medidas agregadas, cabe concluir que *la sostenibilidad de las explotaciones se incrementa cuando…*

a) *… aumentan los ingresos por ventas de productos* (coeficientes significativos para todos los ISSA en el secano y los de carácter aditivo en el regadío). Lógicamente, a medida que se incrementan las ventas, las explotaciones son más rentables (sostenibilidad económica) y contribuyen de forma más eficaz a fijar población (sostenibilidad social).

b) *… aumentan las subvenciones agroambientales* (variable significativa para todos los ISSA de secano). Todas las subvenciones agrarias tienden a mejorar la sostenibilidad económica y social de las explotaciones. Sin embargo, las asociadas a programas agroambientales son las únicas que resultan realmente útiles para mejorar el conjunto de sostenibilidad agraria, en la medida que además de sus efectos sobre la rentabilidad privada, producen igualmente un claro beneficio ambiental, dada las exigencias de este tipo que estos programas llevan aparejados (Atance, 2003). En este mismo sentido, cabe destacar como las subvenciones acopladas no resultan ser significativas.

c) *… disminuye el uso de abonos químicos* (coeficientes significativos para los ISSA de carácter aditivo). El signo negativo resultante en las regresiones refleja que el aumento en el uso de estos insumos se traduce en externalidades ambientales negativas que, en términos de valoración de la sostenibilidad, son mayores que los incrementos de rentabilidad derivada de su empleo.

d) *… disminuye la mano de obra, tanto propia como contratada* (variables significativas para todos los ISSA, tanto de secano como de regadío). En este caso, el signo negativo de los correspondientes coeficientes indica que el empleo de mano de obra, a pesar de su contribución a la sostenibilidad social, resulta globalmente negativa en términos de sostenibilidad. Tal circunstancia puede explicarse por la escasa productividad del factor trabajo en los sistemas analizados (subempleo de los titulares de explotación), lo que provoca que, tanto en regadío como en secano, exista una correlación negativa entre mano de obra empleada y rentabilidad.

e) *… aumenta el empleo de maquinaria* (coeficientes significativos para todos los ISSA de regadío y la mayoría de secano). En este sentido, cabe apuntar que el incremento de la mecanización permite mejorar básicamente la sostenibilidad económica,

incrementando igualmente con ello la productividad del trabajo.

Finalmente cabe comentar que los resultados en relación al plan de cultivo apenas son concluyentes, una vez que en el proceso de encuestación se ha primado por diferenciar las prácticas agrarias entre los agricultores con dedicación a los mismos cultivos, por lo que difícilmente puede analizarse la sostenibilidad en base a la superficie asignada a las diferentes alternativas de cultivo.

CONCLUSIONES

CAPÍTULO VII.

CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

CAPÍTULO VII.

CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

A lo largo de este último capítulo se recogen, en un primer apartado, las conclusiones derivadas del presente trabajo y, posteriormente, en el segundo apartado, se señalan las posibles líneas de investigación a desarrollar en el futuro a partir de la presente tesis doctoral.

VII.1. CONCLUSIONES

Como respuesta a los objetivos planteados al inicio de este trabajo, en este apartado se recogen las conclusiones que se desprenden de la investigación realizada. En este sentido cabe destacar que éstas pueden dividirse en conclusiones de carácter metodológico y empírico, tal y como se señala a continuación.

VII.1.1. Conclusiones metodológicas

En relación al marco metodológico empleado, pueden destacarse tres cuestiones básicas a modo de conclusiones:

1ª Conclusión: La metodología propuesta para la evaluación de la sostenibilidad agraria a través de indicadores sintéticos presenta utilidad práctica y posibilidad real de aplicación, en la medida que se basa en las siguientes características deseables, establecidas en línea con lo dictaminado por la actual Estrategia de la UE para el Desarrollo Sostenible (EDS-UE) :

a) Una visión integral de la sostenibilidad agraria, que contempla adecuadamente su triple dimensionalidad (económica, social y ambiental).

b) Un enfoque local, en la medida que la metodología se adapta de forma específica a cada sistema agrario, y considera como unidad de análisis la explotación agraria,

como unidad básica de gestión sobre la cual inciden las diferentes políticas públicas.

c) Una cuidada selección de indicadores de sostenibilidad, realizada sobre la base de un marco metodológico de referencia (Marco SAFE) y de criterios de fiabilidad (directamente relacionados con las presiones e impactos más relevantes de la agricultura en el ámbito de aplicación) y aplicabilidad (possibilidad de cálculo operativo a partir de la información primaria directamente obtenida de los productores agrarios).

d) La agregación de los múltiples indicadores de sostenibilidad en índices (o indicadores sintéticos), a través de los cuales se facilita la comprensión de un concepto complejo como es el de la sostenibilidad agraria, permitiendo a la vez que dicho concepto sea operativo.

e) Un análisis conjunto de diferentes índices de sostenibilidad obtenidos mediante distintas técnicas (combinaciones de diferentes métodos de ponderación y agregación de los indicadores de base), lo cual permite alcanzar resultados más robustos en relación al desempeño sostenible de las explotaciones agrarias.

2ª Conclusión: La evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias a través de la metodología propuesta puede considerarse una herramienta potencialmente útil para los decisores públicos encargados de diseñar y aplicar la política agraria.

Efectivamente, teniendo en cuenta todas las características deseables ya mencionadas, los resultados de los indicadores sintéticos obtenidos a través de la metodología propuesta podrían utilizarse, con la debida cautela necesaria ante medidas agregadas, como elementos de información clave al objeto de apoyar la toma de decisiones públicas encaminadas a la mejora de la 'gobernanza' del sector. Los resultados obtenidos a partir de la aplicación empírica de esta metodología al ámbito de estudio analizado en este trabajo dan buena prueba de ello.

3ª Conclusión : El grado de compensación entre indicadores considerado en cada método de agregación, más que los pesos asignados en la etapa de ponderación, resulta el factor determinante tanto del valor absoluto final de los índices de sostenibilidad cuanto de las ordenaciones de las explotaciones más sostenibles.

En ese sentido, la correcta identificación del grado de compensación que verdaderamente represente el reflejo de las preferencias sociales (con respecto a las dimensiones de la sostenibilidad y también los indicadores de cada dimensión), se

perfila como uno de los elementos clave en los estudios de sostenibilidad agraria, para que los índices calculados puedan finalmente traducirse en pautas-guía de las políticas públicas del sector.

VII.1.2. Conclusiones empíricas

4ª Conclusión : Las conclusiones de carácter empírico que pueden alcanzarse de la investigación realizada están relacionadas con las políticas que cabría aplicar para mejorar la sostenibilidad de los dos sistemas agrarios castellanos y leoneses analizados (los Secanos de las campiñas medias-bajas y los Regadíos del Duero):

a) *Política de estructuras agrarias*. Los resultados han evidenciado cómo en el ámbito de estudio, las explotaciones más sostenibles son aquéllas que tienen una dimensión mediana-grande y están gestionadas por agricultores profesionales, jóvenes, socios de cooperativas y con formación agraria.

   Teniendo en cuenta estas características estructurales, cabe afirmar la necesidad de reforzar las políticas ya existentes de incorporación de jóvenes agricultores, de formación continua agraria y de fomento del cooperativismo al objeto de mejorar la sostenibilidad de los dos sistemas agrarios analizados. Además, dentro del mismo Eje 1 (*aumento de la competitividad de la agricultura*) de actuación del FEADER (Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural), deberían instrumentarse nuevos programas de desarrollo rural orientados a incrementar el tamaño de las explotaciones, fomentando que los agricultores objetivo (jóvenes, profesionales y formados) puedan aumentar la dimensión de sus explotaciones, al menos hasta un límite compatible con el modelo de agricultura familiar (p. ej., hasta un tamaño que requiera 2 UTA para su aprovechamiento).

   En este sentido debería estudiarse la conveniencia de implementar medidas que favorezcan una mayor la movilidad de la tierra, tanto a través de la compra-venta (p. ej., mayores bonificaciones en el impuesto de transmisiones patrimoniales, préstamos subvencionados para adquisición de nuevas tierras, bancos públicos de tierras, etc.) como por arrendamiento (p. ej., incentivos fiscales como las bonificaciones del IBI para los titulares que arrienden sus tierras o una disminución de la presión fiscal para las actividades agrarias desarrolladas en tierras arrendadas). Finalmente, dentro de la política de estructuras, cabría igualmente comentar la posibilidad de favorecer los modelos de explotación más sostenibles a

través de los planes de mejora de explotaciones agrarias. En esta línea deberían reforzarse los criterios de selección de dichos planes en la zona de estudio, de manera que se priorizase la aprobación de aquellos presentados por explotaciones agrarias que demuestren que con la ejecución de tales planes incrementan su sostenibilidad (mejora de las características estructurales relacionadas con ésta).

b) *Política de rentas agrarias*. Esta investigación ha evidenciado que las subvenciones del primer pilar de la PAC (ayudas acopladas y pago único por explotación) no están correlacionadas en la zona de estudio con el desempeño sostenible de sus beneficiarios.

   Este hecho debería llevar a reflexionar sobre los criterios de reparto actuales de tales subvenciones y la conveniencia de reformar este sistema. En este sentido, dentro del marco actual, cabría evaluar la posibilidad de aplicar la condicionalidad y la modulación de las ayudas PAC en función de la valoración de un indicador sintético de sostenibilidad. Así, la aplicación de una condicionalidad reformada podría exigir un valor mínimo del mismo a nivel de explotación para que sus titulares pudiesen recibir estas ayudas públicas. Igualmente, dicho valor del índice de sostenibilidad podría servir como criterio modulador del nivel de apoyo a los productores. Así, la cuantía de las subvenciones finalmente a percibir por estos se establecería como un porcentaje variable del nivel máximo establecido, porcentaje que se determinaría, por ejemplo, en función del valor del indicador sintético de sostenibilidad agraria (ISSA) de la explotación.

c) *Política de desarrollo rural y contratos territoriales*. La nueva Ley para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural en vigor desde 2007 ha creado los 'contratos territoriales' como un nuevo instrumento político. Este instrumento permite la formalización de contratos entre los agricultores y las administraciones públicas, por los cuales los productores se comprometen a proporcionar una serie de bienes públicos (ambientales y sociales) a cambio de una contraprestación económica (véase Gafsi *et al*., 2006). En este sentido, en la concreción del articulado de estos contratos, con la debida cautela necesaria ante medidas agregadas, podría considerarse igualmente como exigencia a los productores unos niveles mínimos de un indicador sintético de sostenibilidad socio-ambiental, como elemento cuantificador de la provisión de bienes públicos. Asimismo cabría la posibilidad de favorecer la suscripción de estos contratos por parte de las explotaciones con estructuras (dimensión y características de los titulares) más sostenibles, a través de la aplicación de unos criterios priorizadores adecuados a la hora de asignar

estos contratos.

5ª Conclusión: La aplicación de un ISSA en todos los instrumentos anteriores tendría como mayor inconveniente práctico la documentación oficial de su cálculo para cada explotación individual. En este sentido podría valorarse que estos cálculos fuesen parte integrante de los informes de asesoramiento, establecidos por la normativa europea tras la reforma de la PAC de 2003. Estos informes hasta la fecha son voluntarios para los agricultores, pero en el futuro podrían exigirse a cualquier productor que solicitase ayudas públicas. En este caso, el valor de estos índices calculado por las empresas auditoras externas durante la elaboración de dichos informes podría tener valor documental frente a la administración al objeto de poder certificar la valoración individualizada de dicho ISSA.

VII.2. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

En lo que respecta a las líneas de investigación que pueden desarrollarse en el futuro a partir del presente trabajo, cabe diferenciar entre aquéllas relacionadas con el ámbito metodológico y aquéllas vinculadas a la aplicación empírica.

VII.2.1. Líneas de investigación metodológicas

1ª Línea de Investigación: Nuevas metodologías de construcción de índices.

En este trabajo se ha primado por conjugar distintas técnicas alternativas de *ponderación* (positivas y normativas) y *agregación* (compensación *total*, *parcial* o *nula* entre indicadores) en la construcción de indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria. De ese modo, ha sido posible realizar un análisis comparativo de los resultados alcanzados por las nueve metodologías de sintetización propuestas. En ese sentido, en el futuro, podría plantearse el análisis de la sostenibilidad comparándóse otros enfoques que empleen técnicas de ponderación y agregación distintas de las seleccionadas en este trabajo. Entre los métodos de asignación de pesos, podrían adoptarse la distancia P2 (Trapero, 1977) y el análisis de la envolvente de datos (Charnes *et al*., 1978), como representantes de las técnicas positivas, o distintos métodos multicriterio entre las técnicas normativas. En lo que respeta a las *formas funcionales* para la agregación, podrían emplearse el método de agregación de conjuntos difusos (ACD), originalmente adoptado por Sauvenier *et al*. (2006) para

el Marco SAFE, o también técnicas multicritério no compensatórias (funciones lineales y no lineales) como alternativas para testar la *compensación nula*.

En esta misma línea cabe señalar de cara a futuras investigaciones el interés potencial que podría tener el cálculo de un nuevo índice de sostenibilidad sobre la base de un conjunto de indicadores sintéticos obtenidos a partir de diferentes métodos, al objeto de alcanzar resultados más consistentes de cara a la orientación de la acción política.

