

Javier Tapia Barcones

La gestión sostenible del regadío en la cuenca del Flumen

Departamento
Análisis Económico

Director/es
Albiac Murillo, José

<http://zaguan.unizar.es/collection/Tesis>

© Universidad de Zaragoza
Servicio de Publicaciones

ISSN 2254-7606



Universidad
Zaragoza

Tesis Doctoral

LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL REGADÍO EN LA CUENCA DEL FLUMEN

Autor

Javier Tapia Barcones

Director/es

Albiac Murillo, José

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA

Análisis Económico

2015

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
FACULTAD DE ECONOMÍA Y EMPRESA
DEPARTAMENTO DE ANÁLISIS ECONÓMICO



LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL REGADÍO
EN LA CUENCA DEL FLUMEN

Tesis doctoral

Javier Tapia Barcones

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
FACULTAD DE ECONOMÍA Y EMPRESA
DEPARTAMENTO DE ANÁLISIS ECONÓMICO

LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL REGADÍO
EN LA CUENCA DEL FLUMEN

Memoria presentada por
Javier Tapia
en satisfacción de los requisitos
necesarios para optar al grado de Doctor

Director: Dr. José Albiac Murillo

Tutora: Elena Calvo Calzada

“La mente crea el puente, pero es el corazón el que lo cruza”
Sri Nisargadatta Maharaj

AGRADECIMIENTOS

A lo largo de esta andadura profesional y personal, que finalmente termina, han sido muchas las personas e instituciones a las que he de agradecer su desinteresada ayuda para la realización y culminación de esta tesis.

Como no podría ser de otra forma, he de comenzar estos agradecimientos, con José Albiac, mi director de tesis. Su trabajo y dedicación han sido indispensables en todas las etapas y han conseguido que esta tesis sea lo que actualmente es. Gracias.

A Elena Calvo, cuya ayuda y apoyo han sido (y siguen siendo) inestimables del mismo modo. También gracias.

A Yolanda Martínez y Angels Xabadía, que han estado ahí siempre que las he necesitado y cuyos anteriores trabajos sirven de base para alguno de los capítulos.

A Encarna Esteban y Taher Kahil, compañeros en el principio y final de toda la aventura.

A Julio Sánchez, cuya preocupación y consejos me han servido para tomar fuerzas.

A la Unidad de Economía Agraria del CITA, por darme los medios y facilidades para la realización de esta tesis. A las no pocas personas que han ido pasando por ella Skender, Orhan, Ana, George, Joaquín, Merche, Azucena, Camino, Jack, y tantos otros y muy especialmente a mis amigos Helena Resano, Eliseo Rivas y Michael Bourne.

A la Unidad de Suelos y Riegos del CITA, cuyos aportes a este trabajo son indispensables y por su apoyo, a través del proyecto INCO, Diagnosis and Control of Salinity and Nitrate Pollution in Meditarrean Irrigated Agriculture, dirigido por Ramón Aragüés fue determinante en los primeros años. A Ramón y Lola Quílez y muy especialmente a Daniel Isidoro por suplir las carencias que presentaba sobre el mundo real fuera del despacho de este economista. A Farida, Ramón, Montse, Béa, Marian, Maite, Olga, Nacho, Nacho, Talel y tantos otros.

A las personas de otras unidades del CITA, CTRA y CSIC cuyos conocimientos han enriquecido esta tesis y a mi mismo. Pablo, Cristina, Manu, Javier, Gabriel, Ana, ... innumerables. Entre ellos quiero destacar a Fernando Orus, del que aprendí muchísimo sobre porcino y purines, a Eduardo Notivol determinante en el estudio de la silvicultura,

Enrique Playán, Jose Cavero y mi más cariñoso recuerdo a Antonio Martínez Cob, que nos dejó hace poco, del que aprendí gran parte de lo que conozco sobre necesidades hídricas y casi todo sobre meteorología y evotranspiración de los cultivos.

A Jesús Nogués por su ayuda con la clasificación y determinación de los suelos de la zona de estudio.

A Luis Roldan por facilitarme los datos territoriales 1T y los datos de las encuestas ganaderas.

A Madhu Khanna de la universidad de Illinois donde realice mis estancias y que me enseñó otra visión de la misma ciencia.

A Mara González, colega y amiga excelente y cuyo soporte se ha hecho indispensable tanto en esta tesis como en la vida en general.

A Mithat Mema del que partió la idea de que hiciera una tesis doctoral (ya te pillaré, ya).

Y por último, pero en solo en lista, a mi madre, mi tío Alfredo, mi madrina Pilar, Sergio, esa familia que te apuntala de tal manera que no te deja caer en los malos momentos. A mi padre, que a pesar de fallecer mucho antes de empezar con el trabajo, siempre está en mi pensamiento.

Índice

1. Introducción	1
1.1 Importancia del trabajo	3
1.2 Objetivos	5
1.3 Metodología.....	6
1.4 Referencias bibliográficas.....	11
2. Escasez y asignación del agua de riego.....	13
2.1 Introducción.....	13
2.2 La asignación de agua en el regadío.....	15
2.3 Resultados de las reglas sociales de asignación de agua.....	22
2.3.1 La regla proporcional	22
2.3.2 La regla uniforme.....	23
2.3.3 La regla secuencial	25
2.3.4 La regla del mercado de agua.....	27
2.4 Resultados de las reglas sociales en la cuenca del Flumen.	32
2.4.1 La regla proporcional	34
2.4.2 La regla uniforme.....	34
2.4.3 La regla secuencial	36
2.4.4 La regla del mercado de agua.....	38
2.4.5 Comparación de los resultados de las reglas.....	42
2.5 Resumen y conclusiones.....	46
2.6 Referencias bibliográficas.....	49
3. Contaminación difusa por nitrógeno en la agricultura	51
3.1 Introducción.....	51
3.2 La modelización de la contaminación por nitratos.....	55
3.3 Resultados.....	59
3.3.1 Resultados por explotación tipo	63
3.3.2 Resultados para la cuenca del Flumen	64
3.4 Resumen y conclusiones.....	72
3.5 Referencias bibliográficas.....	76
Anexo I. Resultados individuales de los agricultores que cultivan maíz en diferentes suelos bajo diferentes sistemas de riego.....	79
Anexo II. Resultados detallados de las simulaciones realizadas en la Cuenca del Flumen	81

4. El cambio climático en el sector agrario: emisiones de GEI, escasez de agua y sequías, y políticas de mitigación y adaptación	87
4.1 Introducción	87
4.2 Estudio de los gases de efecto invernadero en el sector primario de la cuenca del Flumen	89
4.3 Balance de GEI del sector primario en la Cuenca del Flumen	91
4.3.1 Sector Agrícola.....	93
4.3.2 Sector Ganadero.....	99
4.3.3 Sector forestal.....	107
4.4 Resumen y conclusiones	113
4.5 Referencias bibliográficas	118
Anexo	121
5. Resumen y conclusiones.....	135

Índice de Cuadros

Cuadro 2.1. Extracciones de agua por sector en España (hm ³).....	14
Cuadro 2.2. Coeficientes de las funciones de rendimiento con inputs nitrógeno y agua ...	19
Cuadro 2.3. Coeficientes de las funciones de rendimiento con input agua.	20
Cuadro 2.4. Beneficio bajo la regla proporcional (euros/ha)	24
Cuadro 2.5. Uso de agua bajo la regla proporcional (m ³ /ha)	24
Cuadro 2.6. Beneficio bajo la regla uniforme (euros/ha).....	26
Cuadro 2.7. Uso de agua bajo la regla uniforme (m ³ /ha).....	26
Cuadro 2.8. Beneficio bajo la regla secuencial (euros/ha).....	28
Cuadro 2.9. Uso de agua bajo la regla secuencial (m ³ /ha)	28
Cuadro 2.10. Beneficio bajo la regla del mercado de agua (euros/ha)	30
Cuadro 2.11. Uso de agua bajo la regla del mercado de agua (m ³ /ha).....	30
Cuadro 2.12. Distribución del maíz en la cuenca del Flumen	33
Cuadro 2.13. Beneficio bajo la regla proporcional en la Cuenca del Flumen (miles de euros).....	35
Cuadro 2.14. Uso de agua bajo la regla proporcional en la Cuenca del Flumen (miles de m ³).....	35
Cuadro 2.15. Beneficio bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de euros)	37
Cuadro 2.16. Uso de agua bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de m ³)	37
Cuadro 2.17. Beneficio bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de euros)	39
Cuadro 2.18. Uso de agua bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de m ³)....	39
Cuadro 2.19. Beneficio bajo la regla de mercado en la Cuenca del Flumen (miles de euros)	40
Cuadro 2.20. Uso de agua bajo la regla de mercado en la Cuenca del Flumen (miles de m ³)	40
Cuadro 2.21. Intercambios y precio de equilibrio para cada dotación bajo la regla de mercado	41
Cuadro 3.1. Coeficientes de las funciones de rendimiento	60
Cuadro 3.2. Coeficientes de las funciones de lixiviado	61
Cuadro 3.3. Reducción óptima de las emisiones en cada explotación tipo	62
Cuadro 3.4. Emisiones de lixiviado por explotación tipo (kg/ha).....	63
Cuadro 3.5. Distribución del maíz en la cuenca del Flumen por sistema de riego y suelo	66
Cuadro 3.6. Resultados de medidas heterogéneas y del límite a las emisiones conjuntas	67
Cuadro 3.7. Resultados de medidas homogéneas.....	68
Cuadro 3.8. Coste de las medidas de control para los agricultores por explotación tipo.	69
Cuadro AI.1. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Chacilla (8%) con riego por aspersión.....	79
Cuadro AI.2. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Corraletes (20%) con riego por aspersión	79

Cuadro AI.3. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Planteros (12%) con riego por aspersión	79
Cuadro AI.4. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Chacilla (8%) con riego por superficie	79
Cuadro AI.5. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Corraletes (20%) con riego por superficie	80
Cuadro AI.6. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Planteros (12%) con riego por superficie	80
Cuadro AII.1. Solución base en la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	81
Cuadro AII.2. Solución de un impuesto sobre las emisiones individuales de 3 € por kilo de nitrógeno lixiviado en la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.....	81
Cuadro AII.3. Solución de reducciones heterogéneas por tipo de suelo, 8% sobre suelo Chacilla, 20% sobre suelo Corraletes y 12% sobre suelo Planteros. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	82
Cuadro AII.4. Solución de reducción de un 8% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	82
Cuadro AII.5. Solución de reducción de un 12% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	83
Cuadro AII.6. Solución de reducción de un 15% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	83
Cuadro AII.7. Solución de reducción de un 20% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	84
Cuadro AII.8. Solución de reducción de un 8% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.....	84
Cuadro AII.9. Solución de reducción de un 12% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	85
Cuadro AII.10. Solución de reducción de un 15% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	85
Cuadro AII.11. Solución de reducción de un 20% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego	86
Cuadro 4.1. Manejo de los cultivos por sistema de riego	94
Cuadro 4.2. Manejo de los cultivos en secano	95
Cuadro 4.3 Emisiones directas e indirectas de los principales cultivos en regadío	96
Cuadro 4.4. Emisiones directas e indirectas de los principales cultivos en secano	96
Cuadro 4.5. Resultados de medidas heterogéneas y del límite a las emisiones conjuntas	98
Cuadro 4.6. Resultados de medidas homogéneas.....	99
Cuadro 4.7. Coste de las medidas de control para los agricultores de la cuenca	100
Cuadro 4.8. Producción de estiércol y purín y capacidad total de almacenamiento (120 días)	102
Cuadro 4.9. Estimación del contenido de N en estiércoles y purín.....	104
Cuadro 4.10. Purines y estiércoles no utilizados por la agricultura (t N).....	105
Cuadro 4.11. Factores de emisión entérica por tipo de animal (FEA).....	106

Cuadro 4.12. Factores de emisión tratamiento de purines por sistemas de manejo (FES)	107
Cuadro 4.13. Emisiones de GEI provenientes de la ganadería	108
Cuadro 4.14. Escenarios y máximo incremento de fijación de carbono	109
Cuadro A.1. Distribución de la superficie regada por sistemas de riego y municipio (has)	121
Cuadro A.2. Superficie de cultivos herbáceos en regadío por municipio en la Cuenca (has)	122
Cuadro A.3. Superficie de cultivos leñosos en regadío por municipio en la Cuenca (has)	123
Cuadro A.4. Superficie de cultivos herbáceos en secano por municipio en la Cuenca (has)	124
Cuadro A.5. Superficie de cultivos leñosos en secano por municipio en la Cuenca (has)	125
Cuadro A.6. Emisiones directas e indirectas por grupos de cultivo en la Cuenca	126
Cuadro A.7. Necesidades de abonado de nitrógeno por municipios en la Cuenca (t N)	127
Cuadro A.8. Necesidades de abonado de nitrógeno orgánico con límites por ha (t N)	128
Cuadro A.9. Necesidades de abonado de nitrógeno orgánico, producción de nitrógeno orgánico y exceso de nitrógeno en el supuesto de utilización del 30% del abonado	129
Cuadro A.10. Emisiones de CH ₄ de la Fermentación Entérica (t CO ₂ eq)	130
Cuadro A.11. Emisiones de N ₂ O del manejo de estiércol (t CO ₂ eq)	131
Cuadro A.12. Producción de nitrógeno excretado en estiércol y purín (t N)	132
Cuadro A.13. Stock y Fijación anual de carbono en masa forestal medidos en t CO ₂ equivalentes	133

Índice de Figuras

Figura 2.1. Soluciones de equilibrio en el mercado de agua bajo escenarios de escasez...	31
Figura 2.2. Municipios, tipos de suelo y localización del regadío en la cuenca del Flumen	33
Figura 2.3. Soluciones de equilibrio en el mercado de agua en la Cuenca del Flumen.....	42
Figura 2.4. Beneficios totales bajo las distintas reglas en la Cuenca del Flumen (miles euros).....	43
Figura 2.5. Uso de agua bajo las distintas reglas en la Cuenca del Flumen (hm ³).....	44
Figura 3.1. Reducción de la contaminación bajo soluciones no cooperativas y cooperativas	53
Figura 4.1. Superficie (ha) y emisiones totales de N ₂ O (t CO ₂ eq) por grupo de cultivo	97
Figura 4.2. Mapa de declaración de zonas vulnerables (Octubre 2013).....	103
Figura 4.3. Mapa de localización de masas forestales en la Cuenca del Flumen.....	112
Figura A.1. Representación gráfica de la relación establecida entre grupos de cultivo y emisiones contaminantes de oxido nitroso por municipio	134

Capítulo 1. Introducción

La apropiación de los recursos naturales renovables y no renovables para cubrir las necesidades humanas se ha producido en todas las sociedades humanas, en forma de bienes privados, comunales o públicos. En las sociedades preindustriales, la presión de las extracciones sobre los recursos no era muy intensa, por lo que las actividades humanas tenían en general un impacto limitado sobre la degradación y escasez de los recursos naturales. A partir de la revolución industrial del siglo dieciocho, el enorme crecimiento de las actividades económicas y la población han provocado una degradación significativa de los recursos naturales y de los ecosistemas. La sobreexplotación de los recursos, la destrucción de hábitats con pérdidas de biodiversidad, y las emisiones contaminantes se han convertido en problemas serios que amenazan la sostenibilidad de las sociedades. Un ejemplo es el cambio climático que va a tener efectos negativos importantes sobre las actividades económicas y el bienestar de la humanidad.

Existen dos enfoques para analizar los problemas de la degradación de los recursos naturales y el medio ambiente. Un enfoque es el de la economía ambiental basado en el concepto de la sostenibilidad débil, en el que el capital natural puede sustituirse por capital creado por los hombres. La economía ambiental analiza las externalidades medioambientales y la escasez de recursos, y plantea la solución de internalizar las externalidades en los mercados y mantener el nivel de consumo de la sociedad (Solow 1986, Hartwick 1978). El otro enfoque es el de la economía ecológica basado en el concepto de sostenibilidad fuerte, en el que existe un capital natural crítico que no puede sustituirse por capital creado por los hombres (Boulding 1966, Common y Perrings 1992). La economía ecológica analiza la capacidad de carga de los recursos naturales y el medio ambiente, por lo que es necesario establecer límites a su degradación.

En esta tesis se utiliza las herramientas de análisis de la economía ambiental, pero con un especial énfasis en la incorporación de los procesos biofísicos subyacentes para reforzar la dimensión de sostenibilidad de los resultados que se obtengan.

En esta tesis se examina la gestión sostenible de los recursos hídricos en la agricultura, y en el análisis se tiene en cuenta el marco institucional y normativo relacionado con los recursos hídricos. En el marco institucional es clave la autoridad de cuenca, y en el marco normativo las directivas de la Unión Europea que afectan a la cantidad y calidad del agua (Directiva de Nitratos [1991], Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas

[1991], y Directiva Marco del Agua [2000]).