2ª Línea de Investigación: Grado de compensación entre indicadores

La comparación de los resultados de las aplicaciones empíricas realizadas en este trabajo ha evidenciado cómo, más que por los pesos asignados, la diversidad de resultados viene determinada especialmente por el grado de compensación entre indicadores que se considera en cada método, pareciendo aconsejable optar por técnicas que permitan una compensación parcial (en sentido débil) entre indicadores. No obstante, el grado de compensación entre indicadores deriva de las preferencias sociales, que a su vez varían en función del ámbito geográfico y temporal de análisis. En ese sentido, la identificación del grado de compensación (valor del parámetro de compensación λ) más adecuado sigue siendo un tema a discutir, sobre el cual debe incidirse igualmente en futuras investigaciones.

3ª Línea de Investigación: Asignación de pesos

Si se acepta el concepto de sostenibilidad como una construcción social, cambiante en función de las demandas de la ciudadanía (específicas para cada ámbito geográfico y temporal), parece necesario introducir en este tipo de análisis las correspondientes preferencias sociales (consideración normativa de los pesos asignados a cada indicador). Sólo así el índice de sostenibilidad tendrá en consideración las tasas de intercambio entre los objetivos económicos, sociales y ambientales que se consideran socialmente aceptables. En ese sentido, los procedimientos multicriterio de estimación de pesos, así como los decisores responsables de concretarlos siguen siendo temas abiertos a debate. La propuesta realizada en este trabajo (pesos de las dimensiones de la sostenibilidad otorgados por el conjunto de la ciudadanía y pesos de los indicadores concretados por expertos) debe considerarse tan sólo como un punto de partida para futuras investigaciones.

4ª Línea de Investigación: Selección de indicadores de sostenibilidad

Con respecto a los indicadores utilizados en este trabajo, conviene destacar

nuevamente su utilidad en la toma de decisiones políticas. No obstante, para una toma de decisiones más adecuada, sería conveniente que el proceso de selección de indicadores primara por la participación de la sociedad, en la medida que la sostenibilidad se entiende como una contrucción social. En el futuro, para adecuar el conjunto de indicadores seleccionado a las características espacio-temporales del ámbito de análisis, el proceso *bottom up* de selección de indicadores debería ser contemplado como una alternativa válida, tal y como sugieren los marcos de referencia CIFOR, MESMIS o incluso el mismo SAFE.

VII.2.2. Líneas de investigación empíricas

5ª Línea de Investigación: Transferencia de los resultados a otras zonas de estudio

Para terminar, cabría hacer un comentario sobre la posibilidad de transferencia de beneficios que se puede realizar a partir de los resultados empíricos obtenidos de esta investigación. En este sentido cabe afirmar que los resultados alcanzados para los dos sistemas agrarios de Castilla y León analizados (los Secanos de las campiñas medias-bajas y los Regadíos del Duero) presentan un elevado grado de similitud. Además, es importante destacar que estas coincidencias están plenamente corroboradas en el plano teórico y empírico por la literatura existente, con trabajos que soportan, desde otros enfoques metodológicos, estos mismos resultados. Ambas circunstancias llevan a pensar que los elementos estructurales que determinan la sostenibilidad de las explotaciones son, en buena medida, horizontales para cualquier sistema agrario.

En cualquier caso, en investigaciones futuras, la extrapolación de resultados a otros tipos de agricultura debe realizarse con prudencia. Efectivamente, como se señalaba en la introducción, la sostenibilidad debe entenderse como una construcción social, que requiere una cuantificación específica para cada lugar y para cada momento. En este sentido sería recomendable el empleo de la metodología de análisis de la sostenibilidad agraria mediante indicadores sintéticos propuesta en este trabajo para obtener nuevas evidencias empíricas en otros sistemas agrarios diferenciados, al objeto de poder analizar estas particularidades espacio-temporales.

BIBLIOGRAFÍA Y ANEXOS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROSEGURO - Agrupación Española de Entidades Aseguradoras de los Seguros Agrarios Combinados, S.A. (2007a): *Normas de contratación. Línea de seguro – Cereales de invierno, Código 006*. AGROSEGURO S.A, Madrid.

AGROSEGURO - Agrupación Española de Entidades Aseguradoras de los Seguros Agrarios Combinados, S.A. (2007b): *Normas de contratación. Línea de seguro – Seguro de rendimientos, Código 118*. AGROSEGURO S.A, Madrid.

AGUARÓN, J. y MORENO-JIMÉNEZ, J.M. (2000): "Stability intervals in the analytic hierarchy process". *European Journal of Operational Research*, 125: 114-133.

AGUILAR, I.; GÓMEZ, I. y GUTIÉRREZ, N. (1997): "Algunos aspectos económicos del desarrollo sostenible". En: HOEFLICH, E.C.E.; CANO, G.C.; CUEVAS, R.A.G y MARTÍNEZ, E.V. (Eds.), *Ciencia ambiental y desarrollo sostenible*. Thomson, México-DF, pp. 527-538.

ALTIERI, M.A. (1987): Agroecology: the scientific basis of alternative agriculture. Westview Press, Boulder-CO (USA).

ALTIERI, M.A. (1999): "Applying agroecology to enhance the productivity of peasant farming systems in Latin America". *Environment, Development and Sustainability*, 1(3-4): 197-217.

ALVAREZ, A. y ARIAS, C. (2004): "Technical efficiency and farm size: a conditional analysis". *Agricultural Economics*, 30(3): 241-250.

ÁLVAREZ-ARENAS, M.B. (2008): "Presentación y difusión de indicadores". Documento de apoyo. Curso Avanzado de Indicadores agroambientales y de desarrollo como herramienta de apoyo a la gestión sostenible del medio rural. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza, 14-18 Abril, Zaragoza.

ANAND, S. y SEN, A. (1994): "Sustainable human development: concepts and priorities". *Occasional Paper No. 8*, United Nations Development Programme, New York.

ANAND, S. y SEN, A. (2000): "Human development and economic sustainability". *World Development*, 28(12): 2029-2049.

ANDREOLI, M. y TELARINI, V. (2000): "Farm sustainability evaluation: methodology and practice". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77(1): 43-52.

ANTEQUERA, J. (2005): *El potencial de sostenibilidad de los asentamientos humanos*. Cátedra UNESCO de la Universidad Politécnica de Barcelona, Barcelona.

ARROYOS, C. (2007): *Desarrollo rural sostenible en la UE*. Mundi-Prensa y Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

ARSHAD, M.A. y MARTIN, S. (2002): "Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88(2): 153-160.

ATANCE, I. (2003): "Las ayudas agroambientales como instrumento único de intervención en sistemas productivos de alto valor medioambiental". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 198: 75-98.

ATANCE, I.; GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y BARREIRO, J. (2006): "El reto de la multifuncionalidad agraria: Oferta de bienes privados y públicos en el Sur de Palencia". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 210: 155-200.

AUERBACH, A.J. (1982): "The index of leading indicators: measurement without theory thirty-five years later". *Review of Economic and Statistics*, 64: 589-595.

BAELEMANS, A. y MUYS, B. (1998): "A critical evaluation of environmental assessment tools for sustainable forest management". En: CEUTERICK, D. (Ed.), *Proceedings of the International Conference on Life Cycle Assessment in Agriculture, Agro-Industry and Forestry*. Vlaamse Instelling voor Technologisch (VITO), Brussels. pp. 65-75.

BAKER, S. (1997): *The politics of sustainable development: theory, policy, and practice within the European Union*. Taylor & Francis, London.

BARBA-ROMERO, S. y POMEROL, J.C. (1997): *Decisiones multicriterio: fundamentos teóricos y utilización práctica*. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.

BARCENA, I.; IBARRA, P. y ZUBIAGA, M. (2000): *Desarrollo sostenible: un concepto polémico*. Universidad del País Vasco, Bilbao.

BAZZANI, G.M.; VIAGGI, D.; BERBEL J.; LÓPEZ, M.J. y GUTIÉRREZ, C. (2004): "A methodology for the analysis of irrigated farming in Europe". En: BERBEL, J. y GUTIÉRREZ, C. (Eds.), *Sustainability of European Agriculture under Water Framework Directive and Agenda 2000*. European Commission, Brussels. pp. 49-66.

BELL, S. y MORSE, S. (2008): *Sustainability indicators: measuring the immeasurable?* Earthscan Publications, London.

BERMEJO, R. (2000): "Acerca de dos visiones antagónicas de la sostenibilidad". En: BARCENA, I.; IBARRA, P. y ZUBIAGA, M. (Eds.), *Desarrollo sostenible: un concepto polémico*. Universidad del País Vasco, Bilbao, pp. 67-103.

BERMEJO, R. (2001): *Economía sostenible: principios, conceptos e instrumentos*. Bakeaz, Bilbao.

BLAIKIE, P. y BROOKFIELD, H. (1987): *Land degradation and society*. Methuen, London.

BOCKSTALLER, C.; GIRARDIN, P. y van der VERF, H.M. (1997): "Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems". *European Journal of Agronomy*, 7(1-3): 261-270.

BÖHRINGER, C. y JOCHEM, P. (2007): "Measuring the immeasurable. A survey of sustainability indices". *Ecological Economics*, 63(1): 1-8.

BOIXADERA, J. (2001): *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Universidad de Lleida, Lleida.

BOSSEL, H. (1999): *Indicators for sustainable development: theory, method, applications*. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg (Canada).

BOSSEL, H. (2001): "Assessing viability and sustainability: a systems-based approach for deriving comprehensive indicator sets". *Conservation Ecology*, 5(2): 1-12.

BOUYSSOU, D (1986): "Noncompensatory and generalized noncompensatory preference structures". *European Journal of Operational Research*, 26(1): 150-160.

BOUYSSOU, D y VANSNICK, J.C. (1986): "Noncompensatory and generalized noncompensatory preference structures". *Theory and Decision*, 21(3): 251-266.

BRIZ, J (2004): Evaluación del bienestar y naturación urbanos. En: BRIZ, J. (Ed.), *Naturación urbana: cubiertas ecológicas y mejora medioambiental*. Mundi-Prensa, Madrid, pp.63-80.

BRYSON, N. (1995): "A goal programming method for generating priority vectors". *Journal of the Operational Research Society*, 46: 641-648.

BURNS, A.F. y MITCHELL, W.C. (1946): *Measuring Business Cycles*. National Bureau of Economics Research, New York.

CAILAS, M.D.; KERZEE, R.G.; BING-CANAR, J.; MENSAH, E.EK. ; CROKE, K.G. y SWAGER, R.S. (1996): "An indicator of solid waste generation potential for Illinoise using principal component analysis and geographic information systems". *Journal of the Air and Waste Management Association*, 46: 414-419.

CAMARERO, L. (1993): *Del éxodo rural y del éxodo urbano: ocaso y renacimiento de los asentamientos rurales en España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

CARATTI, P.; RAVETZ, J.; ÁLVAREZ, M. y SCHADE, W. (2005): "Bringing sustainable development vision into evaluation practice: a flexible framework toolkit for assessing and benchmarking sustainability performance of European regions". EASY-ECO Conference, Research Institute for Managing Sustainability, 15-17 Junio, Manchester.

CASTRO, J.M. (2002): "Indicadores de desarrollo sostenible urbano. Una aplicación para Andalucía". *Tesis Doctoral*. Universidad de Málaga, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Málaga.

CATTELL, R.B. (1965): "Factor analysis: an introduction to essentials". *Biometrics*, 21: 190-215.

CE - Comisión Europea (1998): *Colaboración para la integración - una estrategia para la integración del medio ambiente en las políticas de la Unión Europea*. DCOM 1998/ 333 Final - 27/5/1998. Comisión Europea, Bruselas.

CE - Comisión Europea (2000): *Indicadores para la integración de las consideraciones medioambientales en la política agrícola común*. DCOM 2000/20 Final - 26/1/2000, Comisión Europea, Bruselas.

CE - Comisión Europea (2001a): *Información estadística necesaria para los indicadores de seguimiento de la integración de las consideraciones medioambientales de la Política Agraria Común*. DCOM 2001/144 Final - 20/3/2001, Comisión Europea, Bruselas.

CE - Comisión Europea (2001b): *Summary innovation index*. Comisión Europea, Bruselas.

CHARNES, A.; COOPER, W. y RHODES, E. (1978): "Measuring the efficiency of decision making unit". *European Journal of Operation Research*, 2: 429–444.

CIFOR - Center for International Forestry Research (1999): *The Criteria & Indicators Toolbox Series*. Center for International Forestry Research, Jakarta.

CLAVERIAS, R. (2000): "Metodología para construir indicadores de impacto". *Boletín Agroecológico*, 11(67): 1-19.

COBB, C. y HALSTED, T. (1994): *The genuine progress indicator: summary of data and methodology*. Redefinig Progress Institute, San Francisco.

COLOM GORGUES, A.; BERGA MONGE, A y SÁEZ OLIVITO, E. (2001): La agricultura ecológica europea como estrategia de seguridad alimentaria respetuosa con el medio ambiente. *Revista de Desarrollo Rural y Cooperativismo Agrario*, 5: 61-86.

CONSTANZA, R. y DALY, H.E. (1992): Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, 6(1): 37-46.

CONWAY, G.R. (1985): "Agroecosystems analysis". *Agricultural Administration*, 20: 31-55.

CONWAY, G.R. (1994): "Sustainability in agricultural development: trade-offs between productivity, stability and equitability". *Journal for Farming Systems Research-Extension*, 4(2): 1-14.

CONWAY, G.R. y BARBIER, E.B. (1990): *After the green revolution: sustainable agriculture for development*. Earthscan, London.

CORNELISSEN, A.M.G.; van den BERG J.; KOOPS, W.J.; GROSSMAN, M. y UDO, H.M.J. (2001): "Assessment of the contribution of sustainability indicators to sustainable development: a novel approach using fuzzy set theory". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86(2): 173-185.