La principal directiva es la Directiva Marco del Agua, que establece como objetivo la protección y mejora del buen estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, y la prevención de su deterioro. La directiva señala que la protección de los recursos hídricos se consigue mediante el uso eficiente y sostenible del agua, la limitación de las extracciones, y la reducción de las cargas de contaminación, tanto puntuales como difusas.

El sector primario es un sector clave cuando se trata de la protección y conservación del medio ambiente y los recursos naturales. El proceso de industrialización y terciarización de la economía ha llevado a la pérdida de importancia económica y social del sector primario en los países desarrollados así como las menores necesidades de mano de obra, el abandono de la actividad y la consecuente despoblación de las áreas rurales. La importancia del sector primario ha llevado a la redefinición del sector teniendo en cuenta además del valor económico de mercado, sus beneficios multifuncionales, es decir su relación con los ecosistemas y la generación de servicios medioambientales.

Las actividades agrícolas, ganaderas y forestales durante los últimos siglos han conformado el capital natural del territorio. La desaparición de estas actividades tradicionales tiene no sólo costes económicos, sino también elevados costes sociales y medioambientales. Un ejemplo evidente de este proceso se da en el territorio de Aragón, con un enorme problema de despoblación en el entorno rural que ha llevado a la reducción y desaparición de las actividades ganaderas y forestales tradicionales, y la degradación de las zonas de pastos y de los bosques.

El territorio de Aragón abarca una extensión de casi cinco millones de hectáreas. Los sectores agrario y forestal ocupan casi cuatro millones de hectáreas, de las que la mitad son tierras de cultivo, y la otra mitad praderas y montes. El sector primario de Aragón representa el 4 por cien del valor de la producción y el 6 por cien de la población ocupada de la región, y está ligado a una importante industria agroalimentaria que es la segunda rama industrial con un 12 por cien de la producción y un 11 por cien del empleo industrial. La producción agraria alcanza los 3.800 millones de euros, de los que 1.450 millones los aportan las actividades de cultivo y 2.200 millones las actividades ganaderas. Los grupos de producciones con mayores ingresos son cereales (670 millones €), frutales (370) y forrajeras (210) en cultivos, y porcino (1.350), bovino carne (330) y ovino y caprino (85) en la ganadería. El valor de mercado de las actividades forestales es muy pequeño, menor a los 20 millones €, no alcanza el 1 por cien de la producción del sector primario, y con una

creación de empleo en torno a las 3.000 personas en Aragón, aunque su importancia local para algunas poblaciones es significativa y sirve para sostener el uso tradicional del bosque. Las actividades que generan ingresos son madera, leña, caza y setas, mientras que otros servicios como la fijación de carbono y la contribución al ciclo del agua, o los servicios recreativos o de paisaje están fuera del mercado y no generan ingresos (anuario estadístico agrario de Aragón 2008-2009, macromagnitudes del sector agrario aragonés 2013).

1.1 Importancia del trabajo

En esta tesis se abordan aspectos medioambientales del sector primario en Aragón, es decir, de las actividades agrícolas, ganaderas y forestales. Todas estas actividades generan externalidades tanto positivas como negativas. Entre las externalidades positivas podemos incluir, entre otras, el cuidado y mantenimiento del territorio como soporte de la biodiversidad, el cuidado de los bosques junto a otra vegetación y la fauna, la fijación de la población rural, la reducción de la probabilidad de inicio y propagación de incendios, la prevención del avance de la desertificación, la reducción de la erosión, la fijación de CO₂ por la vegetación, entre otras. Entre las externalidades negativas podemos destacar la sobreexplotación de los recursos naturales,¹ y la contaminación y degradación del medio ambiente.

En esta tesis se pretende evitar parte de las limitaciones de los estudios en economía medioambiental y de los recursos naturales. Para ello se estudian los diferentes aspectos económicos y medioambientales a partir del conocimiento de los procesos biofísicos subyacentes. En el trabajo se incorporan tanto las características económicas de las actividades agrarias como las características biofísicas de la zona de estudio. La relación entre los sistemas económicos y biofísicos suele hacerse, o bien mediante modelos económicos que incluyen parámetros biofísicos, o bien mediante modelos económicos que incluyan componentes biofísicos. En cualquiera de los dos casos los modelos presentan problemas de modelización. El modelo bioeconómico elaborado en esta tesis incluye la toma de decisiones de producción de los agricultores, mediante la utilización de funciones de producción y contaminación de los cultivos. Se tiene en cuenta tanto los procesos

¹ Como explica Hardin (1960) en la Tragedia de los Comunes, la presión creciente de la población provoca el agotamiento de los bienes comunales. La solución que plantea es la privatización o la propiedad pública, junto a la regulación del acceso.

económicos como los biofísicos que reflejan el comportamiento de los agricultores ante distintas medidas de políticas de gestión y control de la contaminación o reparto eficiente del agua de riego.

La economía del medio ambiente y de los recursos naturales es una materia compleja, y abarca diferentes áreas del conocimiento interrelacionadas. La fuerte especialización de las distintas disciplinas supone un esfuerzo de integración imprescindible para un análisis de políticas que tenga sentido y se fundamente en los procesos biofísicos.² La presente tesis trata de paliar, en la medida de lo posible, esos problemas. Por ello, aborda tres temas de investigación estudiados de forma independiente y estudiando las posibles relaciones entre ellos.

En el capítulo 2 se estudia el reparto eficiente de agua en la agricultura en una comunidad de regantes bajo escenarios de escasez, y los efectos de distintas reglas de reparto entre los agricultores. En el capítulo 3 se estudia la calidad del agua de riego mediante el estudio de la contaminación difusa de nitratos en la agricultura. En el capítulo 4 se estudia el balance de gases de efecto invernadero (GEI), contabilizando los provenientes de los sectores agrícola, ganadero y la captación de carbono realizada en bosques. Se estudia el problema de utilización de purines provenientes del sector ganadero en el marco del estudio de las políticas de mitigación del cambio climático. Finalmente en el capítulo 5 se presenta el resumen y las conclusiones del trabajo, donde se generalizan los resultados empíricos obtenidos en las distintas partes de la tesis, desde un enfoque teórico.

La zona de estudio de cada uno de los capítulos ha sido la Cuenca del río Flumen. La Cuenca del Flumen se sitúa en la provincia de Huesca, en Aragón. Los municipios pertenecientes a esta cuenca abarcan territorios de tres comarcas: Alto Gállego, Hoya de Huesca y Monegros. La cuenca tiene una superficie de 1.443 km², de los que una tercera parte son tierras en regadío.

Otro problema de la investigación en economía del medio ambiente y los recursos naturales es la débil aplicación empírica que suelen tener los modelos planteados en diferentes estudios, que si bien se fundamentan en la teoría económica en su concepción, se alejan del mundo real en su aplicación. La metodología de este trabajo también se apoya en los modelos teóricos y el diseño de políticas que se describen en la literatura para resolver los problemas estudiados. En la investigación en economía del medioambiente y

² Cuando se ignoran los procesos biofísicos, el resultado es un enfoque simplista que ignora las dimensiones no lineales, dinámicas y espaciales en el análisis de las políticas.

de los recursos naturales es importante poder aplicar los resultados de los modelos y del análisis de políticas.

Todos los capítulos de este trabajo recogen datos empíricos de la cuenca o simulaciones generadas a partir de datos empíricos recogidos mediante encuestas o expertos que trabajan en la zona. A este respecto, en el capítulo 2 se presenta el primer estudio de aplicación de reglas de reparto de agua aplicada a una comunidad o cuenca con datos empíricos. Este esfuerzo de análisis empírico se complementa con el diseño de escenarios de medidas teniendo en cuenta que la implementación y control sea factible. Por último, en el capítulo 3 se estudia por primera vez un estudio de la contaminación difusa diferenciando a la vez los sistemas de riego y los tipos de suelo.

1.2 Objetivos

Esta tesis tiene un objetivo general y objetivos específicos para cada capítulo. El objetivo general es realizar un análisis económico y medioambiental del sector primario en la Cuenca del Flumen.

Los objetivos específicos del capítulo 2 sobre las reglas de reparto de agua bajo situaciones de escasez son:

- a) Modelizar las funciones de producción y margen neto de los sistemas de riego, inundación y aspersión, en los tipos de suelo de la Cuenca.
- b) Examinar los ganancias privadas y aumento en el bienestar social en situaciones de escasez cuando se utilizan reglas que persiguen la eficiencia en lugar de las actuales reglas de reparto de agua en una comunidad de regantes.
- c) Comparar los resultados anteriores con una regla de creación de mercado de agua.
- d) Estudiar las reglas de votación y posibilidades de implementación de las reglas.
- e) Establecer las compensaciones necesarias entre agentes para que los cambios en las reglas de reparto sean preferidas por todos los agricultores.

Los objetivos específicos del capítulo 3 sobre contaminación difusa son:

- f) Construir un modelo bioeconómico para analizar la situación de la contaminación difusa en cada tipo de explotación tipo y en toda la cuenca del Flumen.

- g) Utilizar el modelo anterior para analizar la respuesta de los agricultores ante la implementación de distintas políticas de control de la contaminación por nitratos, en concreto, umbrales homogéneos de reducción de la contaminación, umbrales heterogéneos, impuestos sobre emisiones, y límites a las emisiones conjuntas en la cuenca.
- h) Establecer los umbrales de reducción de contaminación óptimos para el control de la contaminación en la Cuenca.
- i) Analizar el coste de reducción de la contaminación que tienen las medidas estudiadas para los agricultores.

Los objetivos específicos del capítulo 4 sobre balance de Gases de Efecto Invernadero (GEI) y políticas de mitigación del cambio climático son:

- j) Estudio de las emisiones de GEI en el sector primario de la cuenca del Flumen.
- k) Balance de GEI en el sector primario de la cuenca.
- l) Aplicación de las políticas de reducción de la contaminación difusa desarrolladas en el capítulo anterior.
- m) Estudio de la utilización de purines y estiércoles sólidos en la agricultura de la cuenca.
- n) Estudio del secuestro de carbono en bosques, y gestión forestal encaminada a aumentar la fijación de carbono.

Por tanto se estudian los sectores agrario, ganadero y forestal, y sus interrelaciones, y también se analiza en profundidad la cantidad y la calidad óptimas de agua de riego en la agricultura. Además se examinan diversas medidas para aumentar la eficiencia en el reparto de la cantidad de agua entre agricultores, y para mejorar la calidad mediante el control de la contaminación difusa.

1.3 Metodología

La tesis trata cuestiones relacionadas con el uso de la tierra, la escasez de agua, y el cambio climático. Para la correcta consecución de los objetivos se han elaborado distintos modelos bioeconómicos aplicados a la cuenca del Flumen. La metodología es diferente según los objetivos a alcanzar en cada capítulo.

El segundo capítulo sobre escasez y asignación del agua de riego analiza la eficiencia de reglas de asignación del agua de riego entre usuarios de un colectivo de regantes. Las distintas reglas se evalúan en escenarios con escasez en la disponibilidad del agua de riego, cuya probabilidad aumentará con el cambio climático. Para examinar las asignaciones de agua se utiliza un modelo que maximiza el bienestar social, y que está formado por agricultores heterogéneos con diferentes sistemas de riego y tipos de suelo, y con distintas funciones de rendimiento. La especificación de la forma funcional es cuadrática, e incluye las variables agua de riego, nitrógeno, y stock de nitrógeno en suelo.

Se definen seis tipos de explotación de cultivo de maíz, que combinan dos sistemas de riego (aspersión e inundación), y tres tipos de suelo (Chacilla, Corraletes y Planteros). Estas funciones se estiman por tipo de suelo y sistema de riego, mediante datos recogidos por encuesta y la utilización del paquete de simulación de crecimiento de cultivos EPIC. Los resultados se han verificado con datos reales de las explotaciones de la zona.

Las funciones de respuesta del rendimiento del maíz al agua, se utilizan para examinar el actual sistema de reparto de agua de las comunidades de regantes, así como los efectos sobre el margen neto de los agricultores que tienen las distintas reglas de asignación en situaciones de escasez de agua moderada o severa.

Se han examinado cuatro reglas sociales: la regla proporcional, la regla uniforme, la regla secuencial, y la regla de mercado de agua. La regla social que se aplica actualmente es la regla proporcional, en la que cada agricultor heterogéneo recibe la misma cantidad de agua por hectárea. Debido a la heterogeneidad de los agricultores, existe margen para realizar una reasignación de agua de forma más eficiente a partir de la regla proporcional.

La regla uniforme parte de una asignación inicial proporcional entre los agricultores, para modificar a continuación esta asignación siguiendo las preferencias reveladas por los agricultores. Se permite que algunos agricultores puedan pedir menos agua que la proporción igualitaria que les corresponde inicialmente, permitiendo que la cantidad de agua liberada se reasigne entre el resto de los agricultores demandantes. Esta reasignación permite conseguir una mejora de eficiencia en el sentido de Pareto.

La regla secuencial tiene en cuenta la heterogeneidad de los agricultores en cuanto a la productividad de cada explotación, y parte de una asignación inicial del recurso distinta entre los agricultores. Esta asignación inicial puede responder a distintos criterios como son: antigüedad de los derechos sobre el recurso, fomento de técnicas de producción

ventajosas, reducción de la carga de contaminación, rentabilidad económica, protección de los ecosistemas u otras. La regla secuencial promueve la eficiencia al asignar el agua en relación a la productividad de los agricultores.

La regla del mercado de agua es un tipo de regla social que permite alcanzar el máximo bienestar social, cuando la asignación de agua entre los agricultores es tal que maximiza el beneficio privado de cada agricultor. Esta solución de asignación óptima podría alcanzarse a través de la planificación social, o también mediante el mercado de agua que genera una asignación y un precio de equilibrio óptimos.

Una vez realizado el análisis de las diferentes reglas de asignación de agua, se estudia la viabilidad que puede tener el cambio en las reglas de asignación, y las posibilidades de implementación de las reglas mediante los sistemas de votación. Para ello, se determina cuales son los agricultores ganadores y perdedores en términos de incrementos o pérdidas de sus beneficios privados ante cambios en las reglas de reparto de agua. De esta forma se puede conocer cuántos agricultores pueden estar a favor o en contra de cambiar el sistema actual de reparto de agua. Aplicando los sistemas de votación más extendidos –mayoría simple, dos terceras partes- se puede observar si en las comunidades de regantes podría instaurarse nuevas reglas de asignación de agua sin que se perjudique a la mayoría de los agricultores.

En el tercer capítulo sobre contaminación difusa por nitrógeno de la agricultura, se estudia la contaminación difusa producida por el lixiviado de nitratos en la agricultura. Las principales fuentes de contaminación por nitrógeno de los cursos de agua son los usos agrícolas, industriales y urbanos. En el caso de los usos industriales y urbanos, la contaminación es puntual porque el origen está localizado en un punto del espacio, y la medición y control de la carga contaminante son relativamente sencillas. El control de la contaminación difusa es mucho más complejo. Esta complejidad se deriva del coste prohibitivo que tiene la observación de las emisiones contaminantes en el origen, y también por la dificultad de conocer el proceso de transporte y destino de los contaminantes en el ambiente. La consecuencia es que no pueden utilizarse los instrumentos de control diseñados para la contaminación puntual.

El bienestar social de las actividades de cultivo se define como el beneficio privado de la producción de los agricultores, menos el daño medioambiental de la contaminación que generan estas actividades de producción en la cuenca. El beneficio privado depende de la producción y el daño medioambiental de la carga de emisiones contaminantes en la cuenca.

Se utiliza un modelo biofísico que incluye funciones de rendimiento, lixiviado, beneficio privado y bienestar social. El modelo sirve para analizar el comportamiento de los agricultores con cultivo de maíz en los sistemas de riego de aspersión e inundación y distintos tipos de suelo. En un primer paso se genera un modelo para cada explotación tipo, y posteriormente un modelo global de toda la Cuenca. Los resultados de simulación se validan mediante la comparación con los datos reales de la zona de estudio.

Posteriormente se implementan escenarios de política de control de la contaminación. Estos escenarios plantean diversas medidas de política medioambiental para la reducción de la carga de nitratos en los cursos de agua. Los escenarios de medidas de control consisten en un escenario de medidas heterogéneas de control, distinguiendo tres umbrales de reducción de la contaminación distintos según el tipo de suelo cultivado. Un escenario de medidas homogéneas a partir de un mismo umbral de reducción para todos los tipos de suelos. Finalmente se plantea un escenario que establece un umbral de reducción de contaminación que se corresponde con el precio sombra de la contaminación de las emisiones conjuntas de toda la cuenca.

A continuación se calculan los costes de reducción de la contaminación para cada medida (abatement cost) como diferencia entre la cuasirenta privada de cada una de los escenarios y la situación actual (o base sin medidas). Estos costes se dividen por el nivel de contaminación por lixiviado que se ha conseguido reducir, para obtener el coste de reducción unitario. El coste de reducción unitario permite comparar la eficiencia económica de todas las medidas implementadas, y poder utilizar la información en la toma de decisiones por el regulador.

El cuarto capítulo examina los aspectos de cambio climático, emisiones de GEI, escasez de agua, y políticas de mitigación y adaptación en la cuenca. En el capítulo se analizan cuestiones relacionadas con el uso del territorio y el cambio climático: las emisiones GEI del sector primario, y las políticas de mitigación y adaptación al cambio climático. En primer lugar se realiza un estudio de los gases de efecto invernadero emitidos y capturados por el sector primario de la Cuenca del Flumen. Seguidamente se realiza un balance de GEI del sector primario en la cuenca. La metodología utilizada para el balance de emisiones es una combinación entre los métodos de la Agencia Europea de Medioambiente (EEA 2006) y los métodos del IPCC (1996), teniendo en cuenta las aportaciones de Kahil (2011). Los métodos de la Agencia Europea de Medioambiente se

basan en la determinación de los factores de emisión por cada unidad de actividad, y los del IPCC se basan en ecuaciones físico-químicas.

El balance diferencia los subsectores agrícola, ganadero y forestal, y está desagregado por municipio y por tipo de fuente de emisión. En el sector agrícola se calculan las emisiones directas de óxido nitroso de los fertilizantes emitidas al abonar los cultivos, y las emisiones indirectas de óxido nitroso provenientes del proceso de lixiviado de nitrógeno en las parcelas hasta los cursos de agua. En las actividades ganaderas se evalúan las emisiones de metano y de óxido de nitrógeno. Las emisiones de metano se derivan de la fermentación entérica de los animales, y las emisiones de óxido nitroso se derivan del manejo y aplicación de los purines y estiércoles sólidos. La estimación de las emisiones de metano de la fermentación entérica, y del metano y óxido nitroso del estiércol se realiza con los métodos del IPCC. En el sector forestal se examina su función como sumidero de carbono. La fijación de carbono de los bosques es un componente importante en el diseño de las políticas de mitigación del cambio climático. En el trabajo se calcula el stock y la fijación anual de toneladas de CO₂ almacenado por los bosques de la cuenca. El cálculo se realiza siguiendo los métodos ofrecidos por el IPCC.

El cambio climático reducirá de forma significativa la disponibilidad de agua. Para contrarrestar estos problemas de escasez de agua, se examinan medidas de adaptación al cambio climático. En el trabajo se evalúan diversas medidas medioambientales en cada uno de los subsectores para la adaptación de los recursos hídricos al cambio climático, así como para la mitigación de las emisiones GEI. En el subsector agrícola se aplican las políticas examinadas en el capítulo 3 para la reducción de la contaminación difusa por nitratos. Una cuestión de importancia es la interrelación entre subsectores, en especial entre la ganadería y los cultivos, ya que las deyecciones de la ganadería pueden utilizarse como abono orgánico. Por ello, se estudia la utilización de purines y estiércoles sólidos en la agricultura procedentes del sector ganadero. También se tienen en cuenta los límites generales establecidos en la Directiva de Nitratos (1991) y las zonas vulnerables declaradas en la zona, donde los límites de abonado orgánico se reducen. Finalmente, se evalúan escenarios en el sector forestal que involucran una gestión medioambiental más activa, promoviendo un aumento en el carbono fijado como uno de los objetivos de la gestión.

1.4 Referencias bibliográficas

- Confederación Hidrográfica del Ebro. 2008. Esquema Provisional de Temas Importantes en Materia de Gestión de las Aguas en la Demarcación Hidrográfica del Ebro. CHE-MARM. Zaragoza.
- Directiva del consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura Doce 375/L, de 31-12-91.
- Environment European Agency (EEA). 2006. Annual European community greenhouse gas inventory 1990-2004 and inventory report 2006. Technical report 6. EEA. Copenhagen.
- European Environmental Agency. 2001. Environmental signal 2001. European Environment Agency regular indicator report. Environmental assessment report No 8.
- Gobierno de Aragón. 2009. Anuario Estadístico Agrario de Aragón 2008-2009. Departamento de Agricultura y Alimentación. Secretaria General Técnica. Zaragoza.
- Gobierno de Aragón. 2014. Estimación macromagnitudes del sector agrario aragonés 2013. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Secretaría General Técnica. Zaragoza.
- Hardin G. 1960. The Competitive Exclusion Principle. *Science* 131(3409): 1292–97.
- Hartwick J. 1978. Substitution among exhaustible resources and intergenerational equity. *Review of Economic Studies* 45: 347-54.
- Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). 1996b. Climate Change 1995: impacts, adaptation and mitigation of climate change: scientific-technical analyses. Contribution of working group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Londres.
- Kahil M.T. 2011. Instrumentos de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático en la Agricultura de Aragón. Tesis de Master en Planificación Integrada para el Desarrollo Rural y la Gestión del Medioambiente. CIHEAM.
- Solow R. 1986. On the intergenerational allocation of natural resources. *Scandinavian Journal of Economics* 88(1): 141-49.

Boulding K. 1966. The economics of the coming spaceship earth. In H. Jarret (Ed.)
Environmental Quality in a Growing Economy. Resources for the Future-John
Hopkins University. Baltimore.

Common M. y S. Perrings. 1992. Towards an ecological economics of sustainability.
Ecological Economics 6(1): 7-34.

Capítulo 2. Escasez y asignación del agua de riego

2.1 Introducción

La presión sobre los recursos hídricos ha ido en aumento durante el último siglo por el enorme crecimiento de la población y las actividades económicas, con efectos negativos en muchas cuencas a nivel global. Los problemas derivados de esta fuerte expansión de las extracciones de recursos hídricos son la escasez de agua y la degradación de su calidad. La escasez de agua es consecuencia de las excesivas extracciones de aguas superficiales y subterráneas en las cuencas. La degradación de la calidad es consecuencia de la carga de emisiones contaminantes que lleva al deterioro de muchos tramos de ríos y acuíferos, y la pérdida de su capacidad para sostener el funcionamiento de los ecosistemas y de las actividades humanas.

La escasez de agua se crea gradualmente por las decisiones de extracción de agua en las cuencas relacionadas con el uso de la tierra y las actividades económicas. Los problemas de escasez de agua se agravan durante los periodos de sequía, y en algunas regiones el cambio climático intensificará la severidad y duración de las sequías. El efecto combinado de la escasez de agua permanente creada por las actividades humanas y periodos de fuertes sequías, pueden llegar a tener unos efectos muy adversos en las cuencas. Estos impactos no solo afectan a los asentamientos humanos y a sus actividades económicas, sino también al medio ambiente natural y a los ecosistemas.

A nivel mundial, la cantidad total de precipitaciones es 110.000 km³, de los que 40.000 son escorrentía y recarga de acuíferos, y 70.000 son almacenamiento en el suelo que vuelve a la atmósfera por evapotranspiración. Las extracciones de agua antropogénicas se han expandido desde 600 km³ a 3,600 km³ entre 1900 y 2000, en paralelo al crecimiento de la población de 1.700 a 6.000 millones. De estas extracciones, 2.300 km³ se utilizan para riego, 900 para usos industriales y 400 para usos urbanos (FAO-IFAD 2006). Aunque los retornos de agua a las cuencas de estas actividades económicas alcanzan los 2.300 km³, los retornos contienen elevadas cargas de contaminación que causan una fuerte degradación de las masas de agua receptoras.¹

La escasez de agua y la degradación de la calidad del agua en España responden a la creciente presión de las actividades económicas durante los últimos cincuenta años. La escasez de agua está ligada al enorme desarrollo del regadío, mientras que la degradación de

¹ Los flujos de retorno provienen del regadío (1.200 km³), el uso industrial (750) y el el uso urbano (330).

Cuadro 2.1. Extracciones de agua por sector en España (hm³).

Extracciones consuntivas	1960	1990	2009
Uso agrario	12.800	23.000	25.000
Uso urbano e industrial	2.700	5.800	7.000
Total	15.500	28.800	32.000

Fuente: INE (2010), MMA (2000), MOPT (1993).

la calidad está ligada sobre todo a la contaminación de los sectores industriales y urbanos, pero también al sector agrario. Las extracciones de agua para usos consuntivos eran 15.500 hm³ al año en 1960 al comienzo del periodo de industrialización. Cinco décadas después estas extracciones se han duplicado hasta los 32.500 hm³, por la expansión de la superficie de regadío de 1,8 a 3,5 millones de hectáreas y por el crecimiento de la demanda urbana e industrial (Cuadro 2.1).² Los usos urbanos e industriales representan únicamente un cuarto de las extracciones, pero sus cargas contaminantes son los principales factores de degradación de la calidad del agua y de los daños sobre los ecosistemas.

La mayor presión sobre los recursos hídricos en España ocurre en las cuencas del sur (Guadiana, Guadalquivir) y del este peninsular (Segura, Júcar). En la cuenca del Ebro la presión sobre los recursos hídricos de la población y las actividades económicas es algo menor, aunque hay una superficie importante de regadío. El caudal del Ebro en la desembocadura ha ido cayendo en las últimas décadas por el abandono de la agricultura y la revegetación de la cuenca. El borrador del nuevo plan de cuenca señala que ya se ha alcanzado el límite de extracciones en muchas de las subcuencas, y que estos límites son especialmente ajustados en los afluentes de la margen derecha (CHE 2009). Los recursos renovables de la cuenca del Ebro se estiman en unos 13.900 hm³ y sustentan unas extracciones para uso consuntivo de 8,150 hm³, de las que 7.800 hm³ provienen de fuentes superficiales y solo 350 hm³ de acuíferos.

El principal uso consuntivo es la producción agraria que utiliza 7.340 hm³ para regar 800.000 ha. La demanda urbana es 350 hm³ que aprovisionan a una población cercana a los 3 millones de habitantes, y que incluye la demanda doméstica y la demanda industrial y de servicios conectada a las redes urbanas. Las extracciones directas de la industria alcanzan

² Estas cifras corresponden a usos consuntivos, y no incluyen refrigeración de centrales, producción hidroeléctrica y acuicultura, que en 2004 alcanzaban los 6.300 hm³ en refrigeración, 50.000 hm³ en producción hidroeléctrica y 3.500 hm³ en acuicultura.

los 220 hm³, y también hay extracciones no consuntivas para refrigeración de centrales (3.100 hm³) y generación hidroeléctrica (38.000 hm³).³

La fracción de extracciones consuntivas anuales sobre los recursos renovables es del 60 por cien, por lo que se deben mitigar las presiones adicionales de las actividades económicas para evitar que la cuenca se convierta gradualmente en una cuenca cerrada, como ocurre en el Segura y el Júcar. Las actuales extracciones de agua ya están creando problemas de cumplimiento en algunos ríos y períodos de los caudales mínimos ecológicos establecidos en el plan de cuenca de 1998. La falta de cumplimiento ocurre entre el 10 y el 30 por de las estaciones que miden caudales (CHE 2008). La implementación de la Directiva Marco del Agua supone mayores umbrales de caudales ecológicos para poder cumplir el objetivo de “buen estado ecológico” de las masas de agua.

2.2 La asignación de agua en el regadío

La asignación de agua entre los usuarios es un tema crucial, especialmente en períodos de sequía cuando la escasez provoca fuertes pérdidas económicas y daños a los ecosistemas acuáticos. En periodos de sequía o escasez de agua es imprescindible disponer de unas reglas de distribución aceptadas, que sean equitativas para los usuarios con el fin de evitar confrontaciones, y que a su vez sean eficientes para asegurar un uso adecuado de los recursos hídricos.

Los problemas de escasez se solucionan actualmente en las juntas de explotación, donde los representantes de los usuarios toman las decisiones de reducción de la demanda, es decir se trata de un instrumento institucional de cooperación entre los agentes incluido en el plan de cuenca y en el plan de sequía. El enfoque de la Directiva Marco del Agua (MMA 2003) es distinto y se basa en los instrumentos económicos de los precios del agua y la recuperación de costes. Otros de los sistemas estudiados en la literatura para un reparto y uso eficiente del input agua se basan en la modernización de los sistemas de riego y la introducción de mercados de agua (Garrido et al 1996, Uku 2003).

Un incremento de los precios del agua hasta conseguir una recuperación total de costes del agua utilizada en la agricultura se hace inviable en las comunidades del centro y norte de España, debido a los bajos márgenes netos que se consiguen. Además no se puede pensar en el agua destinada a la agricultura únicamente desde el punto de vista privado. Es necesario tener en cuenta otros factores como el carácter social y medioambiental que tiene

³ Hay también 180 hm³ de trasvases intercuenca al País Vasco y Cataluña, que aprovisionan usos urbanos e industriales.

el sector primario para la fijación de población rural y mantenimiento del medio evitando la desertificación y la propagación de incendios entre otros.

La modernización de regadíos se ha mostrado eficiente en incrementar la calidad de las masas de agua de las cuencas que reciben los retornos de las aguas de riego, reduciendo el volumen de los caudales de retorno y la carga de contaminantes. Sin embargo, su utilidad para el incremento de las disponibilidades en cuanto a cantidad del agua de riego no es eficaz. Esto se debe a la sustitución de los cultivos existentes por otros más intensivos en el factor agua y mayores márgenes netos para recuperar la inversión realizada y a la menor capacidad de reutilización del agua por retornos de estos sistemas (Lecina et al 2009 y Lecina et al 2010).

Desde un punto de vista de manual de economía, la creación de mercados de agua permite alcanzar la mayor eficiencia en la asignación del agua. Pero en la práctica el establecimiento de mercados de agua es una tarea compleja porque tiene unos costes de implementación elevados, por la dificultad de acuerdos entre las partes oferentes y demandantes (Gillingham 1999), porque conllevan unos enormes costes de transacción que impiden la existencia de un mercado (Garrido 2000), porque son necesarias infraestructuras de transporte para los intercambios, y porque los mercados ignoran los impactos medioambientales.

Los mercados de agua se han introducido en Australia y en California como mecanismo de asignación de la escasez de agua. La cuenca del Murray Darling en Australia es en la actualidad el mercado de agua más activo del mundo, con intercambios que alcanzaron el 50 por cien del agua utilizada durante la fuerte sequía de 2007-2008. Su funcionamiento se basa en factores como la asignación variable de agua a cada tenedor de derechos de agua según la disponibilidad de agua en el periodo, la separación de los derechos de propiedad del agua de la tierra, y la capacidad de controlar y hacer cumplir las asignaciones de agua de los tenedores de derechos. Los beneficios privados del mercado de agua son sustanciales, pero los impactos sobre terceros no se tienen en cuenta. Otro problema de los mercados de agua es que reducen los caudales en cuenca, porque asignaciones de agua que no se utilizaban previamente pasan a utilizarse, y porque las ganancias de eficiencia de riego en parcela reducen los retornos a cuenca (Connor 2013).

En California los mercados de agua suponen un porcentaje muy pequeño del uso del agua (2%). Los resultados de modelización indican que los mercados de agua pueden generar ganancias de beneficios privados muy elevadas en periodos de fuerte escasez de agua (Medellín et al. 2013). Pero la solución de grandes intercambios de agua en periodos

de fuerte escasez es difícil de implementar en California, como muestra el fracaso del banco de agua durante la sequía del 2009, bloqueado por las regiones exportadoras de agua. Los incentivos económicos del comercio de agua y los procesos judiciales actuales no son suficientes para garantizar la solución de mercado, que requiere unas instituciones más sólidas donde surja la cooperación de los grupos de interés.

El tamaño de la agricultura de regadío en España es similar al de California. En España el regadío ocupa 3,4 millones de hectáreas y utiliza 25,000 Mm³ para generar unos ingresos de 14,000 millones de euros, mientras que en California el regadío ocupa 3,7 millones de hectáreas y utiliza 40,000 Mm³ para generar unos ingresos de 17.000 millones de euros. Estas elevadas extracciones suponen una fuerte presión sobre los recursos hídricos, que genera daños medioambientales significativos. Las amenazas para la seguridad del suministro de las actividades humanas se han compensado en España y en California con inversiones de miles de millones de euros en tecnologías del agua, en forma de transferencias de agua, almacenamiento y conservación de agua, sistemas avanzados de riego, plantas de tratamiento de aguas residuales, plantas de desalación de agua de mar, y reutilización de agua. A pesar de estas similitudes en el tamaño de la agricultura de regadío y en las grandes inversiones en tecnologías de agua, el enfoque de gestión del agua en España es muy diferente del de California.