CSIC - Consejo Superior de Investigaciones Científicas (2009): SEIS.net (Sistema Español de Información de Suelos). *Atlas digital de comarcas de suelos*. [En línea]. < http://www.microleis.com/mimam/seisnet.htm> Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España. [Consulta: 15 de Febrero de 2009]

DALY, H. y COBB, J. (1989): *For the Common Good*. Beacon Press, Boston.

DALY, H.E. (1990): "Toward some operational principles of sustainable development". *Ecological economics*, 2(1): 1-6.

DALY, H.E. (1992): *Steady-state economics*. Earthscan, London.

de ANGELIS, A. (2002): *Towards a sustainable agriculture and rural development agri-environmental indicators as elements of an information system for policy evaluation*. Agriculture Directorate-General (European Commission), Brussels.

de CAMINO, V.R y MÜLLER, S. (1993): "Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales. Bases para establecer indicadores". *Serie Documentos de Programas, No. 38*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) y Ministerio Federal Alemán de Cooperación Económica (GTZ), San José (Costa Rica).

de GROOT, R.; WILSON, M. y BOUMANS, R. (2002): "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services". *Ecological Economics*, 41(3): 393- 408.

DEBREU, G. (1960): "Topological methods in cardinal utility theory". En: ARROW, K.J.; KARLIN, S. y SUPPES, P. (Eds.), *Mathematical methods in social sciences*. Stanford University Press, Stanford.

DECRETO 109/1998 de la Junta de Castilla y León, de 11 de Junio, por el que se designan las zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes de origen agrícola y ganadero y se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias (BOCYL - Boletín Oficial de Castilla y León, núm. 112, de 16 de Junio 1998)

DELBAERE, B. (2002): *Environmental Risk Assessment for European Agriculture (ENRISK)*. European Centre for Nature Conservation, Tilburg (The Netherlands).

DGEJCyL - Dirección General de Estadística de la Junta de Castilla y León (2009): *Datos demográficos del Sistema de Información Estadística*: [en línea] < http://www.jcyl.es/sie/> Junta de castilla y León, España. [Consulta: 15 de Abril de 2009].

DHAKAL, S. (2002): *Report on Indicator related research for Kitakyushu Initiative*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) - Ministry of the Environment, Tokyo.

DIA - DEPARTAMENTO INTERUNIVERSITARIO DE ECOLOGÍA (2003): *Programa piloto de acciones de conservación de la biodiversidad en sistemas ambientales con usos agrarios en el marco del desarrollo rural*. Universidad Autónoma de Madrid y Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

DÍAZ-BALTEIRO, I. y ROMERO, C. (2004a): "In search of natural systems sustainability index". *Ecological Economics*, 49(3): 401-405.

DÍAZ-BALTEIRO, I. y ROMERO, C. (2004b): "Sustainability of forest management plans: a discrete goal programming approach". *Journal of Environmental Management*, 71(4): 351-359.

DOLAN, P.; GUDEX, C.; KIND, P. y WILLIAMS, A. (1996): "Valuing health states: a comparison of methods". *Journal of Health Economics*, 15: 209-231.

DOUGLASS, G.K. (1984): "The meanings of agricultural sustainability". En: DOUGLASS, G.K. (Ed.), *Agricultural sustainability in a changing world order*. Westview Press, Boulder-CO (USA), pp. 3-29.

DUKE, J.M. y AULL-HYDE, R. (2002): "Identifying public preferences for land preservation using the analytic hierarchy process". *Ecological Economics*, 42: 131-145.

EBERT, U. y WELSCH, H. (2004) "Meaningful environmental indices: a social choice approach". *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(2): 270-283.

EDWARDS, W. (1977): "How to use multiattribute utility measurement for social decision making". *IEEE Transactions on Systems Man and Cybernetics*, 7(5): 326-340.

EEA - European Environment Agency (1995): *Europe's Environment: the Dobris Assessment*. European Environment Agency, Copenhagen.

EEA - European Environment Agency (2005): *Agriculture and environment in EU-15 - the IRENA indicator report*. Report No. 6/2005. European Environment Agency, Copenhagen.

EEA - European Environment Agency (2006): *Integration of environment into EU agriculture policy—the IRENA indicator-based assessment report*. Report No. 2/2006. European Environment Agency, Copenhagen.

EHRLICH, P.R y HOLDREN, J.P. (1971): "Impact of population growth". *Science*, 171: 1212-1217.

ENESA - Entidad Estatal de Seguros Agrarios (2008): *Plan de seguros agrarios 2008*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

ESTY, D.C.; LEVY, M.A.; SREBOTNJAK, T y SHERBININ, A. de (2005): *2005 Environmental Sustainability Index: benckmarking national environmental stewardship*. Yale Center for Environmental Law and Policy, New Haven-CT (USA).

EUROSTAT – Statistical Office of the European Communities (2001): *Measuring progress towards a more sustainable Europe: proposed indicators for sustainable development*. European Communities, Luxembourg.

EUROSTAT – Statistical Office of the European Communities (2007): *Measuring progress towards a more sustainable Europe: 2007 monitoring report of the EU sustainable development strategy*. European Communities, Luxembourg.

FAUCHEUX, S. y O´CONNOR, M. (1998): "Energy measures and their uses". En: FAUCHEUX, S. y O´CONNOR, M. (Eds.), *Valuation for sustainable development. Methods and policy indicators (Advances in Ecological Economics)*. Edward Elgar, Cheltenham (UK), pp. 121-166.

FERNÁNDEZ, A.; PAREJO, J. A. y RODRÍGUEZ, L. (2006): *Política económica*. MacGraw-Hill. Madrid.

FERNÁNDEZ, M.; GONZÁLEZ LAXE, F. y MARTÍN-PALMERO, F. (2003): "Evaluación de las políticas de desarrollo sostenible a través de índices sintéticos globales: diseño y aplicación a las comunidades autónomas españolas". III Congreso de la Sociedad Española de Evaluación, 12-14 Noviembre, Jérez.

FICHTNER, J. (1986): "On deriving priority vectors from matrices of pairwise comparisons". *Socio-Economic Planning Science*, 20: 341-345.

FIDALGO, J.A.B; SANTAMARTA, P.P. y MARTÍNEZ, M.S.C. (2005): *Consumos energéticos en las operaciones agrícolas en España*. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), Madrid.

FINCK, A. (1985): *Fertilizantes y fertilización*. Reverte, Barcelona.

FORMAN, E. y PENIWATI, K. (1998): "Aggregating individuals judgements and priorities with the Analytic Hierarchy Process". *European Journal of Operational Research*, 108(1): 165-169.

FRANCO, F. y MANERO, F. (2002): "Valoración global y perspectivas de futuro". En: BLANCO, A. (Ed.), *Envejecimiento y mundo rural en Castilla y León*. Estudios de la Fundación Encuentro, Madrid.

FREUDENBERG, M. (2003): *Composite indicators of country performance: a critical assessment*. OECD Science, Technology and Industry Working Papers, 2003/16. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD), París.

FUNTOWICZ, S.O. y RAVETZ, J.R. (1990): *Uncertainty and quality in science for policy*. Kluwer, Dordrecht (The Netherlands).

GAFSI, M.; LEGAGNEUX, B.; NGUYEN, G. y ROBIN, P. (2006): "Towards sustainable farming systems: Effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture". *Agricultural Systems*, 90(1-3): 226-242.

GALLOPÍN, G.C. (1997): "Indicators and their use: information for decision making". En: MOLDAN, B. y BILLHARTZ, S. (Eds.), *Sustainability indicators: report of the project on indicators of sustainable development*. Scope y Wiley and Sons, Chichester (UK), pp. 13-27.

GAMEDA, S. y DUMANSKI, J. (1994): *Framework for evaluation of sustainable land management: case studies of two refrained cereal-livestock land use systems in*

Canada. 15th World Congress of Soil Science, International Society of Soil Science, 10-16 July, Acapulco (Mexico).

GAMEDA, S.; DUMANSKI, J. y ACTON, D. (1997): "Farm level indicators of sustainable land management for the development of decision support systems". International Conference on Geo-Information for Sustainable Land Management, International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITEC), 17-21 August, Enschede (The Netherlands).

GARCÍA ÁLVAREZ-COQUE, J.M.; ATANCE, I.; BARCO, E.; BENITO, I.; COMPÉS, R. y LANGREO, A. (2006): *La Reforma de la Política Agraria Común*. Eumedia y Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

GARCÍA, C.G. (1984a): *Abonos orgánicos I. Orgánicos y organo-minerales: catálogo general de Productos*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

GARCÍA, C.G. (1984b): *Abonos orgánicos IV. Compost: catálogo general de Productos*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

GIAMPIETRO, M. (1997): "Socioeconomic pressure, demographic pressure, environmental loading and technological changes in agriculture". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 65(3): 201-229.

GIRARDIN P.; BOCKSTALLER, C. y van der WERF, H. (2000): "Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method". *Environmental Impact Assessment Review*, 20(2): 227-239.

GOLDEN, B.; WASIL, E. y HARKER, P. (1989): *The Analytic Hierarchy Process: applications and studies*. Springer-Verlag, Berlín.

GOMEZ, A.A.; NELLY, D.E; SYERS, J.K. y COUGHLAN, K.J. (1996): "Measuring sustainability of agricultural systems at the farm level". En: DORAN, J.W. y JONES, A.J. (Eds.), *Methods for assessing soil quality.* Soil Science Society of America (SSSA), Madison-WI (USA), pp. 401-409.

GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y ATANCE, I. (2004): "Identification of public objectives related to agricultural sector support". *Journal of Policy Modeling*, 26(8-9): 1045-1071.

GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y RIESGO, L. (2008) "Diseños alternativos para un índice de sostenibilidad agrícola: El caso de la agricultura de regadío del Duero". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 219: 135-180.

GONZÁLEZ DE MOLINA, N. y SEVILLA GUZMÁN, E. (1992): "Una propuesta de diálogo entre socialismo y ecología: el neopopulismo ecológico". *Ecología Política*, 3: 121-135.

GREENE, W.H. (2008): *Econometric analysis*. Prentice Hall, New Cork.

HAJKOWICZ, S. (2006): "Multi-attributed environmental index construction". *Ecological Economics*, 57(1): 122-139.

HAMBLIN, A. (1992): "How do we know when agricultural systems are sustainable?" En: HAMBLIN, A. (Ed.), *Environmental Indicators for Sustainable Agriculture. Report on a National Workshop 28-29 November, 1991*. Grains Research Corporation, Canberra, pp. 1-90.

HAMBLIN, A.; YOUNG, A.; DUMANSKI , J. y PIERI, C. (1996): *Land Quality Indicators*. World Bank Discussion Paper, No. 315. World Bank, Washington.

HANSEN, J.W. (1996): "Is agricultural sustainability a useful concept?". *Agricultural Systems*, 50(2): 117-143.

HANSEN, J.W. y JONES, J.W. (1996): "A systems framework for characterizing farm sustainability". *Agricultural Systems*, 51(2): 185-201.

HARDI, P. y ZDAN, T. (1997): *Assessing sustainable development: principles in practice*. International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg (Canada).

HARRINGTON, L.W. (1992): "Measuring sustainability: issues and alternatives". *Journal of Farming Systems Research-Extension*, 3(1): 1-20.

HART, R.D. (1984): *The effect of interlevel hierarchical system communication on agricultural system input-output relationships*. Options Mediterraneennes Séries Etudes, No. 1984-I, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza, Zaragoza.

HARTWICK, J. (1977): "Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible Resources". *American Economic Review*, 67(5): 972-974.

HARTWICK, J. (1978): "Substitution among exhaustible resources and intergenerational equity". *Review of Economic Studies*, 45(2): 347-354.

HEDIGER, W. (1999): "Reconciling 'weak' and 'strong' sustainability". *International Journal of Social Economics*, 26 (7/8/9): 1120-1143.

HELFAND, S.M. y EDWARD, S.L. (2004): "Farm Size and the Determinants of Productive Efficiency in the Brazilian Center-West". *Agricultural Economics*, 31(2–3): 241-249.

HERMY, M. y CORNELIS J. (2000): "Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks". *Landscape and Urban Planning*, 49(3-4): 149-162.

HILDEBRAND, P.E. (1990): "Agronomy's role in sustainable agriculture: integrated farming systems". *Journal of Production Agriculture*, 3: 285-288.

HOLTEN-ANDERSEN, J.; PAALBY, H.; CHRISTENSEN, N.; WIER, M. y ANDERSEN, F.M. (1995): *Recommendations on strategies for integrated assessment of broad environmental problems*. National Environmental Research Institute (NERI), Copenhagen.

HOLVOET, B. y MUYS, B. (2004): "Sustainable forest management worldwide: a comparative assessment of standards". *International Forestry Review*, 6 (2): 99-122.

HOTELLING, H. (1931): "The economics of exhaustible resources", *Journal of Political Economy*, 39 (2): 137-175.

HOWARTH, R.B. y NORGAARD, R.B. (1993): "Intergenerational transfers and the social discount rate". *Environment and Natural Resources Economics*, 3(4): 337-358.

HUETING, R. y BOSCH, P. (1990): "On the correction on national income for environmental losses". *Statistical Journal of the United Nations*, 7: 75-83.

HUETING, R. y REIJNDERS, L. (2004): "Broad sustainability contra sustainability: the proper construction of sustainability indicators". *Ecological Economics*, 50(3-4): 249-260.