La gestión del agua en España se basa en instrumentos institucionales, mientras que la gestión en California se apoya mucho más en los procesos judiciales y en los instrumentos económicos. La legislación española se modificó en 1999 para potenciar el desarrollo de los mercados de agua, pero sin mucho éxito. El principal organismo institucional en España es la confederación hidrográfica, que es el instrumento de gestión del agua en la cuenca. El principio fundamental de este esquema institucional es la función clave que tienen los grupos de interés en las confederaciones, con los grupos de interés implicados en todo sus organismos de gobierno y gestión.

El agua de riego es un bien comunal por lo que un enfoque basado únicamente en instrumentos económicos es insuficiente, y por tanto es necesario también utilizar instrumentos institucionales para conseguir la cooperación de los agentes.

En este trabajo se examina la cuestión del reparto de un bien racionado con un precio fijo entre un grupo de agentes, como es el caso de los agricultores en las comunidades de regantes de la cuenca del Flumen. Se van a examinar distintas reglas de reparto o reglas sociales, en las que un planificador social o autoridad del agua establece la asignación teniendo en cuenta las características y deseos de los agricultores que son heterogéneos

(Goetz et al. 2008 y 2009). Existen estrategias basadas en el conocimiento, que obtiene el planificador, mediante métodos indirectos de revelación de las preferencias (Faysse 2003) lo que da lugar a problemas de actuaciones estratégicas por parte de los agricultores, ocultando e incluso tergiversando información para disponer de una mejor posición negociadora frente al resto. El planificador social tiene que establecer las reglas sociales teniendo en cuenta el comportamiento estratégico de los agricultores, por ser el agua de riego un bien comunal.

Se van a examinar cuatro criterios sociales de asignación de agua: la regla proporcional, la regla uniforme, la regla secuencial y la regla del mercado de agua. El criterio de asignación que se aplica actualmente en las comunidades de regantes es la regla proporcional, en la que cada agricultor heterogéneo recibe la misma cantidad de agua por hectárea. Como los agricultores son heterogéneos por las diferencias biofísicas de las explotaciones, y las diferencias de técnicas de producción y de capital humano, existe la posibilidad de realizar una reasignación de agua más eficiente a partir de la asignación proporcional, que mejore el beneficio privado de los agricultores y por tanto el bienestar social.

La regla uniforme parte de una asignación inicial proporcional entre los agricultores, para a continuación modificar la asignación siguiendo las preferencias reveladas de los agricultores. Algunos agricultores pueden pedir menos agua que la proporción igualitaria inicial, y la cantidad de agua que se libera se reasigna entre el resto de los agricultores. Esta reasignación permite conseguir una mejora de eficiencia en el sentido de Pareto.

La regla secuencial es una regla de reparto de agua que tiene en cuenta la productividad de cada explotación para realizar una asignación más eficiente (Barberá et al. 1997). A diferencia de la regla actual de reparto equitativo, la regla secuencial promueve la eficiencia al asignar el agua en relación a la productividad de los agricultores. Con ello se consigue un reparto que garantiza una mayor productividad conjunta bajo cada dotación de agua disponible.

La regla del mercado de agua es un tipo de regla social que permite alcanzar el máximo bienestar social, cuando la asignación de agua entre los agricultores es tal que maximiza el beneficio privado de cada agricultor. Esta solución de asignación óptima podría alcanzarse a través de la planificación social, o también mediante el mercado de agua que genera una asignación y un precio de equilibrio óptimos.

El análisis de estas reglas sociales tiene interés ya que permite representar de forma adecuada el entramado institucional de reparto del agua como bien comunal. Es necesaria

Cuadro 2.2. Coeficientes de las funciones de rendimiento con inputs nitrógeno y agua.

Variable	Cultivo del Maíz					
	Riego por aspersión			Riego por gravedad		
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros
Constante	-4,18	-2,68	-2,82	-10,3	-10,8	-9,55
Agua (a_i)	$3,55*10^{-3}$	$4,54*10^{-3}$	$3,82*10^{-3}$	$3,53*10^{-3}$	$4,62*10^{-3}$	$3,81*10^{-3}$
Abonado nitrógeno (n_i)	$3,65*10^{-2}$	$2,06*10^{-2}$	$2,30*10^{-2}$	$3,98*10^{-2}$	$2,20*10^{-2}$	$2,45*10^{-2}$
Nitrógeno en suelo (s_i)	$2,82*10^{-2}$	$8,27*10^{-3}$	$6,48*10^{-3}$	$2,97*10^{-2}$	$7,89*10^{-3}$	$6,02*10^{-3}$
a_i^2	$-3,19*10^{-7}$	$-4,25*10^{-7}$	$-3,32*10^{-7}$	$-2,02*10^{-7}$	$-2,71*10^{-7}$	$-2,12*10^{-7}$
n_i^2	$-4,26*10^{-5}$	$-2,20*10^{-5}$	$-2,42*10^{-5}$	$-5,61*10^{-5}$	$-2,89*10^{-5}$	$-3,18*10^{-5}$
s_i^2	$-4,25*10^{-5}$	$-1,44*10^{-5}$	$-9,66*10^{-6}$	$-5,13*10^{-5}$	$-1,68*10^{-5}$	$-1,16*10^{-5}$

la cooperación de los agricultores para modificar la actual asignación del recurso que sigue la regla proporcional. Dado que los agricultores tienen un comportamiento estratégico ante el bien comunal agua de riego, es necesario examinar las ganancias de bienestar bajo las distintas reglas y asignaciones, y determinar la distribución de estas ganancias entre los agricultores, las comunidades de regantes, y las zonas de riego. La distribución de las ganancias de bienestar es la cuestión clave para que los agricultores apoyen las distintas alternativas de asignación de estas reglas sociales, y pueda surgir la acción colectiva que produzca mejoras en el bienestar social.

El trabajo empírico se lleva a cabo en la cuenca del Flumen, con agricultores heterogéneos según tipo de suelo y tecnología de riego. La heterogeneidad de los agricultores se representa mediante la estimación de las funciones de rendimiento para el cultivo del maíz. Estas funciones se estiman para un cultivo, tipo de suelo y sistema de riego determinado, utilizando el paquete de simulación de crecimiento de cultivos EPIC y calibrando los resultados con datos reales de los agricultores de la zona.

Las formas funcionales de la respuesta del rendimiento de los cultivos que se consideran en la literatura son la polinomial, von Liebig, y Mitscherlich-Baule (Frank et al. 1990), y en los estudios empíricos se utiliza normalmente la especificación polinomial.

Las funciones de rendimiento se especifican mediante una forma funcional cuadrática, en términos de las variables agua (a), nitrógeno (n) y stock de nitrógeno en el suelo (s):

$$q = f(a, n, s) = \alpha_0 + \alpha_1 a + \alpha_2 n + \alpha_3 s + \alpha_4 a^2 + \alpha_5 n^2 + \alpha_6 s^2$$

Estas funciones de rendimiento se especifican para el cultivo de maíz en los sistemas de riego por inundación y aspersión, y para distintos tipos de suelo. Estas combinaciones de maíz en distintos sistema de riego y tipos de suelo, son las que definen los distintos tipos de explotación que se utilizan en el análisis.

El beneficio privado del tipo de explotación i es la función $\Pi_i(q_i)$ que depende de la

Cuadro 2.3. Coeficientes de las funciones de rendimiento con input agua.

Variable	Cultivo del Maíz					
	Riego por aspersión			Riego por gravedad		
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros
Independiente	7,32	2,70	2,92	0,77	-5,85	-4,28
Agua	$3,55 \cdot 10^{-3}$	$4,54 \cdot 10^{-3}$	$3,82 \cdot 10^{-3}$	$3,53 \cdot 10^{-3}$	$4,62 \cdot 10^{-3}$	$3,81 \cdot 10^{-3}$
Agua ²	$-3,19 \cdot 10^{-7}$	$-4,25 \cdot 10^{-7}$	$-3,32 \cdot 10^{-7}$	$-2,02 \cdot 10^{-7}$	$-2,71 \cdot 10^{-7}$	$-2,12 \cdot 10^{-7}$

producción. Por lo tanto el bienestar social viene dado por la expresión:

$$W(\mathbf{q}) = \sum \Pi_i(q_i(n_i, a_i, s_i)) \quad [1]$$

donde \mathbf{q} es el vector de producciones q_i de los tipos de explotación, y $q_i(n_i, a_i, s_i)$ es la función de rendimiento del maíz de cada tipo de explotación i .

El beneficio privado del tipo de explotación i se calcula como la diferencia entre los ingresos y los costes de la producción de maíz del tipo de explotación. Hay seis tipos de explotación de cultivo de maíz que combinan los dos sistemas de riego, aspersión o inundación, y los tres tipos de suelo, Chacilla, Corraletes o Planteros. El cuadro 2 muestra los coeficientes de las funciones de rendimiento del maíz para cada sistema de riego y tipo de suelo.

Como el análisis se centra en los problemas de escasez de agua, estas funciones de rendimiento del maíz se simplifican para que el rendimiento solo dependa de la variable agua de riego. Para ello se han fijado las variables abonado de nitrógeno n_i y cantidad de nitrógeno en suelo s_i al mismo nivel para todos los tipos de explotación. Estos niveles son 250 kg/ha para el nitrógeno en suelo y 300 kg/ha para el abonado de nitrógeno. El cuadro 2.3 muestra estas funciones de rendimiento de maíz simplificadas en que la respuesta del rendimiento depende del agua de riego.

Estas funciones de respuesta del rendimiento de maíz al agua se van a utilizar para examinar el actual sistema de reparto de agua de las comunidades de regantes, así como las reglas de asignación que se aplican por las comunidades de regantes y las juntas de explotación cuando hay escasez de agua moderada o severa. Otro aspecto institucional importante es el plan de sequía de la cuenca del Ebro, y se van a estudiar los criterios que se aplican en el plan para la reducción de la asignación del agua de uso agrario.

El estudio de las reglas sociales también tiene interés ante el progresivo aumento de las extracciones en la cuenca del Ebro y la reducción de caudal en cuenca. Además los efectos del cambio climático en las próximas décadas suponen un gran desafío para la gestión sostenible de los recursos hídricos. El cambio climático conllevará una reducción en la cantidad total de precipitaciones anuales, junto con un incremento general en las

temperaturas que elevará las necesidades hídricas de los cultivos. Ambos cambios son de mayor importancia, si cabe, en la zona de estudio, encuadrada en una climatología semiárida con precipitaciones escasas (450 mm/año).

Ante estos cambios, se hace más importante el estudio de la distribución efectiva del input escaso agua y su aplicación a una situación real como es el caso de las comunidades de regantes del Flumen.

El análisis del comportamiento estratégico de los agricultores y del funcionamiento de sus instituciones es un tema clave para establecer políticas razonables de adaptación al cambio climático, que pueden lograr un uso sostenible de los recursos hídricos en la cuenca del Ebro. Como se ha indicado, debe existir un consenso entre los distintos agentes, agricultores en este caso, para que las nuevas reglas de reparto de agua puedan llevarse a cabo. Incluso si una regla social se muestra más eficiente en el reparto del input que la regla existente, ha de llevarse a cambio mediante una votación en la que una mayoría este a favor de la nueva forma de reparto.

Posteriormente al análisis de las diferentes reglas de asignación de agua, se estudiará la viabilidad que puede tener el cambio en las reglas de asignación y las posibilidades de implementación de las reglas. Para ello, se realiza el estudio de los agricultores ganadores y perdedores en términos de incrementos o pérdidas de sus beneficios privados ante cambios en las reglas de reparto de agua. De esta forma se puede conocer cuántos agricultores pueden estar a favor o en contra de cambiar el sistema actual de reparto de agua. Aplicando los sistemas de votación más extendidos –mayoría simple, dos terceras partes- se puede ver si en las comunidades de regantes podría instaurarse nuevas reglas de asignación de agua.

El planificador social puede proponer una nueva regla que sustituya a la actual regla proporcional de asignación de agua porque la nueva regla sea más eficiente y consiga unos beneficios colectivos superiores. Algunas comunidades de regantes pueden rechazar la asignación de agua que proponga el planificador debido a que hay grupos de agricultores perdedores que pueden bloquear el cambio. En estas comunidades será necesario compensar a los agricultores perdedores para evitar que la caída de sus beneficios privados, de forma que apoyen una nueva regla de asignación de agua que aumente los beneficios colectivos y que compense las pérdidas de beneficios individuales. Mediante el procedimiento de compensación se estudia si el grupo de agricultores ganadores podrá indemnizar al grupo de agricultores perdedores para facilitar el cambio a una nueva regla de asignación de agua que aumente los beneficios colectivos.

2.3 Resultados de las reglas sociales de asignación de agua

Las funciones de rendimiento del maíz estimadas para los seis tipos de explotación según suelo y sistema de riego, se utilizan para calcular los beneficios que se obtienen bajo las tres reglas sociales de asignación que se analizan: regla proporcional, regla uniforme y regla del mercado de agua. Los resultados de estas reglas se evalúan para distintos escenarios de disponibilidad de agua de riego.

2.3.1 La regla proporcional

La regla proporcional de reparto de agua representa la situación actual, en la que se asigna una cantidad fija de agua por hectárea de cultivo. Cada agricultor recibe un volumen de agua proporcional al número de hectáreas de la superficie de riego de sus parcelas. La regla proporcional constituye el escenario base con el que se van a comparar la regla uniforme y la regla del mercado de agua. Para cada tipo de explotación según clase de suelo y técnica de riego, se calcula el beneficio y el agua utilizada para distintas dotaciones de agua desde 3.000 a 8.000 m³/ha (Cuadros 2.4 y 2.5). En todos los tipos de explotación, el beneficio aumenta conforme aumenta la dotación de agua por hectárea hasta alcanzar el óptimo económico, a partir del cual el agricultor no utiliza más agua aunque disponga de ella. El óptimo económico se alcanzan para un nivel de agua de 5.500 m³/ha en riego por aspersión, y para un nivel de 8.000 m³/ha en riego por inundación. Aunque la dotación de agua sea mayor que estos niveles de uso de agua, los agricultores mantienen estos niveles óptimos que maximizan sus beneficios.

Bajo la regla proporcional no existe posibilidad de intercambios de agua entre agricultores como en la regla del mercado de agua. Bajo la regla de mercado hay intercambios de agua porque el agricultor obtiene su dotación a un coste de 4,75 céntimos de euro/m³, y puede vender agua a otros agricultores que tengan un valor de la productividad marginal del agua superior al suyo. Esta es la razón por la que los beneficios de todos los agricultores pueden aumentar al pasar de la regla proporcional a la regla del mercado de agua.

Conforme aumenta la dotación bajo la regla proporcional, los primeros incrementos en agua de riego son los que proporcionan mayores beneficios porque los rendimientos del agua son decrecientes para cualquier suelo y sistema de riego. En riego por aspersión, el óptimo económico se alcanza cuando la dotación aumenta de 3.000 a 5.500 m³/ha, y los

beneficio pasan de 1.807 a 2.050 €/ha en suelo Chacilla, de 1.368 a 1.658 €/ha en suelo Corraletes y de 1.182 a 1.486 €/ha en suelo Planteros. En riego por gravedad, el óptimo económico se alcanza cuando la dotación aumenta de 3.000 a 8.000 m³/ha, y los beneficios pasan de 870 a 1.736 €/ha en suelo Chacilla, de 201 a 1.345 €/ha en suelo Corraletes, y de 145 a 1.158 €/ha en suelo Planteros.

La ordenación de los tipos de suelo por su rentabilidad de mayor a menor en ambos sistemas de riego es Chacilla-Corraletes-Planteros, lo que responde a las características morfológicas de retención de agua en suelo y productividad de cada suelo. Las diferencias de rentabilidad son mayores cuando se riega por inundación, ya que el número de riegos en inundación es menor lo que produce estrés hídrico y reduce los rendimientos cuando el suelo tiene poca capacidad de retención de agua.

2.3.2 La regla uniforme

La regla uniforme es un criterio de reparto de agua donde los agricultores tienen la opción de solicitar la cantidad de agua que necesitan. La distribución del agua disponible (número de agricultores por la dotación individual) se realiza de acuerdo con estas necesidades individuales de forma iterativa. La regla uniforme ha sido propuesta por Sprumont (1991) y tiene las ventajas de ser anónima, no manipulable y Pareto eficiente. La regla no es manipulable porque los agricultores no pueden mejorar su asignación expresando una cantidad deseada que no sea su preferencia verdadera, siempre que las preferencias individuales tengan un máximo (unimodales).

La regla evita el comportamiento oportunista, porque revelar la preferencia verdadera es más ventajoso que falsearla. Falsear las preferencias supone recibir una asignación superior o inferior a la asignación óptima, con lo que disminuye el beneficio individual. Las situaciones de escasez reducen la disponibilidad de agua, por lo que la dotación de agua por hectárea para cada agricultor es menor. Como las explotaciones son heterogéneas, puede haber agricultores que necesiten menos agua que esta dotación, y el excedente se reparte entre otros agricultores. El reparto de agua bajo la regla uniforme se realiza de forma iterativa. En primer lugar se asigna la cantidad que corresponde a la necesidad revelada cuando esta necesidad es inferior a la dotación de riego, y a continuación se reparte el excedente entre el resto de agricultores de manera proporcional al número de hectáreas (Cuadros 2.6 y 2.7). Esta regla genera el mismo reparto que la regla proporcional cuando las

Cuadro 2.4. Beneficio bajo la regla proporcional (euros/ha).