HYMANS, S.H. (1973): "On the use of leading indicators to predict cyclical turning points". *Brookings Papers on Economic Activity*, 2: 329-284.

IDAE - Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (2006a): *Ahorro, eficiencia energética y estructura de la explotación agrícola*. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), Madrid.

IDAE - Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (2006b): *Ahorro, eficiencia energética y sistemas de laboreo agrícola*. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), Madrid.

INE - Instituto Nacional de Estadística (1991): *Censo Agrario de 1989. Encuestas sobre la estructura de las explotaciones agrícolas*. Instituto Nacional de Estadística, Madrid.

INE - Instituto Nacional de Estadística (1994): *Sistema de indicadores cíclicos de le economía española: metodología e índices sintéticos de adelanto, coincidencia y retraso*. Instituto Nacional de Estadística, Madrid.

INE - Instituto Nacional de Estadística (2001): *Censo Agrario 1999. Encuestas sobre la estructura de las explotaciones agrícolas*. Instituto Nacional de Estadística, Madrid.

INRA - Institut Nacional de la Recherche Agronomique (1990): *Alimentación de bovinos, ovinos e caprinos*. Mundi-Prensa, Madrid.

INRA - Institut Nacional de la Recherche Agronomique (2004): *Tablas de composición y del valor nutritivo de las materias primas destinadas a los animales de interés ganadero*. Mundi-Prensa, Madrid.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, PNUMA - Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y WWF - World Wide Fund for Nature (1980): *World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland (Switzerland).

IZAC, A-M.N. (1993): "Ecological-economic assessment of soil management practices for sustainable land use in tropical countries". En: GREENLAND, D.J. y SZALBOLCS, I. (Eds.), *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, London, pp.77-93.

IZAC, A-M.N. y SWIFT, M.J. (1994): "On Agricultural Sustainability and its Measurement in Small-Scale Farming in sub-Saharan Agriculture". *Ecological Economics*, 11 (2): 105-125.

JACOBS, R.; SMITH, P. y GODDARD, M. (2004): *Measuring performance: an examination of composite performance indicators*. CHE Technical Paper Series, No. 29. Centre for Health Economics (CHE) - University of York, York (UK).

JAMISON, D.T. y LAU, L.J. (1982): *Farmer education and farm efficiency*. World Bank-Johns Hopkins University Press, Baltimore (USA).

JESINGHAUS, J. (1999): *Indicators for Decision-Making*. Joint Research Center - European Commission, Ispra (Italy).

JIMÉNEZ, E.U. (1995): *Análisis de datos. Series temporales y análisis multivariante*. Editorial A.C., Madrid.

JODHA, N.S. (1990): "Mountain agriculture: the search for sustainability". *Journal for Farming Systems Research-Extension*, 1(1): 55-75.

JOLLANDS, N.; LERMIT, J. y PATTERSON, M. (2004): "Aggregate eco-efficiency indices for New Zealand - a principal components analysis". *Journal of Environmental Management*, 73(4): 293-305.

JOLLIFFE, I.T. (1986): *Principal Components Analysis*. Springer-Verlag, New York.

KAISER, H.F. (1958): "The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis". *Psychometrika*, 23: 187-200.

KALLAS, Z.; GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y ARRIAZA, M. (2007a): "Are citizens willing to pay for agricultural multifunctionality?". *Agricultural Economics*, 36(3): 405-419.

KALLAS, Z.; GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y BARREIRO, J. (2007b): "Decomposing the value of agricultural multifunctionality: Combining contingent valuation and the analytical hierarchy process". *Journal of Agricultural Economics*, 58(2): 218-241.

KAMMERBAUER, J. (2001): "Las dimensiones de la sostenibilidad: fundamentos ecológicos, modelos paradigmáticos y senderos". *Interciencia*, 26(8): 353-359.

KAMMERBAUER, J.; CÓRDOBA, B.; ESCOLAÚ, R.; FLORES, S.; RAMÍREZ, V. y ZELDÓN, J. (2001): "Identification of development indicators in tropical mountainous regions and some implicattions for natural resource policy designs: an integrated community case study". *Ecological Economics*, 36: 45-60.

KARAGIANNIS, G. y SARRIS, A. (2005): "Measuring and explaining scale efficiency with the parametric approach: the case of Greek tobacco growers". *Agricultural Economics*, 33(3): 441-451.

KATES, R.W.; CLARK, W.C.; CORELL, R.; HALL, J.M.; JAEGER, C.C.; LOWE, I.; McCARTHY, J.J.; SCHELLNHUBER, H.J.; BOLIN, B; DICKSON, N.M.; FAUCHEUX, S.; GALLOPIN, G.C.; GRÜBLER, A.; HUNTLEY, B.; JÄGER, J.; JODHA, N.S.; KASPERSON, R.E.; MABOGUNJE, A.;MATSON, P.M.; MOONEY, H.; MOORE III, B.; O'RIORDAN, T.; y SVEDIN, U. (2001): "Environment and development: sustainability science". *Science*, 292: 641–642.

KEENEY, R.L. y RAIFFA, H. (1976): *Decisions with multiple objectives: preferences and value trade-offs*. Wiley, New York.

KIDD, C.V. (1992): "The evolution of sustainability", *Journal of Agriculture & Environmental Ethics*, 15(1): 1-26.

KLINE, P. (1994): *An Easy Guide to Factor Analysis*. Routledge, London.

KRANTZ, D.H.; LUCE, R.D.; SUPPES, P. y TVERSKY, A. (1971): *Foundations of measurement, Vol. 1, Additive and polynomial representations*. Academic Press, New York.

KUIK, O.J. y GILBERT, A.J. (1999): Indicators of sustainable development. En: van den BERGH, J.C.J.M. (Ed.), *Handbook of environmental and resource economics*. Edward Elgar, Cheltenham (UK), pp. 722-730.

KUMBHAKAR, S.C.; BISWAS, B. y BAILEY, D.V. (1989): "A study of economic efficiency of Utah dairy farmers: a system approach". *The review of Economics and Statistics*, 71: 595-604.

LAHIRI, W. y MOORE, S. (1991): *Leading economic indicators: new approaches and forecasting records*. Cambridge University Press, New York.

LAININEN, P. y HÄMÄLÄINEN, R.P. (2003): "Analyzing AHP-matrices by regression". *European Journal of Operational Research*, 148: 514-524.

LAMMERTS van BUEREN, F. y BLOM, F. (1997): *Hierarchical Framework for the Formulation for Sustainable Forest Management Standards: Principles, Criteria and Indicators*. Tropenbos Foundation, Wageningen.

LATHAM, M. (1994): "Application of the framework for evaluating sustainable land management and further developments". 15th World Congress of Soil Science, International Society of Soil Science, 10-16 July, Acapulco (Mexico).

LEHTONEN, M. (2004): "The environmental social interface of sustainable development: capabilities, social capital, institutions". *Ecological Economics*, 49(2): 199-214.

LEWANDOWSKI, I., HÄRDTLEIN, M., KALTSCHMITT, M. (1999): "Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability". *Crop Science*, 39: 184-193.

LEWIS, K.A. y BARDON, K.S. (1998): "EMA: A computer-based informal environmental management system for agriculture". *Environmental Modelling and Software*, 13(2): 123-137.

LITTLE, R. y RUBIN, D. (1987): *Statistical analysis with missing data*. Wiley, New York.

LIU, B.C. (1982): "Environmental quality indicators for large metropolitan area: a factor analysis". *Journal of Environmental Management*, 4: 127-138.

LLEWELYN, R.V. y WILLIAMS, J.R. (1996): "Nonparametric Analysis of Technical, Pure Technical and Scale Efficiencies for Food Crop Production in East Java, Indonesia". *Agricultural Economics*, 15(1): 113-126.

LOHANI, B.N. y MUSTAPHA, N. (1982): "Indices for water quality assessment in rivers: a case study of the Linggi River in Malasya". *Water Supply and Management*, 6: 545-555.

LONG, J.S. (1997): *Regression models for categorical and limited dependent variables*. Sage, Thousand Oaks.

LÓPEZ GARCÍA, J.L y CALDENTEY ALBERT, P. (1979): El mercado de frutas y hortalizas de Madrid: una aplicación del concepto de competencia viable. Revista de Estudios Agro-Sociales, 108: 61-111.

LÓPEZ-RIDAURA, S.; van KEULEN, H.; van ITTERSUM, M.K. y LEFFELAAR, P.A. (2005): "Multiscale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems". *Environment, Development and Sustainability*, 7(1): 51-69.

LOWRANCE, R.; HENDRIX, P.F. y ODUM, E.P. (1986): "A hierarchical approach to sustainable agriculture". *American Journal of Alternative Agriculture*, 1(4): 169– 173.

LYNAM, J.K. y HERDT, R.W. (1989): "Sense and sustainability: sustainability as an objective in international agricultural research". *Agricultural Economics*, 3: 381–398.

MADDALA, G.S. (1983): *Limited-dependent and qualitative variables in econometrics*. Cambridge University Press, Cambridge.

MAFF - Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (2000): *Towards sustainable agriculture (a pilot set of indicators)*. MAFF, London.

MALCZEWSKI, J. (1999): *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley, New York.

MÄLER, K.G. (1991): "National accounts and environmental resources". *Environmental and Resource Economics*, 1(1): 1-15.

MANGEL, M.; HOFFMAN, R.J.; NORSE, E.A. y TWISS, J.R.J. (1993): "Sustainability and ecological research". *Ecological Applications*, 3: 573-575.

MANLY, B. (1994): *Multivariate statistical methods: a primer*. Chapman & Hall, London.

MAPA - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2004): *Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural*. MAPA, Madrid.

MAPYA - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2007): *Anuario de Estadística Agroalimentaria 2006*. Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

MARAVALL, A. (1989): "La extracción de señales y análisis de coyuntura". *Revista Española de Economía*, 6: 109-132.

MARÍ, S. y JULIÁ, J.F. (2002): "Agricultura y desarrollo rural. Contribuciones de las cooperativas agrarias". CIRIEC-España, *Revista de Economía Pública, Social y Cooperativa*, 41: 25-52.

MARM - Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2008a): [en línea] <http://www.marm.es/> Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Medio Marino, España. [Consulta: 15 de Agosto de 2008].

MARM - Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2008b): *Indicadores de precios y Salarios Agrarios. Precios percibidos por los agricultores (€/unidad)*. [en línea]. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. España. Disponible en Web: <http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/PreciosPercibidos/indicadores/indicadores_precios.html> [Consulta: 10 de Diciembre de 2008].

MARM - Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2009): *SIGA (Sistema de Información Geográfica corporativo del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino)*. [En línea] < http://sig.mapa.es/geoportal/> Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España. [Consulta: 1 de Febrero de 2009]

MARTÍN-PALMERO, F.; GONZÁLEZ LAXE, F.; MIGUÉLEZ POSE, F; MENÉNDEZ PÉREZ, E. y DOPICO CASTRO, J. (2004): *Desarrollo sostenible y huella ecológica*. Netbiblo, La Coruña.

MASERA, O.; ASTIER, M. y LÓPEZ-RIDAURA, S. (1999): *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. El marco de evaluación MESMIS*. Mundi-Prensa, México.

MASSAM, B. H. (1988): "Multi-Criteria Decision Making (MCDM) techniques in planning". *Progress in Planning*, 30(1): 1-84.

Mc RAE, T.; SMITH, C.A.S. y GREGORICH, L.J. (Eds.) (2000): *Environmental sustainability of Canadian agriculture. Report of the Agri-Environmental Indicator Project*. AAFC-Agriculture and agri-food Canada, Ottawa.

MELIS, F. (1983): "Construcción de indicadores cíclicos mediante ecuaciones en diferencias". *Estadística Española*, 98: 45-48.

MESAROVIC, M. y PESTEL, E. (1975): *Mankind at the turning point: the Second Report to the Club of Rome*. E P Dutton, New York.

MITCHELL, G. (1996): "Problems and fundamentals of sustainable development indicators". *Sustainable Development*, 4: 1-11.

MITCHELL, G.; MAY, A.D. y McDONALD, A.T. (1995): "PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2(2): 104-123.

MMA – Ministerio de Medio Ambiente (2005): *Informe resumen de los Artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua. Demarcación Hidrográfica del Duero. Capítulo 5: Análisis económico*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

MOLDAN, B. y DAHL, A.L. (2007): "Challenges to sustainability indicators". En: HÁK, T.; MOLDAN, B. y DAHL, A.L. (Eds.), *Sustainability indicators. A scientific assessment. Scope Series, 67*. Island Press, Washington, pp. 1-24.

MONTEIH, J.L. (1990): "Can sustainability be quantified?" *Indian Journal of Dryland Agricultural Research and Development*, 5(1-2): 1-5.

MORENO-JIMÉNEZ, J.M. (2002): "El Proceso Analítico Jerárquico. Fundamentos. Metodología y aplicaciones". En: CABALLERO, R. y FERNÁNDEZ, G.M. (Eds.), *Toma de decisiones con criterios múltiples*. RECT@ Revista Electrónica de Comunicaciones y Trabajos de ASEPUMA, Serie Monografías nº 1, 21-53.

MORENO-PÉREZ, O.M. y ORTIZ-MIRANDA, D. (2008): "Understanding structural adjustment in Spanish arable crop farms: policies, technology and multifunctionality". *Spanish Journal of Agricultural Research*, 6(2): 153-165.

MORSE, S.; McNAMARA, N.; ACHOLO, M. y OKWOLI, B. (2001): "Sustainability indicators: the problem of integration". *Sustainable Development*, 9(1): 1-15.

MÜLLER, F. (1997a): "State-of-the-art in ecosystem theory". *Ecological Modelling*, 100(1-3): 135-161.

MÜLLER, S. (1997b): *Evaluating the sustainability of agriculture: the case of the Reventado river watershed in Costa Rica*. European Universities Studies Series, No. 2194. Kiel University, Frankfurt.

MUNASINGHE, M. (1993): *Environmental Economics and Sustainable Development*. Environmental Paper, No. 3. World Bank, Washington.

MUNDA, G. (1994): *Fuzzy information in multicriteria environmental evaluation models*. Joint Research Centre - European Commission, Brussels.

MUNDA, G. (2005): "Measuring sustainability: a multi-criterion framework". *Environment, Development and Sustainability*, 7(1): 117-134.

MUNDA, G. (2008): *Social multi-criteria evaluation for a sustainable economy*. Springer-Verlag, New York.

MUNDA, G. y NARDO, N. (2003): "On the methodological foundations of composite indicators used for ranking countries". *Proceeding of the First OECD/JRC Workshop on Composite Indicators of Country performance*. Joint Research Centre - European Commission, Ispra (Italy).

NARDO, M; SAISANA, M.; SALTELLI, A. y TARANTOLA, S. (2005a): *Tools for composite indicators building*. Joint Research Centre - European Commission, Ispra (Italy).

NARDO, M; SAISANA, M.; SALTELLI, A.; TARANTOLA, S.; HOFFMAN, A. y GIOVANNINI, E. (2005b): *Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide*. OECD Statistics Working Paper. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), París.

NATHAN, H.S.K. y REDDY, B.S. (2008): *A conceptual framework for development of sustainable development indicators*. Working Paper, 2008-003. Indira Gandhi Institute of Development Research, Mumbai (India).

NESS, B.; URBEL-PIRSALU, E.; ANDERBERG, S. Y OLSSON, L. (2007): "Categorising tools for sustainability assessment". *Ecological Economics*, 60(3): 498-508.

NEUMAYER, E. (1999): *Weak versus strong sustainability. Exploring the limits of two opposing paradigms*. Edward Elgar, Cheltenham (UK).

NICOLETTI, G.; SCARPETTA, S.; BOYLAUD, O. (2000): "Summary indicators of product market regulation with an extension to employment protection legislation". *OECD, Economics Department working paper 226, ECO/WKP(99)18,* Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

NORDHAUS, W. y TOBIN, J. (1973): "Is Growth Obsolete?". En: MOSS, M. (Ed.), *The measurement of economic and social performance*. Columbia University Press, New York, pp. 509-564.

NORGAARD, R.B. (1985): "Environmental Economics: an Evolutionary Critique and a Plea for Pluralism". *Journal of Environmental Economics and Management*, 12(4): 382-394.

NRC - National Research Council (2000): *Ecological Indicators for the Nation*. National Academy Press, Washington.

O'CONNOR, M. (1994): "Complexity and coevolution. Methodology for a positive treatment of indeterminacy". *Futures*, 26: 610-615.

OCDE - Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (1993): *OECD core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the Group on the State of the Environment*. Environment monographs, 83. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

OCDE - Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (1999a): *Environmental indicators for agriculture*. *Volume 1 – Concepts and framework.* Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

OCDE - Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (1999b): *Environmental indicators for agricultura*. *Volume 2 – Issues and design*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

OCDE - Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (2001): *Environmental indicators for agriculture*. *Volume 3 - Methods and Results*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

OCDE - Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico y JRC - Joint Research Centre (2008): *Handbook on constructing composite indicators - methodology and user guide*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

ONU - Organización de las Naciones Unidas (1992): *Agenda 21. Earth Summit: United Nations Program of Action from Rio*. United Nations, New York.

ONU - Organización de las Naciones Unidas (1996): *Indicators of sustainable development framework and methodologies*. United Nations, New York.

ONU - Organización de las Naciones Unidas (2002): *Informe de la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible*. Naciones Unidas, Nueva York.

ONU - Organización de las Naciones Unidas (2008): *Indicadores de los objetivos de desarrollo del Milenio*. Naciones Unidas, Nueva York.

OÑATE, J.J.; ANDERSEN, E.; PECO, B. y PRIMDAHL, J. (2000) "Agri-environmental schemes and the European agricultural landscapes: the role of indicators as valuing tools for evaluation". *Landscape Ecology*, 15: 271–280.

ORDEN APA/2506/2007 de 2 de agosto, por la que se definen el ámbito de aplicación, las condiciones técnicas mínimas del cultivo, rendimientos, precios y fechas de suscripción en relación al seguro de rendimientos en explotaciones de cultivos herbáceos extensivos, comprendido el Plan Anual de Seguros Agrarios Combinados (BOE – Boletín Oficial del Estado, núm. 197, de 17 de agosto de 2007).

ORDEN AYG/147/2008 de 30 de enero, por la que se regulan y convocan el Régimen de Pago Único por Explotación en el año 2008, pagos por superficie para determinados cultivos herbáceos en la campaña de comercialización 208/2009, pagos al sector ganadero en el año 2008 y pagos adicionales al sector del tabaco, algodón, remolacha, caña de azúcar y vacuno en el año 2008 (BOCyL - Boletín Oficial de Castilla y León, núm. 22, de 1 de febrero de 2008).

ORGANISMO PAGADOR DE LA COMUNIDAD DE CASTILLA Y LEÓN (2009): *Consultas de ayudas PAC en la Comunidad Autónoma de Castilla y León*: [en línea] <https://consultas.ayg.jcyl.es/orpa/> Junta de Castilla y León. [Consulta: 15 de Abril de 2009].

ORIA DE RUEDA, J.A. (2003): *Los bosques de Castilla y León*. Ámbito, Valladolid.

ORTEGA SADA, J.L (1993): *Manual de explotaciones agrícolas*. Mundi-Prensa y Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

PANNELL, D.J. y GLENN, N.A. (2000): "A framework for the economic evaluation and selection of sustainability indicators in agriculture". *Ecological Economics*, 33(1): 135-149.

PAYRAUDEAU, S. y van der WERF, H.M.G. (2005): "Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107: 1-19.

PEARCE, D.W. y ATKINSON, G.D. (1993): "Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability". *Ecological Economics*, 8(2): 103-108.

PEARCE, D.W. y ATKINSON, G.D. (1995): "Measuring sustainable development". En: BROMLEY, D. (Ed.), *Handbook of Environmental Economics*. Blackwell, Oxford, pp. 166-181.

PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1990): *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, New York.

PEARCE, D.W. y WARFORD, J. (1993): *World without end: economics environment and sustainable development*. Oxford University Press, Oxford.

PEARCE, D.W.; BARBIER, E.B. y MARKANDYA, A. (1990): *Sustainable development. Economics and environment in the third world*. Edward Elgar, London.

PEARCE, D.W.; HAMILTON, K. y ATKINSON, D.G. (1996): "Measuring sustainable development: progress on indicators". *Environment and Development Economics*, 1: 85-102.

PEARCE, D.W.; MARKANDYA, A.y BARBIER, E.B. (1989): *Blueprint for a green economy*. Earthscan, London.

PECO, B.; MALO, J.E.; OÑATE, J.J.; SUÁREZ, F. y SUMPSI, J.M. (1999a): "Agri-environmental indicators for extensive land-use systems in the Iberian Peninsula". En: BROUWER, F.M. y CRABTREE, J.R. (Eds.), *Environmental indicators and agricultural policy*. CAB International, Wallingford (UK), pp. 137-156.

PECO, B.; SUÁREZ, F.; OÑATE, J.J.; MALO, J.E.; AGUIRRE, J. y CUMMINGS, C. (1999b): "Measuring the effects of agri-environment schemes in valuable steppeland habitats of Central Spain: The utility of official agricultural statistics". En: PIENSKOWSKI, M. y JONES, D. (Eds.), *Managing farmland of high nature conservation value: policies, processes and practices. European Forum on Nature Conservation and Pastoralism*, Islay (Reino Unido), pp. 119-123.

PECO, B.; SUÁREZ, F.; OÑATE, J.J.; MALO, J.E.; AGUIRRE, J. y CUMMINGS, C. (1998): "Definición y utilización de indicadores agroambientales: la experiencia de un proyecto FAIR". *Agricultura y Sociedad*, 86: 207-220.

PÉREZ, M. (2001): *Agricultura y medioambiente: necesidades de formación medioambientales en el sector agrícola*. Instituto de Formación y Estudios Sociales de Castilla y León, Valladolid.

PEZZEY, J. (1989): *Economic analysis of sustainable growth and sustainable development*. Environmental Department Working Paper, 15. World Bank, Washington.

PHILLIPS, J.M. (1994): "Farmer Education and Farmer Efficiency: A Meta-Analysis". *Economic Development and Cultural Change*, 43(1): 149-165.

PHILLIS, Y.A. y ANDRIANTIATSAHOLINIAINA, L.A. (2001): "Sustainability: an ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic". *Ecological Economics*, 37(3): 435-456.

PINTÉR, P., ARDÍ, P., BARTELMUS, P. (2005): "Indicators of Sustainable Development: Proposals for a Way Forward". Expert Group Meeting on Indicators of Sustainable Development, United Nations Division for Sustainable Development, 13-15 December, New York.

PIRAZZOLI, C. y CASTELLINI, A. (2000): "Application of a model for evaluating the environmental sustainability of cultures in hill and mountain areas. The case of berries and fruit chestnut in Northern Italy". *Agricultural Economics Review*, 1(1): 57-70.

PNUMA - Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (1995): *Earth Views. Vol. 2*. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Nairobi.

PODINOVSKII, V.V. (1994): "Criteria importance theory". *Mathematical Social Sciences*, 27: 237-252.

PÖYHÖNEN, M. y HÄMÄLÄINEN, R.P. (2001): "On the convergence of multiattribute weighting methods". *European Journal of Operational Research*, 129(3): 569-585.

PRABHU, R.; CONFER, C. y SHEPERD, G. (1998): *Criteria and indicators for sustainable forest management: new findings from CIFOR´s forest management unit level research*. Rural Development Forestry Network Paper No. 23. Overseas Development Institute (ODI), London.

PRESCOTT-ALLEN, R. (2001): *The Wellbeing of Nations: A country-by country Index of Quality of Life and the Environment*. Island Press, Washington.

QIU, H.J.; ZHU, W.B.; WANG, H.B. y CHENG, X. (2007): "Analysis and design of agricultural sustainability indicators system". *Agricultural Sciences in China*, 6(4): 475-486.

RAO, N.H. y ROGERS, P.P. (2006): "Assessment of agricultural sustainability". *Current Science*, 91(4): 439-448.

RAWLS, J. (1971): *A Theory of Justice*. Clarendon, Oxford.

RD - REAL DECRETO 1617/2005, de 30 de diciembre, por el que se regula la concesión de derechos a los agricultores dentro del régimen de pago único (BOE - Boletín Oficial del Estado, núm. 313, de 31 de diciembre de 2005).

RD - REAL DECRETO 1893/1999, de 10 de diciembre, sobre pagos por superficie a determinados productos agrícolas (BOE – Boletín Oficial del Estado, núm. 296, de 11 de diciembre de 1999).

REGLAMENTO (CE) 1782/2003 DEL CONSEJO, de 29 de septiembre de 2003, por el que se establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco de la política agrícola común y se instauran determinados regímenes de ayuda a los agricultores (DOUE – Diario Oficial de la Unión Europea, L270/1, de 21 de octubre de 2003).

REIG, E. (2003): "La multifuncionalidad en la estrategia agraria europea". En: Fundación de Estudios Rurales (Ed.), *Agricultura familiar en España*. Fundación de Estudios Rurales, Madrid, pp. 96-105.

RENNINGS, K. y WIGGERING, H. (1997): "Steps towards indicators of sustainable development linking economic and ecological concepts". *Ecological Economics*, 20(1): 25-36.

RIGBY, D.; HOWLETT, D. y WOODHOUSE, P. (2000): *A review of indicators of agricultural and rural livelihood sustainability*. Working Paper No.1 on Sustainability indicators for natural resource management and policy. University of Manchester, Manchester.

RIGBY, D.; WOODHOUSE, P.; YOUNG, T. y BURTON; M. (2001): "Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice". *Ecological Economics*, 39(3): 463-478.

RIZHKOW, N. (1986): *Sobre las orientaciones fundamentales del desarrollo económico y social de la URSS en 1986-1990 y hasta el año 2000*. Agenda de Novosti, Moscú.

ROBERTS, F.S. (1979): *Measurement theory with applications to decision making, utility and the social sciences*. Addison-Wesley, London.

ROMERO, C. (1993): *Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones*. Alianza Editorial, Madrid.

ROMERO, C. y REHMAN, T. (1989): *Multiple criteria analysis for agricultural decisions*. Elsevier, Amsterdam.

ROMSTAD, E. (1999): "Theoretical considerations in the development of environmental indicators". En: BROUWER, F. y CRABTREE, B. (Eds.), *Environmental Indicators and Agricultural Policy*. CAB International, Wallingford (UK), pp. 13-23.

SAATY, T.L. (1977): "A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures". *Journal of Mathematical Psychology*, 15: 234-281.

SAATY, T.L. (1980): *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw, New York.

SAATY, T.L. (2001): "The seven pillars of the Analytic Hierarchy Process". En: M. Köksalan y S. Zionts (Eds.), *Multiple Criteria Decision Making in the New Millennium*. Heidelberg, Berlin, pp. 15-37.

SAATY, T.L. (2003): "Decision-making with the AHP: Why is the principal eigenvector necessary?". *European Journal of Operational Research*, 145: 85-91.