Dotación de riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	1.807	1.368	1.182	870	201	145	5.574
3.500	1.908	1.494	1.299	1.034	418	327	6.479
4.000	1.982	1.585	1.387	1.180	612	490	7.236
4.500	2.029	1.639	1.447	1.309	784	636	7.844
5.000	2.049	1.658	1.480	1.421	933	763	8.303
5.500	2.050	1.658	1.486	1.516	1.059	873	8.641
6.000	2.050	1.658	1.486	1.594	1.162	965	8.913
6.500	2.050	1.658	1.486	1.655	1.242	1.039	9.129
7.000	2.050	1.658	1.486	1.699	1.299	1.095	9.286
7.500	2.050	1.658	1.486	1.726	1.333	1.133	9.386
8.000	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.154	9.428

Cuadro 2.5. Uso de agua bajo la regla proporcional (m³/ha).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	18.000
3.500	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500	21.000
4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	24.000
4.500	4.500	4.500	4.500	4.500	4.500	4.500	27.000
5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	30.000
5.500	5.123	5.010	5.329	5.500	5.500	5.500	31.961
6.000	5.123	5.010	5.329	6.000	6.000	6.000	33.461
6.500	5.123	5.010	5.329	6.500	6.500	6.500	34.961
7.000	5.123	5.010	5.329	7.000	7.000	7.000	36.461
7.500	5.123	5.010	5.329	7.500	7.500	7.500	37.961
8.000	5.123	5.010	5.329	8.000	8.000	8.000	39.461

necesidades reveladas de todos los agentes son superiores a sus dotaciones de riego. La ventaja de la regla uniforme respecto a la proporcional surge cuando uno o varios agentes demandan menos cantidad de agua que su dotación, y el excedente aumenta la asignación al resto de agentes.

Los beneficios totales de la regla uniforme son superiores a la regla proporcional e inferiores a la regla de mercado. Al pasar de la regla proporcional a la uniforme, los beneficios individuales se mantienen o aumentan según el tipo de explotación. Para el maíz en riego por aspersión, no hay cambios entre las dos reglas. Bajo la regla uniforme se observa que el óptimo se alcanza para una dotación inicial menor en todos los cultivos, ya que el agua sobrante de los cultivos en aspersión puede utilizarse en los cultivos en inundación. Por tanto, la regla uniforme consigue paliar la ineficiencia de la regla proporcional.

La sustitución de la regla proporcional por la regla uniforme aumenta el beneficio total para dotaciones iguales o superiores a 5.500 m³/ha, ya que las explotaciones en gravedad aumentan sus beneficios. En consecuencia, las explotaciones en inundación estarán a favor de introducir la regla uniforme, y las explotaciones en aspersión serán indiferentes. La colaboración de las explotaciones en aspersión podría conseguirse con compensaciones por parte de las explotaciones en inundación..

Los óptimos económicos de los distintos tipos de explotación se alcanzan a partir de dotaciones de 7.000 m³/ha, correspondiente a una disponibilidad total de agua de 42.000 m³.

2.3.3 La regla secuencial

La regla secuencial establece la eficiencia como criterio de reparto de agua. La asignación se realiza según la productividad relativa de cada explotación de forma iterativa. La regla secuencial fue propuesta por Barberá et al. (1997) para poder incluir la heterogeneidad de los distintos agentes, renunciando a la característica del anonimato de la regla uniforme. La regla no es manipulable ya que el gestor no utiliza la información proporcionada por los agentes, sino información observable sobre productividad que puede ser medida objetiva e independientemente.

Las situaciones de escasez reducen la disponibilidad de agua, y por tanto la dotación inicial de agua por hectárea de cada agricultor. Como las explotaciones son heterogéneas, los rendimientos también son distintos. El reparto de agua bajo la regla secuencial se realiza

Cuadro 2.6. Beneficio bajo la regla uniforme (euros/ha).

Dotación de riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total beneficio (euros)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	1.807	1.368	1.182	870	201	145	5.574
3.500	1.908	1.494	1.299	1.034	418	327	6.479
4.000	1.982	1.585	1.387	1.180	612	490	7.236
4.500	2.029	1.639	1.447	1.309	784	636	7.844
5.000	2.049	1.658	1.480	1.421	933	763	8.303
5.500	2.050	1.658	1.486	1.572	1.132	939	8.836
6.000	2.050	1.658	1.486	1.687	1.284	1.080	9.244
6.500	2.050	1.658	1.486	1.734	1.344	1.149	9.422
7.000	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.432
7.500	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.432
8.000	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.432

Cuadro 2.7. Uso de agua bajo la regla uniforme (m³/ha).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua (m ³)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	18.000
3.500	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500	21.000
4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	4.000	24.000
4.500	4.500	4.500	4.500	4.500	4.500	4.500	27.000
5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000	30.000
5.500	5.123	5.010	5.329	5.846	5.846	5.846	33.000
6.000	5.123	5.010	5.329	6.846	6.846	6.846	36.000
6.500	5.123	5.010	5.329	7.846	7.846	7.846	39.000
7.000	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827
7.500	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827
8.000	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827

de forma iterativa, asignando una mayor cantidad de agua a las explotaciones con mayores rendimientos, es decir a las explotaciones en riego por inundación (Cuadros 2.8 y 2.9).

El beneficio total de la regla secuencial es superior al de la regla proporcional, e inferior al de la regla de mercado. Ahora bien, los beneficios individuales al pasar de la regla proporcional a la secuencial, pueden aumentar o disminuir según el tipo de explotación. Bajo la regla secuencial se observa una distribución más igualitaria de las pérdidas que provoca la escasez entre los tipos de explotación. Esta mayor igualdad se explica porque bajo la regla proporcional, las pérdidas por escasez de agua son mucho mayores en riego por inundación que en aspersión, mientras que la regla secuencial consigue un cierto reequilibrio entre las pérdidas de inundación y aspersión al primarse la productividad.

La sustitución de la regla proporcional por la regla secuencial aumenta el beneficio total y la igualdad entre distintos agentes. Ahora bien, aparece el problema de la caída de los beneficios de las explotaciones en riego por aspersión, mientras que aumentan los beneficios de las explotaciones en riego por inundación. En consecuencia, las explotaciones en aspersión se opondrán a la introducción de la regla secuencial, a menos que reciban compensaciones. Estas compensaciones son más elevadas conforme aumenta la escasez y los agricultores disponen de una menor dotación de agua por hectárea.

Los óptimos económicos de los distintos tipos de explotación se alcanzan a partir de dotaciones de 7.000 m³/ha, correspondiente a una disponibilidad total de agua de 42.000 m³.

2.3.4 La regla del mercado de agua

La regla del mercado de agua es la que consigue una asignación óptima del agua de riego que maximiza los beneficios individuales y colectivos de todas las explotaciones, cualquiera que sea la situación de escasez de agua (Cuadros 2.10 y 2.11). Partiendo de una dotación idéntica por hectárea, en la que se otorga a cada agricultor una cantidad proporcional al número de hectáreas, se permiten los intercambios de agua entre los agricultores en un mercado interno. Los agricultores pueden comprar o vender agua para ajustar sus niveles de utilización del input agua y de producción del cultivo, de forma que maximizan su beneficio. Bajo la regla de mercado del agua, cada agricultor ofrece o demanda diferentes cantidades de agua, con lo que se genera una demanda y una oferta agregada de agua. La solución del mercado de agua para las distintas dotaciones o escenarios de escasez de agua, viene dada por la cantidad de agua intercambiada y el precio de equilibrio del mercado (Figura 2.1).

Cuadro 2.8. Beneficio bajo la regla secuencial (euros/ha).

Dotación de riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total beneficio (euros)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	1.627	1.117	1.008	1.074	467	413	5.706
3.500	1.735	1.256	1.130	1.243	692	604	6.660
4.000	1.828	1.374	1.235	1.387	884	766	7.473
4.500	1.904	1.471	1.321	1.507	1.043	900	8.145
5.000	1.964	1.548	1.389	1.601	1.168	1.006	8.676
5.500	2.009	1.605	1.439	1.670	1.260	1.084	9.067
6.000	2.037	1.641	1.471	1.715	1.318	1.134	9.317
6.500	2.049	1.657	1.485	1.735	1.344	1.156	9.426
7.000	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.431
7.500	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.431
8.000	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.431

Cuadro 2.9. Uso de agua bajo la regla secuencial (m³/ha).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua (m ³)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	2.318	2.264	2.407	3.631	3.621	3.759	18.000
3.500	2.704	2.641	2.809	4.237	4.224	4.385	21.000
4.000	3.091	3.019	3.210	4.842	4.828	5.011	24.000
4.500	3.477	3.396	3.611	5.447	5.431	5.638	27.000
5.000	3.863	3.773	4.012	6.052	6.034	6.264	30.000
5.500	4.250	4.151	4.414	6.658	6.638	6.891	33.000
6.000	4.636	4.528	4.815	7.263	7.241	7.517	36.000
6.500	5.022	4.905	5.216	7.868	7.845	8.143	39.000
7.000	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827
7.500	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827
8.000	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827

La decisión de comprar o vender agua por el agricultor depende del valor de la productividad marginal del agua en su explotación, y del precio de equilibrio del mercado de agua. El agricultor comprará agua cuando el valor de la productividad marginal del agua en su explotación sea mayor que el precio de equilibrio, y en caso contrario el agricultor venderá agua.

Mediante estas compras y ventas de agua, los agricultores buscarán alcanzar el óptimo económico de sus explotaciones. Los agricultores que vendan agua deben cubrir el coste de 0,048 €/m³ que pagan por el agua, por lo que el precio de mercado del agua no puede ser inferior a este coste del agua. El rango de precios de equilibrio para las distintas dotaciones o escenarios de escasez va de 0,048 €/m³ cuando la dotación es 8.000 m³/ha y no hay escasez de agua, hasta 0,43 €/m³ cuando la dotación es 3.000 m³/ha y la escasez es severa. Los beneficios individuales y colectivos de la regla de mercado son superiores a los de las otras reglas para todos los tipos de explotación y en todas las situaciones de escasez. Los beneficios de la regla de mercado superan a los beneficios de la regla proporcional, ya que el agricultor puede no realizar intercambios y alcanzar el óptimo de la regla proporcional, o puede hacer intercambios de agua para aumentar su beneficio. El incremento de beneficio entre la regla proporcional y la regla de mercado es significativo cuando la escasez de agua es severa (dotación de 3.000 m³/ha), aumenta cuando la escasez es moderada (dotación de 5.500 m³/ha), y disminuye cuando no hay escasez (dotación de 8000 m³/ha).

En los escenarios con mayor escasez de dotación de agua, las explotaciones con riego por inundación son las que tienen una mayor productividad marginal (potencial para incrementar su producción) y serán explotaciones compradoras de agua. Las explotaciones con riego por aspersión tienen una productividad marginal menor, y serán explotaciones vendedoras de agua. Conforme aumenta la dotación de agua los intercambios disminuyen hasta que el mercado desaparece para dotaciones elevadas. Estos intercambios se observan comparando los cuadros 2.5 y 2.11.

En las explotaciones con riego por aspersión, los mayores beneficios se obtienen cuando la dotación es 5.500 m³/ha, con unas ventas de agua que permiten aumentar el beneficio en cerca de 100 €/ha respecto a la regla proporcional. En las explotaciones con riego por inundación, los mayores beneficios se obtienen con dotaciones abundantes de 7.000 a 8.000 m³/ha, mientras que las compras de agua cuando la dotación es de 6.500 m³/ha permiten aumentar el beneficio en cerca de 100 €/ha respecto a la regla proporcional.

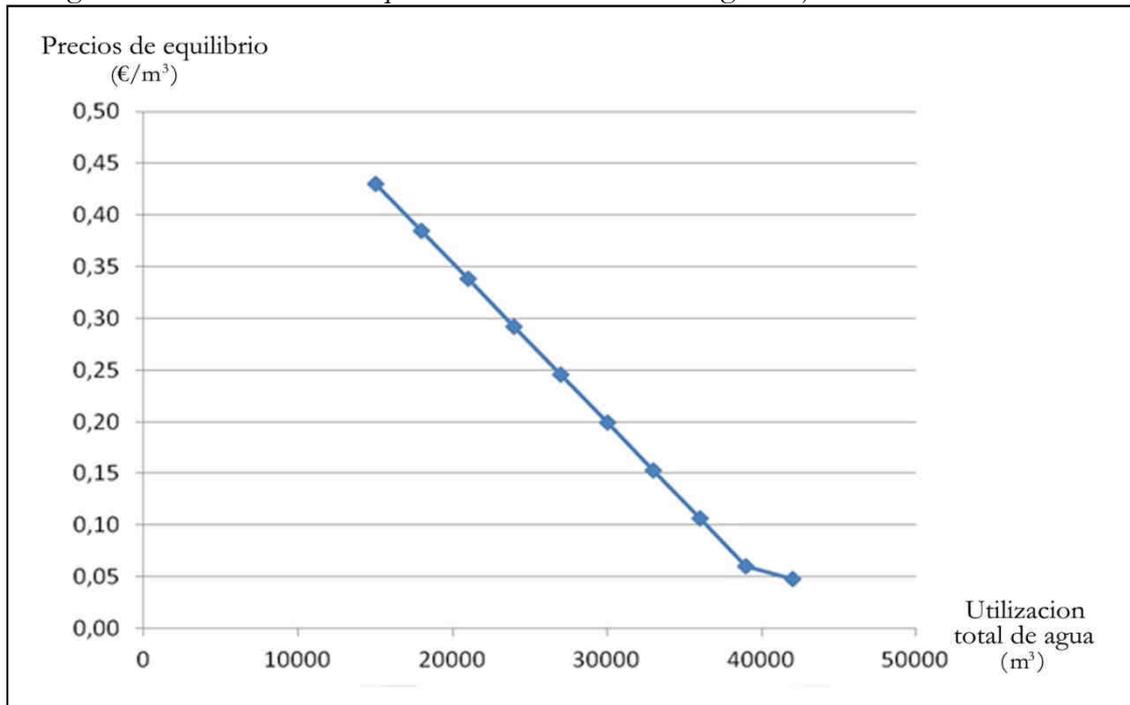
Cuadro 2.10. Beneficio bajo la regla del mercado de agua (euros/ha).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total beneficio
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	1.862	1.377	1.208	871	280	159	5.756
3.500	1.970	1.514	1.331	1.036	498	347	6.697
4.000	2.053	1.619	1.428	1.187	694	519	7.499
4.500	2.108	1.693	1.497	1.322	866	675	8.162
5.000	2.138	1.736	1.539	1.443	1.015	815	8.686
5.500	2.141	1.748	1.553	1.549	1.142	938	9.072
6.000	2.118	1.728	1.541	1.641	1.246	1.045	9.318
6.500	2.068	1.677	1.502	1.717	1.327	1.135	9.426
7.000	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.431
7.500	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.431
8.000	2.050	1.658	1.486	1.736	1.345	1.158	9.431

Cuadro 2.11. Uso de agua bajo la regla del mercado de agua (m³/ha).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	1.992	2.660	2.321	3.097	4.319	3.611	18.000
3.500	2.422	2.983	2.734	3.776	4.826	4.258	21.000
4.000	2.853	3.306	3.148	4.456	5.332	4.906	24.000
4.500	3.283	3.629	3.561	5.135	5.839	5.553	27.000
5.000	3.713	3.952	3.975	5.815	6.345	6.201	30.000
5.500	4.144	4.275	4.388	6.494	6.852	6.848	33.000
6.000	4.574	4.598	4.801	7.173	7.358	7.495	36.000
6.500	5.004	4.921	5.215	7.853	7.865	8.143	39.000
7.000	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827
7.500	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827
8.000	5.123	5.010	5.329	8.040	8.004	8.321	39.827

Figura 2.1. Soluciones de equilibrio en el mercado de agua bajo escenarios de escasez.



Conforme se modera la escasez y hay mayores dotaciones, aumentan los intercambios de agua y cae el precio. Así, el volumen de intercambios de agua es 2.030 m³ a un precio de 0,43 €/m³ bajo el escenario de escasez severa con dotaciones de 3.000 m³/ha, mientras que el volumen de intercambios alcanzan los 4.424 m³ a un precio de 0,05 €/m³ cuando las dotaciones llegan a los 7.000 m³/ha. Para mayores dotaciones el agua es abundante y el mercado deja de utilizarse.

La regla uniforme proporciona unos beneficios similares a la regla proporcional para dotaciones iniciales inferiores a 5.500 m³/ha. A partir de esta dotación la regla uniforme proporciona mayores beneficios para los agricultores con riego por inundación, pero no a los agricultores con riego por aspersión. Por tanto, el cambio de la regla proporcional a la regla uniforme puede ser factible, en especial si se diseña alguna compensación que beneficie a los agricultores con sistemas de aspersión.

La regla secuencial alcanza un beneficio total que se aproxima al de la regla de mercado. Este resultado es importante por las dificultades de introducir mercados de agua cuando el agua es un bien comunal como ocurre con el agua de riego. La regla secuencial permite obtener un bienestar similar al de la regla de mercado, sin necesidad de cambiar el marco institucional de gestión colectiva del agua de riego adaptado a su característica de bien comunal. La regla secuencial evita convertir el agua de riego en un bien privado, condición para que exista el mercado. En apartados anteriores se han presentado los argumentos que

cuestionan los mercados de agua en el regadío como la mejor solución para una gestión sostenible del recurso.

Como se ha indicado, el problema de pasar de la actual la regla proporcional a la regla secuencial es que disminuye el beneficio de todas las explotaciones en aspersión, por lo que los agricultores en aspersión se opondrían a este cambio de reglas. Los agricultores de explotaciones en aspersión solo apoyarán la regla secuencial si son compensados por su pérdida de beneficios. Como el incremento de beneficio total al cambiar la regla proporcional por la regla secuencial es positivo bajo todos los escenarios de escasez, es posible compensar a las explotaciones en aspersión, y estas compensaciones deben igualar las pérdidas de las explotaciones en aspersión.

2.4 Resultados de las reglas sociales en la Cuenca del Flumen.

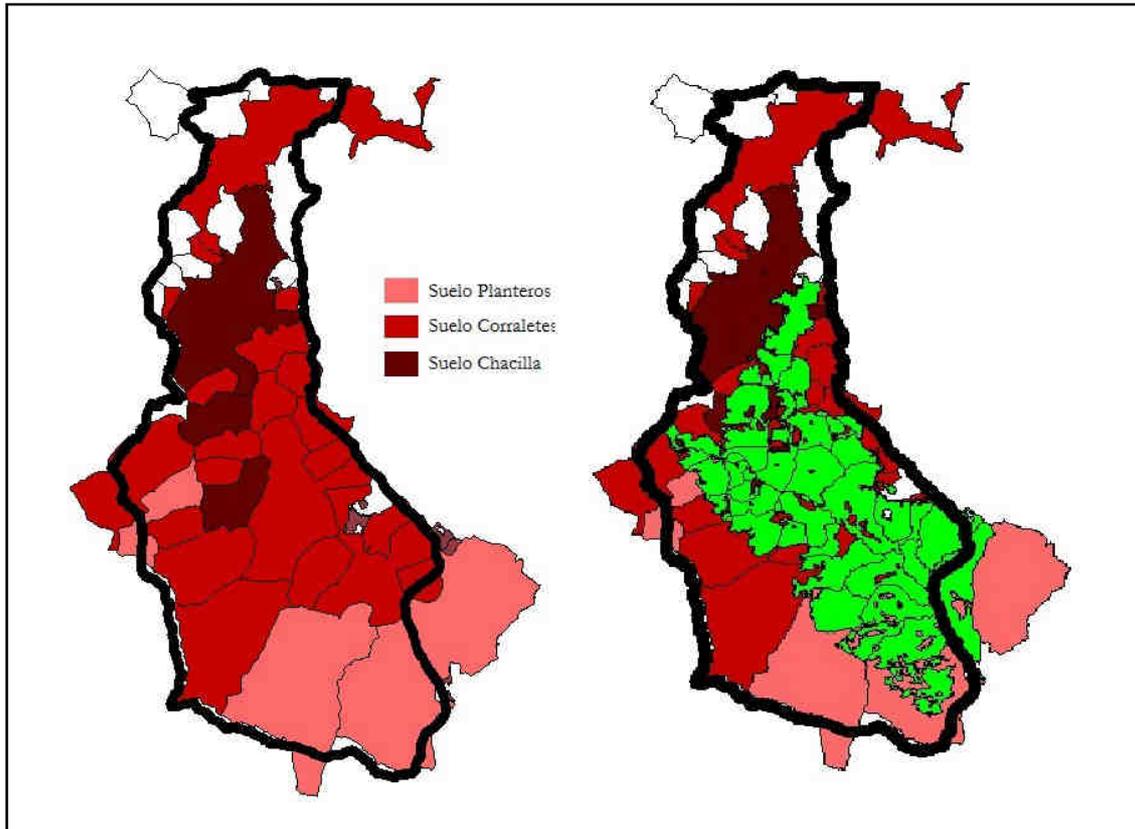
Las reglas sociales de reparto que se han examinado para las unidades de producción individuales, se evalúan en esta sección para toda la cuenca del Flumen. Esta mayor escala espacial permite obtener los resultados en condiciones más realistas, al examinar las reglas de reparto para las explotaciones de toda la cuenca. Las diferencias respecto a las unidades de producción individuales se explican por la distinta distribución espacial de los tipos de explotación según tipo de suelo y sistema de riego en la cuenca.

La identificación del cultivo del maíz según el tipo de suelo se ha realizado mediante mapas georeferenciados de los suelos y los municipios de la cuenca. En cada municipio se determina el tipo de suelo que ocupa una mayor superficie, y se hace corresponder la totalidad del suelo en regadío del municipio con este tipo de suelo mayoritario. La razón de este procedimiento es que no se conoce la localización espacial del cultivo del maíz en cada término municipal.

La superficie de maíz en inundación y aspersión de cada municipio se estima multiplicando la superficie de cultivo de maíz por el porcentaje de superficie que tiene el municipio equipado con inundación y con aspersión, ya que no se conoce la superficie de maíz que se ha cultivado en inundación y aspersión. Por tanto, cada municipio tiene dos tipos de explotaciones que combinan un único tipo de suelo y dos sistemas de riego, inundación y aspersión (cuadro 2.12).

La figura 2.2 muestra los municipios, tipos de suelo y superficie de regadío en la cuenca, y el cuadro 10 muestra la distribución del cultivo del maíz según el sistema de riego y el tipo de suelo en la cuenca del Flumen. El tipo de suelo y el sistema de riego

Figura 2.2. Municipios, tipos de suelo y localización del regadío en la cuenca del Flumen.



predominantes son suelo Corraletes y riego por inundación, que requieren más cantidad de agua que los otros tipos de suelo y el otro sistema de riego. Los municipios seleccionados cubren el 97 por cien del regadío de la cuenca.

Las funciones de rendimiento del maíz para los seis tipos de explotación se utilizan para evaluar las reglas de elección social proporcional, uniforme y de mercado en el conjunto de la cuenca del Flumen. Como en el apartado anterior, las reglas se evalúan para los distintos escenarios de disponibilidad de agua de riego. Una parte de las conclusiones que se pueden extraer para el conjunto de la cuenca coinciden con los resultados obtenidos para las explotaciones individuales en la sección anterior.

Cuadro 2.12. Distribución del maíz en la cuenca del Flumen.

Sistema de riego	Tipo de suelo			Total
	Chacilla	Corraletes	Planteros	
Aspersión	83	763	2.778	3.624
Inundación	408	3.198	296	3.902
Total	491	3.961	3.074	7.526

2.4.1 La regla proporcional

La regla proporcional de reparto de agua o situación inicial, asigna una cantidad fija de agua por hectárea de cultivo. Esta regla es el escenario base con el que se compraran los resultados de las otras reglas, y es también la regla que se utiliza actualmente para el reparto de agua en las comunidades de regantes. El rango de dotaciones que se examina es desde 3.000 a 8.000 m³/ha, como en el apartado anterior. La regla proporcional no permite realizar ninguna reasignación de agua entre las explotaciones.

Bajo esta hipótesis, cada tipo de explotación individual funciona como una unidad de producción independiente. Una vez que cada unidad llega a su óptimo económico, el excedente de agua que no se utiliza no puede ser transferido o vendido a otra explotación que pudiera aumentar su beneficio.⁴

La regla proporcional con sus decisiones independientes de producción en la cuenca es una generalización del caso individual examinado en la sección anterior. En todos los escenarios de dotación de agua y para todos los tipos de explotación, el beneficio y el uso del agua utilizada son crecientes conforme aumenta la dotación por hectárea hasta que cada tipo de explotación alcanza su óptimo económico (Cuadros 2.13 y 2.14). El óptimo económico se alcanza en cantidades de dotación similares al caso individual, es decir un nivel de 5.500 m³/ha para el riego por aspersión, y un nivel de 8.000 m³/ha para riego por inundación. En consecuencia, aumentos adicionales sobre la dotación óptima no hacen variar el beneficio de las explotaciones.

2.4.2 La regla uniforme.

La regla uniforme aplicada al conjunto de la cuenca del Flumen es un caso más interesante que la regla proporcional. El reparto de agua de riego no cambia hasta alcanzar el óptimo o necesidad revelada en el uso de agua de las explotaciones, con un reparto proporcional al número de hectáreas. Las explotaciones con riego por aspersión alcanzan su óptimo con dotaciones menores que las explotaciones con riego por inundación, por lo que las peticiones en aspersión serán menores que las peticiones en inundación.

El reparto de la regla uniforme favorece por tanto a los agricultores con riego por inundación que reciben una cantidad de agua mayor, una vez que los cultivos por aspersión alcanzan el óptimo. En consecuencia, bajo la regla uniforme y para dotaciones superiores a

⁴ Una limitación del modelo es que los agricultores poseen varias “unidades de producción” de una hectárea con diferentes tipos de suelo, y por tanto redistribuirán el agua en su explotación para maximizar su beneficio.

Cuadro 2.13. Beneficio bajo la regla proporcional en la Cuenca del Flumen (miles de euros).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total Beneficio (miles euros)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	150	1.044	3.284	355	643	43	5.518
3.500	158	1.140	3.609	422	1.337	97	6.762
4.000	165	1.209	3.853	481	1.957	145	7.811
4.500	168	1.251	4.020	534	2.507	188	8.668
5.000	170	1.265	4.111	580	2.984	226	9.336
5.500	170	1.265	4.128	619	3.387	258	9.827
6.000	170	1.265	4.128	650	3.716	286	10.215
6.500	170	1.265	4.128	675	3.972	308	10.518
7.000	170	1.265	4.128	693	4.154	324	10.735
7.500	170	1.265	4.128	704	4.263	335	10.866
8.000	170	1.265	4.128	708	4.301	342	10.914

Cuadro 2.14. Uso de agua bajo la regla proporcional en la Cuenca del Flumen (miles de m³).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua (miles de m ³)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	249,0	2.289,0	8.334,0	1.224,0	9.594,0	888,0	22.578,0
3.500	290,5	2.670,5	9.723,0	1.428,0	11.193,0	1.036,0	26.341,0
4.000	332,0	3.052,0	11.112,0	1.632,0	12.792,0	1.184,0	30.104,0
4.500	373,5	3.433,5	12.501,0	1.836,0	14.391,0	1.332,0	33.867,0
5.000	415,0	3.815,0	13.890,0	2.040,0	15.990,0	1.480,0	37.630,0
5.500	425,2	4.066,0	13.917,8	2.244,0	17.589,0	1.628,0	39.870,0
6.000	425,2	4.066,0	13.917,8	2.448,0	19.188,0	1.776,0	41.821,0
6.500	425,2	4.066,0	13.917,8	2.652,0	20.787,0	1.924,0	43.772,0
7.000	425,2	4.066,0	13.917,8	2.856,0	22.386,0	2.072,0	45.723,0
7.500	425,2	4.066,0	13.917,8	3.060,0	23.985,0	2.220,0	47.674,0
8.000	425,2	4.066,0	13.917,8	3.264,0	25.584,0	2.368,0	49.625,0

5.500 m³/ha, los beneficios del riego por inundación aumentan respecto a la regla proporcional, y se mantienen los beneficios del riego por aspersión (Cuadros 2.15 y 2.16).

La regla uniforme incrementa el beneficio total, y se alcanza el óptimo de todas las explotaciones con una dotación inicial de agua menor. El aumento de beneficio total depende de la situación de escasez. Cuando la escasez es severa y la dotación es inferior a 5.500 m³/ha, el beneficio total no varía. Conforme sube la dotación, la ganancia de beneficio total aumenta hasta alcanzar los 10,915 millones de euros para una dotación de 7.000 m³/ha, y para dotaciones superiores este beneficio se mantiene.

Si fuera necesaria una compensación para pasar de la regla proporcional a la uniforme, los agricultores con riego por inundación podrían compensar a los agricultores con riego por aspersión para que apoyen la regla uniforme. A partir de una dotación de 5.500 m³/ha, la ganancia de beneficio total podría repartirse entre el conjunto de agricultores para conseguir el apoyo al cambio de regla. Esta ganancia de beneficios es de 183.000 euros para los agricultores de inundación bajo una dotación de 5.500 m³/ha. El beneficio es máximo (394.000 euros) para una dotación de 6.000 m³/ha, y disminuye para dotaciones mayores.

Estos resultados muestran que el interés por cambiar de la regla proporcional a la uniforme depende de la dotación de agua de riego, es decir de la situación de escasez. El cambio de regla es factible para todas las dotaciones, porque para dotaciones inferiores a 5.500 m³/ha los beneficios no varían, y a partir de 5.500 m³/ha los beneficios aumentan para los agricultores de inundación. Los agricultores de aspersión deberían recibir alguna compensación para apoyar el cambio de regla.

2.4.3 La regla secuencial.

La regla secuencial aplicada al conjunto de la cuenca del Flumen asigna el recurso según la productividad marginal de las explotaciones. Las explotaciones con riego por aspersión alcanzan el óptimo con dotaciones menores que las de riego por inundación, por lo que las asignaciones en aspersión serán menores que las de inundación.

El reparto de la regla secuencial favorece por tanto a los agricultores con riego por inundación. En consecuencia, los beneficios de los agricultores con riego por aspersión serán menores y los beneficios de los agricultores con cultivos en inundación serán mayores que bajo la regla proporcional (Cuadros 2.17 y 2.18).

Cuadro 2.15. Beneficio bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de euros).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total Beneficio (miles euros)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	150	1.044	3.284	355	643	43	5.519
3.500	158	1.140	3.609	422	1.337	97	6.763
4.000	165	1.209	3.853	481	1.957	145	7.810
4.500	168	1.251	4.020	534	2.507	188	8.668
5.000	170	1.265	4.111	580	2.984	226	9.336
5.500	170	1.265	4.128	634	3.543	271	10.010
6.000	170	1.265	4.128	683	4.049	314	10.609
6.500	170	1.265	4.128	706	4.284	338	10.890
7.000	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915
7.500	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915
8.000	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915

Cuadro 2.16. Uso de agua bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de m³).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua (miles de m ³)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	249,0	2.289,0	8.334,0	1.224,0	9.594,0	888,0	22.578,0
3.500	290,5	2.670,5	9.723,0	1.428,0	11.193,0	1.036,0	26.341,0
4.000	332,0	3.052,0	11.112,0	1.632,0	12.792,0	1.184,0	30.104,0
4.500	373,5	3.433,5	12.501,0	1.836,0	14.391,0	1.332,0	33.867,0
5.000	415,0	3.815,0	13.890,0	2.040,0	15.990,0	1.480,0	37.630,0
5.500	425,2	3.822,4	14.803,2	2.336,0	18.310,4	1.694,8	41.392,0
6.000	425,2	3.822,4	14.803,2	2.729,5	21.394,5	1.980,2	45.155,0
6.500	425,2	3.822,4	14.803,2	3.123,0	24.478,6	2.265,7	48.918,0
7.000	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7
7.500	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7
8.000	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7

El incremento de beneficio total depende de la situación de escasez. Cuando la escasez es severa y la dotación es de solo 3.000 m³/ha, la ganancia de beneficios totales es de 250.000 euros. Conforme sube la dotación, la ganancia de beneficio total aumenta hasta 549.000 euros para una dotación de 5.500 m³/ha. Para dotaciones superiores la ganancia va disminuyendo.

Para pasar de la regla proporcional a la secuencial, es necesario que los agricultores con riego por inundación compensen las pérdidas de los agricultores con riego por aspersión. Además, existiría un beneficio extra que podría ser repartido entre el conjunto de los agricultores para que todos apoyen el cambio de regla.

Para una dotación de 5.500 m³/ha, la regla secuencial genera una ganancia de beneficios de 739.100 euros para los agricultores de inundación y unas pérdidas de beneficios de 190.200 euros para los agricultores de aspersión. La compensación mínima a los agricultores de aspersión por el cambio de regla sería 190.200 euros, y quedarían 549.000 euros de beneficio extra para repartir entre el conjunto de agricultores.