SACHS, I. (1997): *L´écodéveloppement: stratégies de transition vers le XXIe siècle*. Syros, París.

SANDS, G.R. y PODMORE, T.H. (2000): "A generalized environmental sustainability index for agricultural systems". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79(1): 29-41.

SANTA OLALLA, F.M.; BELMONTE, A.C. y FUSTER, F.L. (2005): *Agua y agronomia*. Mundi-Prensa, Madrid.

SAUVENIER, X.; VALCKZ, J.; van CAUWENBERGH, N.; WAUTERS, E.; BACHEV, H.; BIALA, K.; BIELDERS, C.; BROUCKAERT, V.; GARCIA CIDAD, V.; GOYENS, S.; HERMY, M.; MATHIJS, E.; MUYS, B.; VANCLOOSTER, M. y PEETERS, A. (2006): *Framework for Assessing Sustainability Levels in Belgian Agricultural Systems – SAFE. Part 1: Sustainable Production and Consumption Patterns*. Final Report - SPSD II CP 28. Belgian Science Policy, Brussels.

SCHMIDT-BLEEK, F. (2004): *Der Ökologische Rucksack: Wirtschaft Für Eine Zukunft Mit Zukunft.* Hirzel, Stuttgart.

SCHROLL, H. (1994): "Energy, flow and ecological sustainability in Danish Agriculture". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 51: 301-310.

SHARMA, S. (1996): *Applied multivariate techniques*. Wiley, New York.

SHARP, B.M.H. (2001): *Sustainable Development: Environment and Economic Framework Integration*. Working Paper No. 01/27. The Treasury, Wellington (New Zealand).

SIMAR, L y WILSON, P. (2007): "Estimation and inference in two-stage, semiparametric models of production processes". *Journal of Econometrics*, 136(11): 31-64.

SIMÓN AMOR, J.M. (1993): *Mercados de futuros: commodities y coberturas*. Editorial Agrícola Española, Madrid.

SMITH, C.S. y McDONALD, G.T. (1998): "Assessing the sustainability of agriculture at the planning stage". *Journal of Environmental Management*, 52(1): 15-37.

SMITH, P. (2002): "Developing composite indicators for assessing health system efficiency". En: SMITH, P.C. (Ed.), *Measuring up: improving the performance of health systems in OECD countries*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París, pp. 295-314.

SMYTH, A. y DUMANSKI, J. (1993): *FESLM: An international framework for evaluating sustainable land management*. World Soil Resources Report, 73. Land and Water Development Division. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome.

SOLOW, R.M. (1974): "Intergenerational equity and exhaustible resources". *Review of Economics Studies*, 41: 29-45.

SOLOW, R.M. (1986): "On the intertemporal allocation of natural resources". *Scandinavian Journal of Economics*, 88: 141-149.

SOLOW, R.M. (1993): "An almost practical step toward sustainability". *Resources Policy*, 19:162-172.

SOLOW, R.M. (2005): Sustainability: an economist's perspective. En: STAVINS, N.R. (Ed.), *Economics of the environment: selected readings*. Norton, New York, pp. 131-138.

STEUER, R.E. (1986): *Multiple Criteria Optimization*. Wiley, New York.

STEWART, T.J. (1992): "A critical survey on the status of multiple criteria decision making theory and practice". *Omega*, 20(5-6): 569-586.

STOCKLE, C.O.; PAPENDICK, R.I.; SAXTON, K.E.; CAMPBELL, G.S. y van EVERT, F.K. (1994): "A framework for evaluating the sustainability of agricultural production systems". *American Journal of Alternative Agriculture*, 9(1-2): 45-50.

STOORVOGEL, J.J.; ANTLE, J.M.; CRISSMAN, C.C. y BOWEN, W. (2004) "The tradeoff analysis model: integrated bio-physical and economic modeling of agricultural production systems". *Agricultural Systems*, 80(1): 43-66.

SUÁREZ, F.; NAVESO, M. y de JUANA, E. (1997): "Farming in the drylands of Spain: birds of pseudosteppes". En: PAIN, D. y PIENKOWSKI, M. (Eds.), *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. Academic Press, Londres.

TAYLOR, D.; MOHAMED, Z.; SHAMSUDIN, M.; MAHAYIDIN, M. y. CHIEW, E. (1993): "Creating a farmer sustainability index: A Malaysian case study". *American Journal of Alternative Agriculture*, 8(4): 175-184.

TELLARINI, V. y CAPORALI, F. (2000): "An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in central Italy". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77(1-2):111-123.

ten BRINK, B.J.E; HOSPER, S.H. y COLIN, F. (1991): "A quantitative method for description and assessment of ecosystems: The AMOEBA-approach". *Marine Pollution Bulletin*, 23: 265-270.

TOLEDO, V. (1990): "The ecological rationality of peasant production". En: ALTIERI, M. y HECHT, S (Eds.), *Agroecology and small-farm development*. CRC Press, Boston.

TOMAN, M.A; PEZZEY, J. y KRAUTKRAEMER, J. (1998): "Neoclassical Economic Growth Theory and Sustainability". En: BROMLEY, D. (Ed.), *Handbook of Environmental Economics*. Blackwell, Oxford, pp. 139-165.

TRAPERO, J.B.P. (1977): *Problemas de la medición del bienestar y conceptos afines. Una aplicación al caso español*. Instituto Nacional de Estadística (INE), Madrid.

TURNER, K., DOKTOR, P. y ADGER, N. (1994): "Sea-level rise and coastal wetlands in the UK: mitigation strategies for sustainable management". En: JANSSON, A.; HAMMER,

M.; FOLKE, C. y COSTANZA, R. (Eds.), *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics approach to sustainability*. Island Press, Washington, pp.267-290.

TURNER, R.K. (1993): "Sustainability: principles and practice". En: TURNER, R.K. (Ed.), *Sustainable environmental economics and management. Principles and practice*. Belhaven Press, London, pp. 3-36.

VALENTINOV, V. (2007): "Why are cooperatives important in agriculture? An organizational economics perspective". *Journal of Institutional Economics*, 3(1): 55-69.

VALERO, J.A.J.; ÁLVAREZ, J.F.O. y MARTÍN-BENITO, J.M.T. (2002): *Sistemas de cultivo. Evaluación de itinerarios técnicos*. Mundi-Prensa y Junta de Comunidades de Castilla-La-Mancha, Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Madrid.

van CALKER, K.J.; BERENTSEN, P.B.M.; GIESEN, G.W.J. y HUIRNE, R.B.M. (2005): "Identifying and ranking attributes that determine sustainability in Dutch dairy farming". *Agriculture and Human Values*, 22: 53-63.

van CAUWENBERGH, N.; BIALA, K.; BIELDERS, C.; BROUCKAERT, V.; FRANCHOIS, L.; CIDAD, V.G.; HERMY, M.; MATHIJS, E.; MUYS, B.; REIJNDERS, J.; SAUVENIER, X.; VALCKX, J.; VANCLOOSTER, M.; van DER VEKEN, B.; WAUTERS, E. y PEETERS, A. (2007): "SAFE – a hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2-4): 229-242.

van den BERGH, J. (1997): *Ecological economics and sustainable development. Theory, methods and applications*. Edward Elgard, Cheltenham (UK).

van der WERF, H.M.G. y PETIT, J. (2002) "Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93: 131–145.

van PASSEL, S.; NEVENS, F.; MATHIJS, E. y van HUYLENBROECK, G. (2007): "Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency". *Ecological economics*, 62(1): 149-161.

VANLOON, G.W.; PATIL, S.G. y HUGAR, L.B. (2005): *Agricultural sustainability: strategies for assessment*. Sage Publications, New Delhi.

VANSLEMBROUCK, I.; van HUYLENBROECK, G. y VERBEKE, W. (2002): "Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in agri-environmental measures". *Journal of Agricultural Economics*, 51(3): 489-511.

VANSNICK, J.C. (1986): "On the problem of weights in multiple criteria decision making (the noncompensatory approach)". *European Journal of Operational Research*, 24(2): 193-334.

VEREIJKEN, P. (1997): "A methodical way of prototyping integrated and ecological farming systems (I/EAFS) in interaction with pilot farms". *European Journal of Agronomy*, 7(1-3): 235-250.

VICTOR, P. (1991): "Indicators of sustainable development: some lessons from capital theory". *Ecological Economics*, 4(3): 191-213.

VILLALOBOS, F.J.; MATEOS, L. y ORGAZ, F. (2002): *Fitotecnia: bases y teconología de la producción agrícola*. Mundi-Prensa, Madrid.

VIVANCOS, A.D. (1997): *Tratado de fertilización*. Mundi-Prensa, Madrid.

VOLPI, R. (1992): *Bilanci energetici in agricultura*. Laruffa, Calabria.

von WINTERFELDT, D. y EDWARDS, W. (1986): *Decision analysis and behavioral research*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).

von WIRÉN-LEHR, S. (2001): "Sustainability in agriculture – an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(2): 115-129.

WACKERNAGEL, M. y REES, W.E. (1996): *Our ecological footprint: reducing impact on earth*. New Society, Philadelphia.

WASCHER, D.W. (Ed.) (2000): *Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe*. Technical report series. European Centre for Nature Conservation, Tilburg (The Netherlands).

WCED - World Comission on Environment and Development (1987): *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.

WEBBER, S.; APOSTOLOU, B. y HASSELL, J. (1996): "The sensitivity of the analytic hierarchy process to alternative scale and cue presentations". *European Journal of Operational Research*, 96(2): 351-362.

WEBER, M. y BORCHERDING, K. (1993): "Behavioral influences on weight judgments in multiattribute decision making". *European Journal of Operational Research*, 67(1): 1-12.

WORLD BANK (2003): *World Development Report 2003: Sustainable development in a dynamic world*. World Bank, Washington.

WYNN, G.; CRABTREE, B. y POTTS, J. (2001) "Modelling farmer entry into the environmentally sensitive area schemes in Scotland". *Journal of Agricultural Economics*, 52(1): 65-82.

YOUNG, J.W. (1997): "A framework for the ultimate environmental index-putting atmospheric change into context with sustainability". *Environmental Monitoring and Assessment*, 46 (1-2): 135-149.

YU, C.; QUINN, J.T.; DUFOURNAUD, C.M.; HARRINGTON, J.J.; ROGERS, P.P. y LOHANI, B.N. (1998): "Effective dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals". *Journal of Environmental Management*, 53(1): 101–119.

YU, P.L. (1973): "A class of solutions for group decision problems". *Management Science*, 19(8): 936-946.

YU, P.L. (1985): *Multi-criteria decision making: concepts, techniques and extensions*. Plenum Press, New York.

YUNLONG, C. y SMIT, B. (1994): "Sustainability in agriculture: a general review". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 49: 299-307.

ZADEH, L.A. (1965): "Fuzzy sets". *Information and Control*, 8(3): 338-353.

ZELENY, M. (1974): "A concept of compromise solutions and the method of the displaced ideal". *Computers and Operations Research*, 1(4): 479-496.

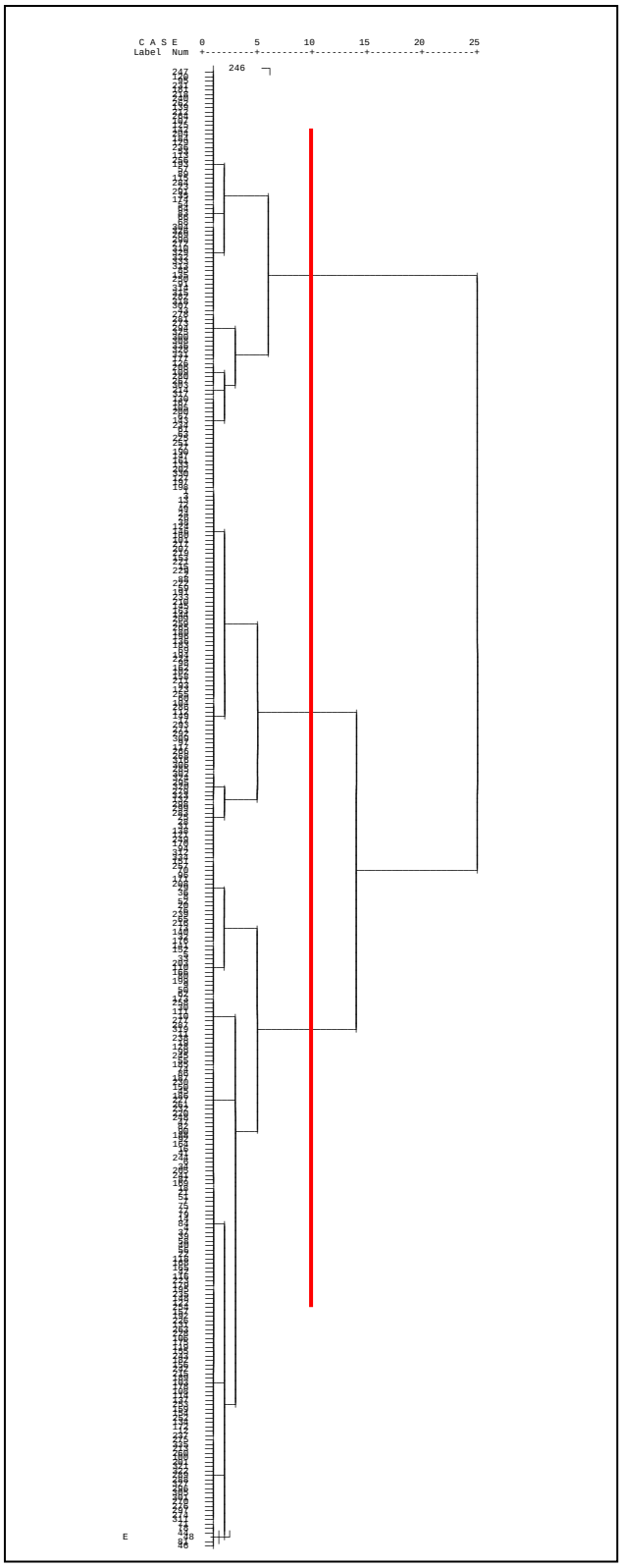
ZELENY, M. (1982): *Multiple Criteria Decision Making*. McGraw-Hill, New York.