Para otras dotaciones, la compensación mínima a los agricultores de aspersión va disminuyendo progresivamente desde los 716.000 euros para una dotación de 3.000 m³/ha hasta cero para una dotación de 8.000 m³/ha. En cuanto al beneficio extra, aumenta desde 250.000 euros para una dotación de 3.000 m³/ha hasta 549.000 euros para una dotación de 5.500 m³/ha, pero después disminuye para dotaciones mayores.

Estos resultados muestran que la compensación mínima para que los agricultores de aspersión acepten el cambio de la regla proporcional a la secuencial depende de la dotación de agua de riego, es decir de la situación de escasez. El cambio de regla es factible para todas las dotaciones, porque los agricultores de inundación siempre pueden compensar a los agricultores de aspersión con la compensación mínima, y además existen beneficios extra para repartir.

A partir de 7.000 m³/ha, la producción de los agricultores en aspersión es la misma bajo ambas reglas mientras que los agricultores en inundación aumentan sus beneficios. Por lo tanto, para estas dotaciones elevadas de agua será preferible la regla secuencial.

2.4.4 La regla del mercado de agua

La regla del mercado de agua consigue una asignación óptima del recurso agua, al maximizar los beneficios individuales y colectivos de las explotaciones, como ya se ha

Cuadro 2.17. Beneficio bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de euros).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total Beneficio (miles euros)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	135	847	2.781	434	1.452	119	5.768
3.500	144	952	3.120	503	2.172	175	7.066
4.000	151	1.042	3.411	562	2.787	224	8.177
4.500	158	1.117	3.652	611	3.297	264	9.098
5.000	163	1.177	3.843	650	3.703	295	9.831
5.500	166	1.221	3.986	679	4.005	319	10.376
6.000	169	1.250	4.079	698	4.201	335	10.733
6.500	170	1.264	4.124	707	4.294	342	10.900
7.000	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915
7.500	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915
8.000	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915

Cuadro 2.18. Uso de agua bajo la regla uniforme en la Cuenca del Flumen (miles de m³).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua (miles de m ³)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	190,7	1.712,1	6.628,4	1.468,4	11.475,8	1.102,6	22.578,0
3.500	222,5	1.997,4	7.733,2	1.713,2	13.388,4	1.286,4	26.341,0
4.000	254,2	2.282,8	8.837,9	1.957,9	15.301,0	1.470,2	30.104,0
4.500	286,0	2.568,1	9.942,6	2.202,6	17.213,7	1.653,9	33.867,0
5.000	317,8	2.853,5	11.047,4	2.447,4	19.126,3	1.837,7	37.630,0
5.500	349,6	3.138,8	12.152,1	2.692,1	21.038,9	2.021,5	41.393,0
6.000	381,4	3.424,2	13.256,9	2.936,8	22.951,5	2.205,2	45.156,0
6.500	413,1	3.709,5	14.361,6	3.181,6	24.864,2	2.389,0	48.919,0
7.000	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7
7.500	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7
8.000	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7

Cuadro 2.19. Beneficio bajo la regla de mercado en la Cuenca del Flumen (miles de euros).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total Beneficio (miles euros)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	157	1.060	3.421	357	789	44	5.828
3.500	166	1.167	3.762	422	1.496	99	7.111
4.000	173	1.249	4.026	482	2.130	149	8.208
4.500	177	1.306	4.213	536	2.692	195	9.119
5.000	179	1.339	4.324	584	3.182	236	9.844
5.500	179	1.346	4.358	627	3.599	272	10.382
6.000	177	1.329	4.315	665	3.943	305	10.735
6.500	173	1.288	4.195	697	4.215	333	10.901
7.000	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915
7.500	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915
8.000	170	1.265	4.128	708	4.301	343	10.915

Cuadro 2.20. Uso de agua bajo la regla de mercado en la Cuenca del Flumen (miles de m³).

Dotación para riego (m ³ /ha)	Cultivo del Maíz						Total agua (miles de m ³)
	Riego por aspersión			Riego por gravedad			
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	
3.000	142,9	1.874,9	5.726,2	1.089,4	12.796,1	948,5	22.578,0
3.500	181,1	2.138,4	6.954,3	1.385,8	14.528,0	1.153,4	26.341,0
4.000	219,3	2.401,9	8.182,3	1.682,2	16.259,9	1.358,4	30.104,0
4.500	257,5	2.665,4	9.410,4	1.978,7	17.991,8	1.563,3	33.867,0
5.000	295,7	2.928,8	10.638,4	2.275,1	19.723,8	1.768,2	37.630,0
5.500	333,9	3.192,3	11.866,5	2.571,5	21.455,7	1.973,1	41.393,0
6.000	372,1	3.455,8	13.094,5	2.868,0	23.187,6	2.178,0	45.156,0
6.500	410,2	3.719,3	14.322,6	3.164,4	24.919,6	2.382,9	48.919,0
7.000	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7
7.500	425,2	3.822,4	14.803,2	3.280,4	25.597,4	2.463,1	50.392,7

Cuadro 2.21. Intercambios y precio de equilibrio para cada dotación bajo la regla de mercado.

Dotación de riego (m ³ /ha)	Intercambios (miles m ³)	Precio de equilibrio (Céntimos €/m ³)
3.000	1.348	41,33
3.500	1.256	36,38
4.000	1.161	31,43
4.500	1.053	26,48
5.000	917	21,53
5.500	753	16,59
6.000	561	11,64
6.500	341	6,69
7.000	245	4,75
7.500	245	4,75
8.000	245	4,75

señalado anteriormente. La regla del mercado de agua parte de una dotación por hectárea idéntica como en la regla proporcional, pero con la diferencia de que existe un mercado de agua como mecanismo de transferencia de agua entre los agricultores.

Los agricultores pueden ser oferentes o demandantes en el mercado de agua, siguiendo un proceso de compras y ventas de agua hasta alcanzar el equilibrio del mercado. Un agricultor será oferente de agua si el valor de la productividad marginal del agua en su explotación es inferior al beneficio que obtiene por la venta del agua, mientras que un agricultor será demandante de agua si el valor de su productividad marginal es superior al coste de compra del agua.

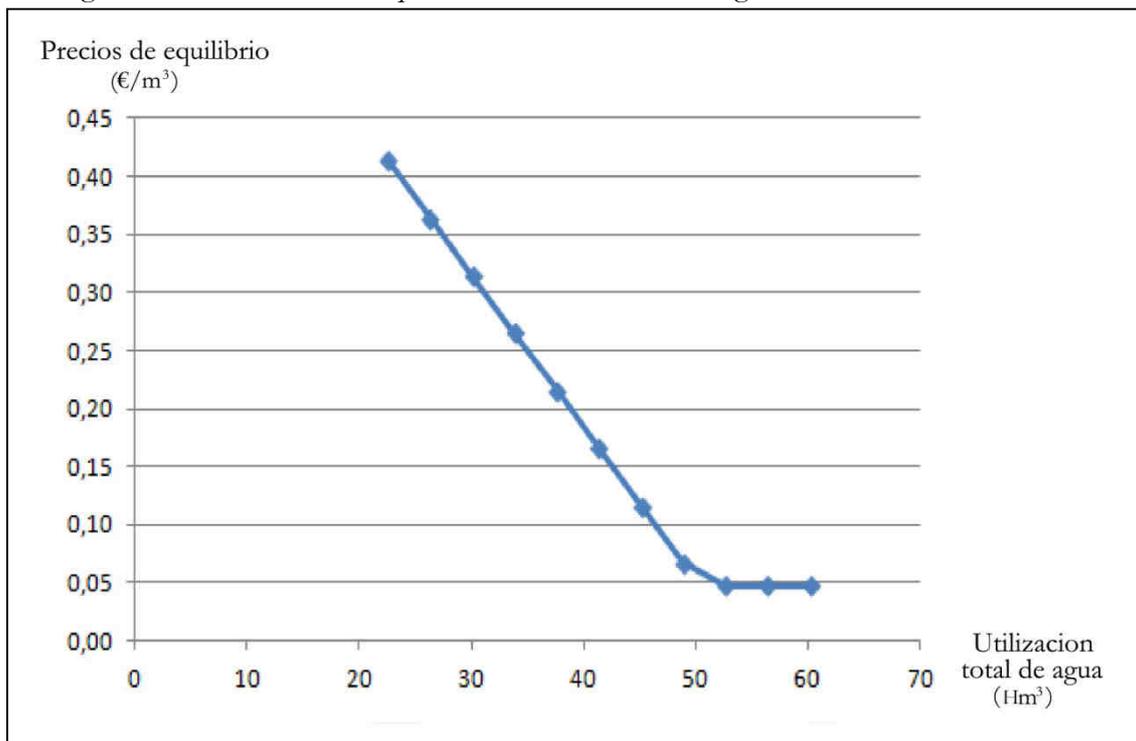
Este mecanismo de transferencia de agua hace que los beneficios individuales de las explotaciones sean como mínimo iguales a los beneficios de la regla proporcional, y lo mismo ocurrirá para los beneficios totales que son la suma de los beneficios individuales. El único caso en el que los beneficios de la regla proporcional y la regla de mercado son iguales ocurre cuando la dotación de agua es muy abundante y no se utiliza el mercado porque no surgen transferencias de agua entre los agricultores.

Bajo la dotación inicial, las explotaciones en aspersión ofrecen agua porque el valor de la productividad marginal del agua es inferior al precio de mercado. Por el contrario, las explotaciones en inundación son demandantes de agua al tener valores de productividad marginal más elevados.⁵

Los cuadros 2.19 y 2.20 muestran los beneficios y el uso del agua bajo la regla de mercado. La ganancia de beneficios colectivos de la regla de mercado respecto de la

⁵ Las explotaciones de aspersión en suelo Chacilla venden agua cuando la dotación es 3.000 o 3.500 m³/ha, pero compran agua para mayores dotaciones.

Figura 2.3. Soluciones de equilibrio en el mercado de agua en la Cuenca del Flumen.



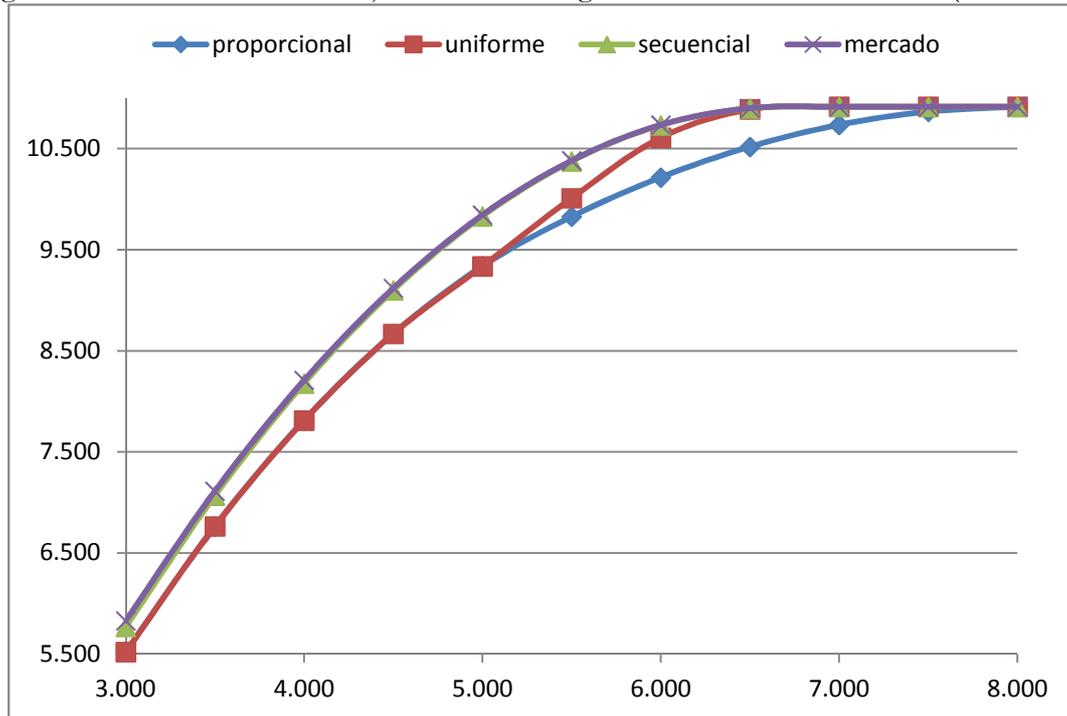
proporcional depende de la escasez de agua. Entre 3.000 y 5.500 m³/ha de dotación, la ganancia aumenta de 310.000 hasta 555.000 euros. Para mayores dotaciones, los intercambios se reducen y las ganancias de beneficios disminuyen hasta alcanzar la dotación de 8.000 m³/ha.

El volumen de intercambios y los precios del agua en la cuenca del Flumen depende directamente de la escasez (Cuadro 2.21). Los intercambios alcanzan un volumen de 1,35 hm³ cuando la escasez es severa con dotaciones de 3.000 m³/ha, y se reducen progresivamente hasta 0,25 hm³ cuando la dotación es de 8.000 m³/ha. Los precios de equilibrio varían con la escasez de agua entre los 41 céntimos €/m³ cuando la dotación es de 3.000 m³/ha, y los 5 céntimo €/m³ cuando la dotación es 8.000 m³/ha. La figura 2.3 muestra la utilización total de agua y los precios de equilibrio de mercado en la cuenca del Flumen.

2.4.5 Comparación de los resultados de las reglas

Las figuras 2.4 y 2.5 muestran el beneficio total y el uso del agua en la cuenca del Flumen bajo cada regla de reparto de agua. El beneficio total de la regla secuencial se aproxima al beneficio total de la regla de mercado, en especial para dotaciones superiores a los 5.500 m³/ha. Esto significa que la regla uniforme es una buena alternativa a los

Figura 2.4. Beneficios totales bajo las distintas reglas en la Cuenca del Flumen (miles euros)

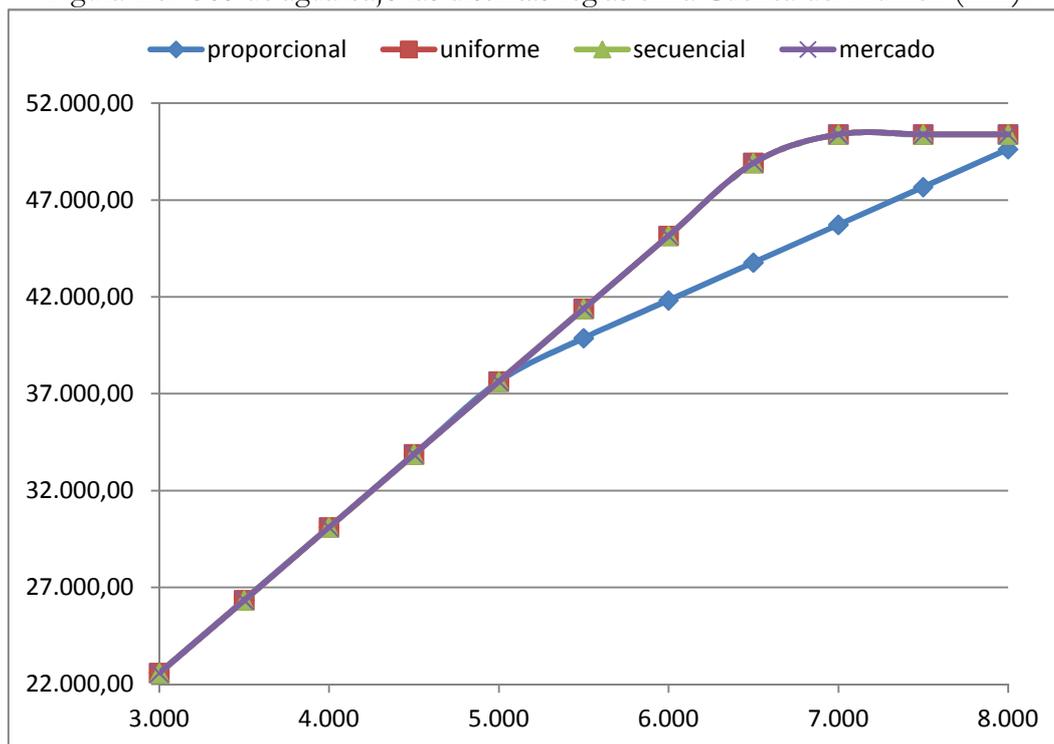


mercados de agua en el regadío.

La regla uniforme consigue el mismo beneficio que la regla proporcional para dotaciones iniciales pequeñas, pero a partir de dotaciones de 5.500 m³/ha aparece un incremento en beneficio respecto de la proporcional debido al uso del agua infrautilizada en aspersión. Los beneficios de la regla uniforme no llegan a alcanzar a los de la regla secuencial hasta que todos los agentes disponen de suficiente agua para alcanzar su óptimo individual, en el que los beneficios ya no dependen de la regla de reparto.