ZHEN, L. y ROUTRAY, J. (2003): "Operational indicators for measuring agricultural sustainability in developing countries". *Environmental Management*, 32(1): 34-46.

ANEXOS

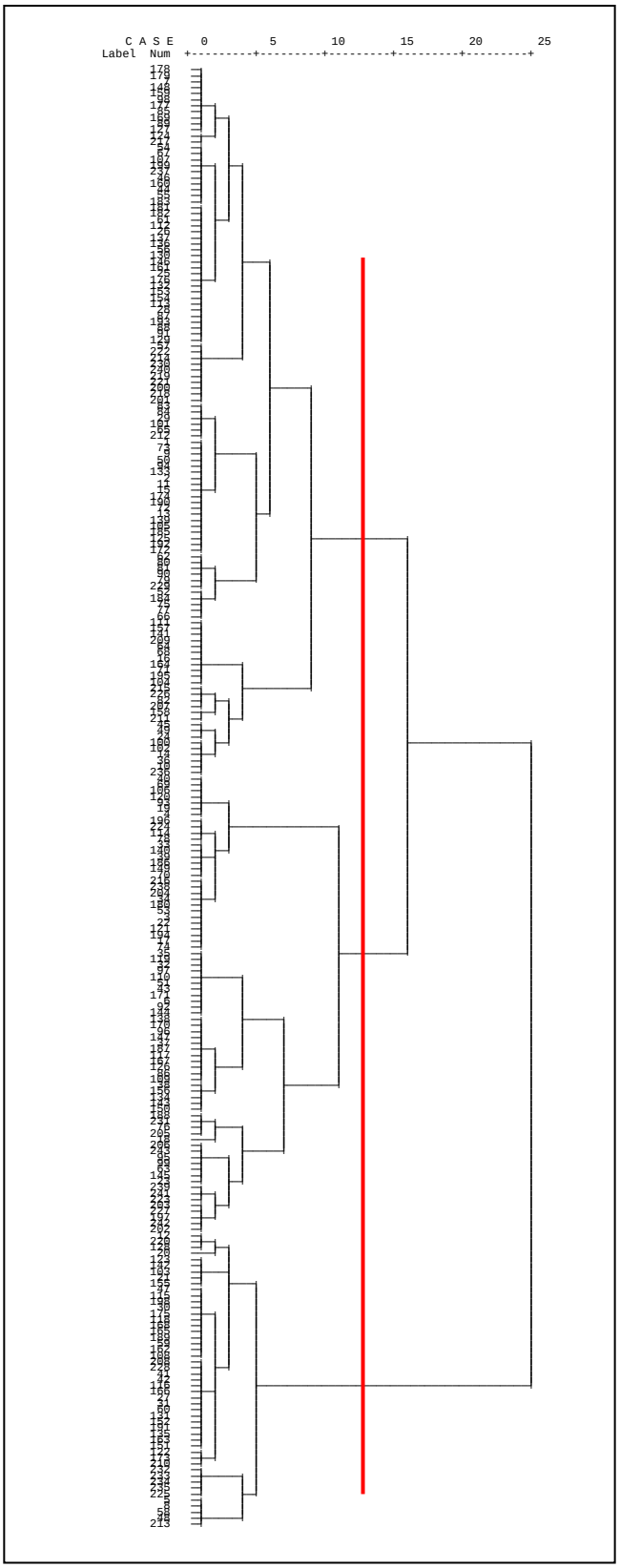
ANEXO 1. DENDOGRAMAS

DENDOGRAMA 1: Sistema agrario de Secano



FUENTE: Elaboración propia

DENDOGRAMA 2: Sistema agrario de Regadío



FUENTE: Elaboración propia

ANEXO 2. CUESTIONARIO

Universidad de Valladolid

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍAS AGRARIAS
Dpto. de Ingeniería Agrícola y Forestal
Área de Economía, Sociología y Política Agrarias
Avda. Madrid, 57
34071 Palencia ESPAÑA

Código (no rellenar):

Estamos realizando una encuesta para la Universidad de Valladolid. El objetivo de la misma es caracterizar la actividad agraria en la Provincia de Palencia. Queremos detectar los problemas reales a los que ustedes se enfrentan en el día a día y proponer soluciones. ¿Le importaría dedicarnos unos minutos?

Encuestador: _____ Nº encuesta: _____ Fecha y lugar de realización: _____

1. ¿Lleva usted parcelas de cultivo? ☐ Sí ☐ No (En caso de respuesta negativa, la encuesta no es valida. **No realizarla**)

DATOS PERSONALES

2. Sexo (no preguntar) ☐ Hombre ☐ Mujer

3. Edad: _____ (años) (En caso de tener 55 años o más, rellenar abajo)
¿Tiene a quien traspasar su explotación cuando se jubile? ☐ Sí ☐ No

4. Nº de integrantes de la unidad familiar dependientes económicamente de usted (hijos, padres): _____

5. ¿Tiene usted hijos? ☐ No ☐ Sí (En caso afirmativo) ¿Cuántos? _____

6. ¿Desempeña alguna otra actividad diferente a la agricultura por la que obtenga rentas? ☐ Sí ☐ No
¿Qué porcentaje de su renta depende de la actividad agraria? _____ %

7. ¿Pertenece a alguna cooperativa agraria, SAT o similar? ☐ Sí ☐ No

DATOS DE LA EXPLOTACIÓN

8. ¿En que términos municipales y comarcas está situada su explotación? (Sólo las parcelas de cultivo)

Término municipal: _____ (Comarca Agraria: _____)
Término municipal: _____ (Comarca Agraria: _____)
Término municipal: _____ (Comarca Agraria: _____)

9. Ganadería: ¿Tiene usted ganado? ☐ No ☐ Sí (Rellenar abajo en caso afirmativo)

Tipo de ganado	Nº animales	Estabulación	
		Sí	No
( ) Ovino		( )	( )
( ) Caprino		( )	( )
( ) Vacuno		( )	( )
( ) Porcino		( )	( )
( ) Aves		( )	( )
( ) Otros (especificar) _____		( )	( )

Agricultura:

10. ¿Cuántas hectáreas tiene su explotación? _____ ha

	Secano	Regadío
Total (ha)		
Propias (ha)		
Nº de parcelas		

11. ¿Para cuántas de esas hectáreas tiene derecho de pago único? _____ ha
¿Cuántos de estos derechos son de retirada? _____ ha

12. ¿Cuánto se paga normalmente en su zona por el arrendamiento de tierras? *("Sólo necesito una aproximación")*
- Renta de tierras de secano: _____ €/ha y año.
- Renta de tierras de regadío: _____ €/ha y año.

13. Mano de obra: ¿Qué porcentaje de su tiempo de trabajo dedica usted a la agricultura? _____ %

14. Mano de obra: ¿Cuántas personas trabajan en la explotación agrícola, a parte de usted?
(CUIDADO: en el caso de tener ganado, aclarar que sólo preguntamos por la explotación agrícola)

	Nº de personas (sin incluirle a usted)	Tiempo ¿Cuántos días al año?	Periodo Meses
Personal fijo (Trabajan durante todo el año)		---	---
Personal eventual (contratados sólo unos meses o días al año)			
Ayudas puntuales (Sin contrato ni sueldo. Familiare,s etc.)			

CULTIVOS

Hagamos ahora un resumen de los cultivos de su explotación. Vamos a diferenciar entre secano y regadío. Los datos que le estoy pidiendo no tienen que ser exactos, sólo le pido que se aproxime lo más posible a la realidad.

15. Cultivos de secano (Campaña 07/08):
NOTA: Es muy importante tener la lista de todos los cultivos, si no cupieran en la tabla de abajo, completar al margen.

CULTIVO	Trigo	Cebada	Avena	Guisante	Veza grano	Veza forraje	Girasol	Alfalfa				Barbecho
ha secano												
Nº variedades												
*Rto. medio (t/ha)												

* Rendimiento medio de los cultivos en un año que pueda considerarse "normal" (ni muy bueno, ni muy malo).

16. ¿Tiene usted un seguro de explotación? *("seguros que se contratan en Diciembre")* ☐ No ☐ Sí (Rellenar abajo en caso afirmativo)

☐ Integral de cereales ☐ Integral de leguminosas ☐

Rendimientos

17. ¿Tiene usted asegurado algún cultivo en particular? ☐ No ☐ Sí
¿Cuáles?_____

18. ¿Está usted acogido a alguna de estas ayudas agroambientales? ☐ No ☐ Sí (Rellenar abajo en caso afirmativo)

Tipos de ayudas agroambientales	Superficie acogida (ha)
( ) Agricultura ecológica	
( ) Barbecho medioambiental *("el que tiene otra subvención")*	
( ) Ayuda a la medida agroambiental al cultivo del girasol en secano *("girasol agroambiental")*	
( ) Sistemas de extensificación para la protección de la flora y la fauna *("Flora y fauna","extensificación","avutardas")*	

19. ¿Tiene contrato para la producción en biocarburantes? ☐ No ☐ Sí ¿Con quién?_____

Cultivos	Superficie contratada (ha)
( ) Trigo	
( ) Cebada	
( ) Girasol	
( ) Colza	
( ) Otros (especificar) _____	

20. Cultivos de regadío (Campaña 07/08): (Rellenar esta pregunta sólo en el caso de tener cultivos de regadío)

¿Qué cultivaría usted en un año en condiciones hidrológicas normales? (*si dispusiera de agua*)

NOTA: Es muy importante tener la lista de todos los cultivos, si no cupieran en la tabla de abajo, completar al margen.

CULTIVO	Trigo	Maíz grano	Maíz forraje	Alfalfa	Veza	Girasol	Remolacha				Barbecho
ha regadío											
Nº variedades											
*Rto. medio (t/ha)											

* Rendimiento medio de los cultivos en un año que pueda considerarse "normal" (ni muy bueno, ni muy malo).

21. ¿Tiene usted asegurado alguno de los anteriores cultivos? ☐ No ☐ Sí ¿Cuáles?_____

22. Si tiene superficie de regadío: ¿Podría indicarle los sistemas de riego que tiene para cada cultivo y el nº de riegos que les da?

CULTIVO	Trigo	Cebada	Avena	Guisante	Girasol	Alfalfa	Maíz grano	Maíz forraje	Remol.	Otro: _____	Barbecho
*Sistema de riego											
Nº de riegos											
**Origen del agua											

* P = Pié o a manta; AS = Aspersión por cobertura; AU = Aspersión automotriz. En el caso de usar dos sistemas de riego, anotar ambos.

** SUP = Superficial; SUB = Subterránea.

23. ¿Pertenece a alguna comunidad de regantes? ☐ No ☐ Sí ¿Cuál?_____

NOTAS: - Rellenar esta *hoja de cultivo* para un **máximo de 5 cultivos**, escogiendo los de **mayor superficie** y excluyendo el barbecho.
- En el caso de **explotaciones mixtas** (cultivos de secano y regadío), rellenar 3 *hojas de cultivo* para el sistema más extendido y 2 para el otro.
- Datos muy importantes de rellenar: **semillas** (dosis), **abonos** (dosis y fórmula o composición - p.ej.: 15-15-15), **fitosanitarios** (producto comercial).

HOJA DE CULTIVO

Cultivo: _____

Sistema de laboreo: ☐ Siembra directa ☐ Mínimo laboreo ☐ Agricultura tradicional

El cultivo se produce en: ☐ Secano ☐ Regadío ☐ Secano y regadío

NOTA: En caso de hacer labores y tratamiento diferenciados por parcelas, **indicar solamente los que se realizan en la parcela más grande**.

		Tipo de labor o Producto	Nº aplicaciones o Nº de labores	Aperos usados o Dosis (kg/ha)	Diferencias para el regadío (en caso de explot. mixtas)
Preparación del terreno	*Labor principal*				
	Labor secundaria				
	Otras				
Siembra	*Operaciones previas*				
	Dosis de semillas			Semillas (kg/ha)	Semillas (kg/ha)
	Operaciones posteriores				
Abonado y enmiendas	*Sementera (abono)*	□ Orgánico □ Mineral	Abono (Nombre o Fórmula)	Dosis (kg/ha)	Dosis (kg/ha)
	Cobertera (nitrato)	□ Orgánico □ Mineral	Abono (Nombre o Fórmula)	Dosis (kg/ha)	Dosis (kg/ha)
	Enmiendas	□ Orgánico □ Mineral	Abono (Nombre o Fórmula)	Dosis (kg/ha)	Dosis (kg/ha)
Control de malas hierbas y enfermedades	*Con labores*				
	Fitosanitario 1	Producto comercial	Porcentaje de superficie tratada (%):	kg/ha o l/ha	kg/ha o l/ha
	Fitosanitario 2	Producto comercial	Porcentaje de superficie tratada (%):	kg/ha o l/ha	kg/ha o l/ha
	Fitosanitario 3	Producto comercial	Porcentaje de superficie tratada (%):	kg/ha o l/ha	kg/ha o l/ha
Recolección	*del producto*				
	de restos de cosecha				
Otras labores					

24. ¿Aprovecha usted los residuos de este cultivo? ☐ Sí, por pastoreo. ☐ No, pico e incorporo al suelo los restos. ☐ Sí, recojo la paja. ☐ No, no hago nada con ellos.

Observaciones (espacio para que el encuestador escriba sus impresiones, dudas etc.):

25. Barbecho:

	Maquinaria		Herbicidas		
	Pases *(Nº)*	Apero *(Tipo)*	Pases *(Nº)*	Dosis *(l/ha o kg/ha)*	Producto *(Nombre o Fórmula)*
Secano					
Regadío					

26. ¿Contrata usted alguna de las labores?

	Cultivos	Precio (opcional)	Observaciones (espacio para el encuestador)
Siembra			
Labores en general			
Recolección			
Tratamientos fitosanitarios			
Abonado			
Otros (especificar)			

27. Antes de la entrada en vigor del pago desacoplado (antes de 2006), ¿Cómo distribuía usted aproximadamente la superficie entre los distintos cultivos? (Rellenar todos los campos)

CULTIVO	Cereales de invierno	Leguminosas grano	Forrajes	Girasol	Alfalfa	Maíz grano	Remol.	Otros: _____	Otros: _____	Barbecho
Secano (ha o %)						---	---			
Regadío (ha o %)										

En caso de anomalías entre la situación pasada y la actual, anotar la causa.

DATOS PERSONALES

28. ¿Qué nivel de estudios posee?
- ☐ Certificado de escolaridad
- ☐ Estudios primarios (EGB, ESO)
- ☐ Estudios secundarios (BUP, Bachiller; FP)
- ☐ Universitarios

29. ¿Qué tipo de formación agraria tiene?
- ☐ Lo que he aprendido de mis padres y/o otros agricultores
- ☐ Cursos de extensión agraria o similar
- ☐ Formación profesional agraria o similar
- ☐ Estudios universitarios específicos

30. ¿Dónde consigue información sobre temas agrarios?
- ☐ En la administración
- ☐ En sindicatos agrarios
- ☐ TV, radio, periódicos...
- ☐ Con otros agricultores
- ☐ Otros medios. ¿Cuáles? _____

31. ¿Cuánto tiempo dedica al año a formación? _____ horas/año
(Charlas de sindicatos asociaciones, administración...sobre legislación, cultivos, aplicación de pesticidas, etc.)

32. Por último: ¿Qué considera usted como más importante a la hora de gestionar su explotación?

(Señalar ordenadamente sólo las 3 opciones que el entrevistado considere prioritarias: 1 = más importante; 2 = importante; 3= importante pero no tanto)

- ☐ Obtener el mayor beneficio económico
- ☐ Generar más trabajo para mi familia
- ☐ Tener más tiempo libre (ocio)
- ☐ Asegurarme un resultado aceptable sin arriesgarme
- ☐ Endeudarme lo menos posible
- ☐ Respetar el medio ambiente
- ☐ Otros (indicar cuales) _____

¡Muchas gracias por su colaboración!

ANEXO 3. CUESTIONARIO AHP – SUCUAGRO

Universidad de Valladolid

INDICADOR DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL - SUCUAGRO
CÁLCULO COEFICIENTES DE PONDERACIÓN - AYUDAS AGROAMBIENTALES
CUESTIONARIO AHP - BASE DE DATOS EXPERTOS - M. SAATY

INDICADOR DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL SUCUAGRO

Nombre	**Superficie acogida a ayudas agroambientales(SUCUAGRO)**
Definición	Superficie de la explotación acogida a las ayudas agroambientales: Ratio de la superficie de la explotación que está acogida a ayudas agroambientales (Barbecho medioambiental, Agricultura ecológica, Medida agroambiental al cultivo de girasol en secano, y Ayuda a los sistemas de extensificación para la protección de la flora y la fauna).
Interpretación	Cuando los agricultores se acogen a alguna ayuda agroambiental, deben asumir ciertos compromisos beneficiosos para el medio ambiente. De ese modo, mayores valores de indicador implican en mayor grado de sostenibilidad ambiental de la explotación.
Método de cálculo	$SUCUAGRO = \sum_n \frac{x_n \times C_n}{SUP}$ Siendo: $SUCUAGRO$: Zona cubierta por ayudas agroambientales en la explotación (%) x_n : Superficie cubierta por la ayuda agroambiental ***n*** en la explotación (ha) C_n : Coeficientes de ponderación del programa SUP : Superficie total de la explotación (ha)

AYUDAS AGROAMBIENTALES

Nº	Nombre
C1	**Barbecho medioambiental**
C2	**Ayuda a la agricultura ecológica**
C3	**Medida agroambiental al cultivo del girasol en secano**
C4	**Sistemas de extensificación para la protección de la flora y la fauna**

Escala de Valores

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Igual de importante		Ligeramente más importante		Moderadamente más importante		Mucho más importante		Infinitamente más importante

EXPERTO	C12a	C12b	C13a	C13b	C14a	C14b	C23a	C23b	C24a	C24b	C34a	C34b
1)												
2)												
3)												
4)												
5)												

ANEXO 4. CUESTIONARIO AHP – Indicadores sintéticos

INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

Escala de Valores								
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Igual de importante		Ligeramente más importante		Moderadamente más importante		Mucho más importante		Infinitamente más importante

DIMENSIÓN ECONÓMICA

Nº	Nombre	Definición	Interpretación
E1	**Rentabilidad privada de las explotaciones agrarias**	Suma de los ingresos percibidos por cultivos y las subvenciones "PAC" concedidas a la explotación, menos costes variables.	Valores negativos del indicador en mediciones sucesivas denotan que la explotación no es económicamente sostenible.
E2	**Contribución de la agricultura al PIB**	Renta de los agricultores excluyendo los ingresos percibidos por ayudas europeas (PAC).	A valores menores, mayor grado de dependencia de la actividad de las ayudas externas. Valores positivos, implican mayor grado de autonomía financiera.
E3	**Superficie asegurada**	Porcentaje de superficie de la explotación asegurada en rendimientos totales y/o adversidades climáticas.	Mayores valores, suponen mayor sostenibilidad económica, en la medida que la contratación de seguros agrarios proporciona mayor estabilidad de ingresos ante pérdidas debidas a sucesos exógenos e inesperados.

INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

Escala de Valores								
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Igual de importante		Ligeramente más importante		Moderadamente más importante		Mucho más importante		Infinitamente más importante

DIMENSIÓN SOCIAL

Nº	Nombre	Definición	Interpretación
S1	**Empleo Agrario**	Horas de trabajo anual necesarias (computandóse el tiempo empleado en todas las labores de todos los cultivos) por ha de explotación.	Mayores valores, implican mayores necesidades de mano de obra y por lo tanto, mayor capacidad de fijar la población en el medio rural, lo que confiere mayor sostenibilidad social a la explotación.
S2	**Estacionalidad de la mano de obra**	Variación de las necesidades de mano de obra en los diferentes meses del año. Calculado mediante sumatorios de las necesidades mensuales del plan de cultivos de la explotación.	Mayores valores de estacionalidad denotan menor capacidad de la actividad agraria en generar un trabajo contínuo, lo que implica una menor capacidad para fijar la población en el medio rural, es decir menor sostenibilidad social.
S3	**Riesgo de abandono de la actividad agraria**	Estimación del riesgo de abandono de la explotación valorado en función de la combinación de dos factores: *(a)* la edad del titular de la explotación (cuando no exista posibilidad de relevo generacional); *(b)* la renta del titular de la explotación.	Mayores valores, suponen un incremento del riesgo de abandono de la explotación, es decir, menor sostenibilidad social.
S4	**Dependencia económica de la actividad agraria**	Porcentaje de ingresos del titular de la explotación que dependen directamente de la agricultura.	Un mayor valor del indicador implica en mayor sostenibilidad económica al ser la actividad agraria capaz de mantener por si misma al titular. De esa manera, fija la mano de obra en el medio rural, lo que contribuye al incremento de la sostenibilidad social.

INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

Escala de Valores								
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Igual de importante		Ligeramente más importante		Moderadamente más importante		Mucho más importante		Infinitamente más importante

DIMENSIÓN AMBIENTAL

Nº	Nombre	Definición	Interpretación
A1	**Especialización**	Porcentaje de la superficie de la explotación que ocupa el cultivo mayoritario.	A mayor especialización, menor sostenibilidad ambiental, dado que el monocultivo disminuye la biodiversidad agrícola de la zona.
A2	**Superficie media por parcela**	Superficie media de las parcelas de la explotación.	Cuanto menor el valor del indicador, mayor será la sostenibilidad ambiental puesto que un menor tamaño de parcela propicia la aparición del efecto mosaico con el consiguiente favorecimiento de la biodiversidad.
A3	**Cobertura del suelo**	Nº de días al año durante los cuales la vegetación cubre el suelo agrícola. Se tienen en cuenta en el cálculo de este indicador tanto los días en que el cultivo ocupa el suelo, como el sistema de cultivo (siembra directa, mínimo laboreo, laboreo tradicional).	A mayor número de días de cobertura del suelo, mayor sostenibilidad ambiental al disminuir el riesgo de erosión.
A4	**Balance de nitrógeno**	Balance total de nitrógeno de la explotación: Calculado como la diferencia física entre todo el nitrógeno aportado al suelo (vía aportes nitrogenados del abonado orgánico y mineral, y la fijación simbiótica) y el retirado de la explotación (vía productos y subproductos aprovechados).	A valores más cercanos a cero, mayor sostenibilidad ambiental, al reducir el riesgo de contaminación de las aguas por nitratos.
A5	**Balance de fósforo**	Balance total de fósforo de la explotación: Cálculo como la diferencia física entre todo el fósforo aportado al suelo (aportes de fósforo del abonado tanto orgánico como mineral) y el retirado de la explotación (vía productos y subproductos aprovechados).	A valores más próximos a cero, mayor sostenibilidad ambiental, evitando riesgos de eutrofización de las aguas.
A6	**Riesgo de pesticidas**	Capacidad biocida de los pesticidas aplicados en la explotación, medida en kg de organismo vivos: Calculado en función de la DL50 de cada producto aplicado.	A mayor valor de este indicador, menor sostenibilidad ambiental.
A7	**Uso del agua de riego**	Cantidad de agua de riego utilizada por la explotación: Calculada para cada explotación en función de las necesidades hídricas de los distintos cultivos y de la eficiencia de los sistemas de riego.	A mayor valor del indicador, menor sostenibilidad ambiental, al necesitar más recursos hídricos para el desarrollo de la actividad.
A8	**Balance energético**	Balance energético de la explotación agraria: Cáculo como la diferencia entre la energía generada por el sistema (producción agraria cosechada) y la energía aportada al sistema (inputs y labores).	Mayores valores del indicador denotan que el sistema de producción empleado en la explotación consume menos energía de la que produce, y por consiguiente, mayor será la sostenibilidad ambiental.
A9	**Superficie acogida a ayudas agroambientales**	Superficie de la explotación acogida a las ayudas agroambientales: Ratio de la superficie de la explotación que está acogida a ayudas agroambientales (Barbecho medioambiental, Agricultura ecológica, Medida agroambiental al cultivo de girasol en secano, y Ayuda a los sistemas de extensificación para la protección de la flora y la fauna).	Cuando los agricultores se acogen a alguna ayuda agroambiental, deben asumir ciertos compromisos beneficiosos para el medio ambiente. De ese modo, mayores valores de indicador implican en mayor grado de sostenibilidad ambiental de la explotación.

CÁLCULO DE ÍNDICES DE SOSTENIBILIDAD

CUESTIONARIO AHP - PONDERACIONES DE INDICADORES SIMPLES

BASE DE DATOS EXPERTOS - M. SAATY



Universidad de Valladolid

EXPERTO	E12a	E12b	E13a	E13b	E23a	E23b	S12a	S12b	S13a	S13b	S14a	S14b	S23a	S23b
1)														
2)														
3)														
4)														
5)														
6)														
7)														
8)														
9)														
10)														

EXPERTO	S24a	S24b	S34a	S34b	A12a	A12b	A13a	A13b	A14a	A14b	A15a	A15b	A16a	A16b
1)														
2)														
3)														
4)														
5)														
6)														
7)														
8)														
9)														
10)														

EXPERTO	A17a	A17b	A18a	A18b	A19a	A19b	A23a	A23b	A24a	A24b	A25a	A25b	A26a	A26b
1)														
2)														
3)														
4)														
5)														
6)														
7)														
8)														
9)														
10)														

EXPERTO	A27a	A27b	A28a	A28b	A29a	A29b	A34a	A34b	A35a	A35b	A36a	A36b	A37a	A37b
1)														
2)														
3)														
4)														
5)														
6)														
7)														
8)														
9)														
10)														

EXPERTO	A38a	A38b	A39a	A39b	A45a	A45b	A46a	A46b	A47a	A47b	A48a	A48b	A49a	A49b
1)														
2)														
3)														
4)														
5)														
6)														
7)														
8)														
9)														
10)														

EXPERTO	A56a	A56b	A57a	A57b	A58a	A58b	A59a	A59b	A67a	A67b	A68	A68b	A69a	A69b
1)														
2)														
3)														
4)														
5)														
6)														
7)														
8)														
9)														
10)														

EXPERTO	A78a	A78b	A79a	A79b	A89a	A89b
1)						
2)						
3)						
4)						
5)						
6)						
7)						
8)						
9)						
10)						