La regla de mercado es un referente teórico importante para evaluar la eficiencia de las distintas medidas de política de agua que pueden agruparse en instrumentos de mando y control, instrumentos económicos, e instrumentos institucionales. Los mercados de agua en el regadío son difíciles de introducir porque el agua de regadío es un bien comunal que debe transformarse en un bien privado para que los mercados puedan funcionar. Esto explica las barreras políticas, legales y técnicas al funcionamiento de los mercados de agua, que generan unos enormes costes de transacción para el establecimiento de los mercados de agua.

La experiencia de los mercados de agua de riego en Australia muestra que el establecimiento de estos mercados ha sido posible porque se han ignorado las externalidades medioambientales negativas. Si estas externalidades se hubieran tenido en cuenta, los mayores costes de transacción habrían impedido el funcionamiento de los

Figura 2.5. Uso de agua bajo las distintas reglas en la Cuenca del Flumen (hm^3).

mercados de agua (Connor 2012).

En el caso de España, a las dificultades para introducir los mercados de agua que requieren convertir el agua en bien privado, se añade la potente tradición del enfoque institucional en la gestión de los recursos hídricos. Esta tradición se basa en considerar el agua como bien comunal, y en desarrollar por tanto organismos de cuenca donde se consigue la acción colectiva de los grupos de interés que manejan el recurso.

Los intentos de introducir mercados de agua en España han consistido en la modificación de la ley de aguas de 1999 para favorecer los mercados, y en la posterior creación de los centros de intercambio de agua del Júcar, Guadiana y Segura en 2004, y del Guadalquivir en 2008. Los resultados obtenidos sobre transacciones de agua parecen indicar que estas iniciativas han fracasado, a pesar de los graves periodos de sequía que se han sucedido en España desde 2004.⁶

Los resultados del análisis realizado sobre la reglas proporcional, uniforme, secuencial y de mercado son muy relevantes para evaluar medidas que sean eficientes, pero sobre todo que sean políticamente viables. La cuestión clave es que las medidas de política de agua

⁶ Un ejemplo es el centro de intercambio de agua del Guadiana, que ha gastado 66 millones de euros de fondos públicos para comprar agua y reducir las extracciones del acuífero de Mancha Occidental. Con estos fondos se compraron derechos de 6.800 ha, y un volumen teórico de 13,5 hm^3 de agua. En realidad solo se han comprado 1,1 hm^3 porque las tierras que vendían derechos no regaban, o porque los agricultores han seguido regando después de vender sus derechos (WWF 2012).

tienen que ser compatibles con el enfoque institucional de gestión del agua de riego que existe en España.

La regla proporcional de reparto de agua representa la situación actual de las comunidades de regantes, en la que se asigna a cada agricultor una cantidad fija de agua por unidad de superficie de riego. La regla proporcional genera unos beneficios totales inferiores a las otras reglas. Frente a esta situación actual, la regla de mercado es el referente teórico para conseguir el uso eficiente del agua que genere el bienestar social óptimo.

En la práctica, los resultados de la aplicación de las reglas de reparto de agua en la cuenca del Flumen muestran que no es necesario privatizar el agua de riego e introducir mercados, porque la regla uniforme consigue un incremento en los beneficios respecto a la proporcional, y la regla secuencial es una buena aproximación a la solución de mercado. Además, el paso de la regla proporcional a la regla secuencial es compatible con el enfoque institucional que existe en España, y permite acercarse al bienestar social óptimo de los mercados del agua manteniendo el carácter de bien comunal del agua.

Un aspecto ventajoso del paso de la regla proporcional a la de mercado es que todos los beneficios individuales de cualquier tipo de explotación aumentan o se mantienen, por lo que no es necesario compensar pérdidas de ningún agricultor al cambiar a la regla de mercado.

El paso de la regla proporcional a la uniforme es relativamente sencillo, ya que ningún agente resulta perjudicado por el cambio y una parte de los agentes, los de riego por inundación, se beneficia del cambio. En una hipotética votación para cambiar la regla, los agricultores con riego por aspersión se abstendrían y los agricultores con riego por inundación votarían a favor. Si fuera necesario un número mayor de votantes a favor o apareciera un comportamiento estratégico de los agricultores con riego por aspersión votando en contra, siempre cabría la posibilidad de que los agricultores con riego por inundación compensaran a los demás con los beneficios obtenidos por el cambio de regla.

El paso de la regla proporcional a la secuencial no es tan sencillo porque los beneficios individuales de las explotaciones en aspersión disminuyen, mientras que aumentan los beneficios totales. Si el cambio a la regla secuencial en la cuenca del Flumen se decidiera por votación proporcional a la superficie de riego, habría 3.902 votos a favor del cambio y 3.624 votos en contra. El cambio sería posible si la decisión se tomara por mayoría simple, pero no lo sería si la decisión se tomara por mayoría más cualificada.

Otra alternativa para la adopción de la regla secuencial es que el grupo de explotaciones en inundación compense las pérdidas del grupo de explotaciones en aspersión para lograr

su apoyo en el cambio de regla. Esta compensación es factible, ya que para todas las dotaciones de agua la ganancia de beneficios del grupo en inundación es mayor que las pérdidas del grupo en aspersión.

Las explotaciones en aspersión solo tienen pérdidas por el cambio de regla en situaciones de escasez de agua para dotaciones entre 3.000 y 6.000 m³/ha. Estas pérdidas disminuyen desde 720.000 euros para la dotación de 3.000 m³/ha hasta 65.000 euros para la dotación de 6.000 m³/ha. Las comunidades de regantes podrían encargarse de organizar el pago de compensaciones por el cambio de regla, realizando los cálculos de las pérdidas y ganancias de los grupos de explotaciones en periodos de escasez, y redistribuyendo los beneficios del cambio de regla.

2. 5 Resumen y conclusiones

La escasez de los recursos hídricos es un problema serio en la mayor parte de las cuencas de la península Ibérica. La escasez actual se verá agravada en las próximas décadas por el aumento de temperaturas y evapotranspiración, y por la disminución de las precipitaciones asociados al cambio climático.

En la cuenca del Ebro, el problema de escasez de agua no es tan grave como en las cuencas del sur y del este peninsular. La cuenca del Ebro tiene una importante superficie en regadío, que ha permitido paliar la despoblación y el abandono del medio rural. Los periodos de escasez de agua y sequías tienen un impacto negativo sobre el sector primario, ya que el sector primario y en particular la agricultura es el mayor demandante del recurso agua. En periodos de escasez de agua y sequías, los beneficios y márgenes netos de la agricultura caen, por lo que peligran la continuidad de las actividades productivas. Durante los periodos de escasez, adquieren una gran importancia las reglas de reparto del recurso. Por ello es importante analizar las reglas actuales de reparto en las comunidades de regantes, examinando posibles reglas alternativas que aumenten la eficiencia y la productividad de la asignación de agua entre los agricultores.

La adopción o cambio de reglas de reparto en el regadío presenta menos dificultades en España que en otros países, ya que existe una fuerte tradición de estructuras asociativas de los agricultores. Las comunidades de regantes, las juntas de explotación, y las autoridades de cuenca son organismos de participación e intervención de los agricultores y otros agentes, a través de las acciones de sus representantes en la toma de decisiones y en el cumplimiento de estas decisiones.

Esta experiencia de cooperación y autorregulación de los agricultores en el marco de un esquema organizativo institucional facilita la implantación de mecanismos que incorporen nuevas reglas sociales. La organización institucional permite integrar a los grupos de interés en la toma de decisiones a nivel agregado, mediante la cooperación entre agricultores y otros agentes, que se caracterizan por su comportamiento estratégico. La aceptación de una nueva regla debe conseguir un mayor bienestar para el conjunto de los agricultores, junto a beneficios para la mayoría de los agricultores y compensaciones para los que tengan pérdidas. Estas compensaciones permiten garantizar el apoyo al cambio en la regla de asignación de agua.

En el trabajo se han examinado cuatro reglas de reparto de agua: la regla proporcional o situación actual, la regla uniforme, la regla secuencial, y la regla de mercado. Para cada tipo de explotación se simulan estas reglas de reparto bajo los distintos escenarios de dotación de agua desde 3.000 a 8.000 m³/ha. Los principales resultados obtenidos se describen a continuación.

En general, los cultivos en riego por aspersión presentan óptimos económicos en torno a los 5.000–5.500 m³/ha. Los cultivos en riego por gravedad presentan óptimos económicos en el rango 8.000–8.500 m³/ha. Como consecuencia, los cultivos en riego por inundación son más susceptibles a experimentar mayores pérdidas ante sequías moderadas. Las diferencias de óptimos económicos son mínimas entre explotaciones con distinto tipo de suelo y el mismo sistema de riego.

La regla proporcional es la regla con la que se obtiene un menor bienestar social para todos los escenarios de dotaciones iniciales. La regla de mercado, por el contrario, es la regla con la que se obtiene un mayor bienestar social para todas las dotaciones. Para dotaciones de elevada escasez o sequía severa (3.000–4.500 m³/ha), la diferencia de bienestar social entre reglas es pequeña. Para dotaciones de sequía moderada (4.500–6.000 m³/ha), la diferencia de bienestar social entre reglas es importante. Para dotaciones de agua abundantes cuando no hay sequía (6.500–8.000 m³/ha), las diferencias entre reglas se reducen ya que los cultivos disponen del agua necesaria.

La regla uniforme se comporta de forma similar a la regla proporcional hasta que algunos cultivos llegan a su óptimo económico con dotaciones iniciales de 5.500 m³/ha. Desde ese nivel hasta los 8.000 m³/ha, la regla uniforme consigue mejorar el bienestar al dar un uso alternativo al agua sobrante de los cultivos que alcanzan su óptimo. El cambio de la regla proporcional a la uniforme permite que no disminuyan los beneficios individuales de los agricultores bajo ningún escenario de dotación.

La regla secuencial asigna iterativamente mayor cantidad de agua a las explotaciones más productivas, teniendo en cuenta su productividad marginal. Las explotaciones con riego por aspersión alcanzan antes su óptimo económico, por lo que conforme aumenta la dotación su productividad marginal disminuye y es menor que la productividad marginal de las explotaciones con riego por inundación. El cambio de la regla proporcional a la secuencial aumenta el bienestar social, pero las explotaciones en riego por aspersión reducen sus beneficios, mientras que las explotaciones en riego por inundación aumentan sus beneficios. La aceptación del cambio de regla requiere compensar a las explotaciones en aspersión, y esta compensación es factible porque los beneficios adicionales del cambio de regla superan a las compensaciones necesarias. La cuantía mínima de compensación varía para cada escenario de dotación.

La regla de mercado consigue una asignación óptima del recurso, maximizando los beneficios individuales y colectivos de las explotaciones. Esta asignación óptima se consigue mediante el mercado de agua, en el que tanto los demandantes como los oferentes del recurso aumentan sus beneficios individuales en comparación a las demás reglas de reparto. Como todas las explotaciones aumentan sus beneficios, no sería necesaria ninguna compensación para adoptar el cambio de regla. Las ganancias del mercado son mayores para escenarios de dotaciones de sequía moderada. Tanto el volumen de intercambios como los precios del agua varían con la escasez de agua. El precio de equilibrio es proporcional al grado de escasez, con una variación entre 41 céntimos €/m³ para dotaciones de 3.000 m³/ha (escasez severa), y los 5 céntimos €/m³ cuando la dotación es 8.000 m³/ha (abundancia).

2.6 Referencias bibliográficas

- Barberá S., M. Jackson y A. Neme. 1997. Strategy-Proof allotment rules. *Games and Economic Behavior* 18:1-21.
- Confederación Hidrográfica del Ebro. 2009. Proyecto del Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro. Documento de Trabajo sobre la Normativa. CHE-MARM. Zaragoza.
- Confederación Hidrográfica del Ebro. 2008. Esquema Provisional de Temas Importantes en Materia de Gestión de las Aguas en la Demarcación Hidrográfica del Ebro. CHE-MARM. Zaragoza.
- Connor J. 2012. Principles for Economically Efficient and Environmentally Sustainable Water Markets: The Australian Experience. En Schwabe K., J. Albiac, J. Connor, R. Hassan y L. Meza-Gonzalez (Eds.) *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer. Dordrecht.
- Faysse N. 2003. "Allocating irrigation water: the impact of strategic interaction on the efficiency of rules". *European Review of Agricultural Economics*, vol. 30 (3), pp: 305-332.
- Food and Agricultural Organization - International Fund for Agricultural Development. 2006. Water for Food, Agriculture and Rural Livelihoods. Chapter 7 of Water, A Shared Responsibility. The United Nations World Water Development Report 2. UNESCO- Berghahn Books. Nueva York.
- Frank M., B. Beatti y M. Embleton. 1990. A comparison of alternative crop response models. *American Journal of Agricultural Economics* 70: 597-603.
- Garrido A. 2000. "A mathematical programming model applied to the study of water markets within the Spanish agricultural sector". *Annals of Operations Research* 94, pp: 105-123.
- Garrido A., E. Iglesias y M. Blanco. 1996. Análisis de la actitud de los regantes ante el establecimiento de políticas de precios públicos y de mercados de agua». *Revista Española de Economía Agraria y Recursos Naturales* 178:139-162.
- Gillingham M. 1999. Gaining access to water: formal and working rules of indigenous irrigation management on Mont Kilimanjaro. *Natural Resources Journal* 39: 419-441.

- Goetz R., Y. Martinez, J. Rodrigo. 2008. Water allocation by social choice rules: The case of sequential rules. *Ecological Economics*, 65 (2), pp. 304-314.
- Goetz R., Y. Gromaches, Y. Martinez y A. Xabadia. 2009. Asignación del agua de regadío: una comparación de reglas. En Gómez A. et al. (eds) *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar. Almería.
- Instituto Nacional de Estadística. 2010. Cuentas satélite del agua en España. INE. Madrid.
- Lecina S., D. Isidoro, E. Playán y R. Aragües. 2009. Efecto de la modernización de regadíos sobre la cantidad y la calidad de las aguas: la cuenca del Ebro como caso de estudio. *Monografías INIA: Serie Agrícola*. N° 26.
- Lecina S., D. Isidoro, E. Playán y R. Aragües. 2010. Irrigation modernization in Spain: effects on wáter quantity and quality – A conceptual approach. *Water Resources Development* 26,2:265-282
- Medellín J., R. Howitt y J. Lund. 2013. Modeling Economic-Engineering Responses to Drought: The California Case. En Schwabe K., J. Albiac, J. Connor, R. Hassan y L. Meza (Eds.): *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer. Dordrecht.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2000. Libro blanco del agua en España. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Secretaría de Estado de Aguas y Costas. MMA. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2003. Directiva 2000/60/CE. Análisis de transposición y procedimientos de desarrollo. MMA. Madrid.
- Ministerio de Obras Públicas y Transportes. 1993. Plan Hidrológico Nacional. Memoria y Anteproyecto de Ley. MOPT. Madrid.
- Sprumont Y. 1991. The division problema with single peaked preferences: a characterization of the uniform allocation rules. *Econometrica* 59: 509-519.
- Uku S. 2003. Análisis económico y medioambiental de los sistemas de riego: una aplicación al regadío de Bardenas. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza.
- World Wildlife Fund. 2012. El fiasco del agua en el Alto Guadiana. Informe WWF. Madrid.

Capítulo 3. Contaminación difusa por nitrógeno en la agricultura

3.1 Introducción

La contaminación es un ejemplo típico de externalidad negativa, que se define como un “mal” público consecuencia de las descargas contaminantes asociadas a la producción de bienes privados (Cropper y Oates, 1992). La contaminación del agua por nitrógeno contribuye a la degradación de la calidad de las masas de agua superficiales y subterráneas. Una excesiva carga de nitrógeno en los cursos de agua puede provocar la eutrofización, y en altas concentraciones pueden ser un factor de riesgo para la salud humana (EEA 2001). La eutrofización es un factor importante de pérdida de biodiversidad en los sistemas acuáticos MMA (2000).

Las principales fuentes de contaminación por nitrógeno de los cursos de agua son los usos agrícolas, industriales y urbanos. En el caso de los usos industriales y urbanos, la contaminación es puntual porque el origen está localizado en un punto del espacio, y la medición y control de la carga contaminante es relativamente sencilla. El análisis económico de la contaminación puntual ha sido tratado ampliamente en la literatura, y los instrumentos más comunes son los estándares de emisión, los permisos de emisión, y los impuestos pigouvianos sobre emisiones (Baumol y Oates, 1988). La contaminación puntual no presenta excesivas dificultades desde el punto de vista teórico ni tampoco para implementar medidas de control.

Por el contrario, el control de la contaminación difusa es mucho más difícil debido al coste prohibitivo que tiene la observación de las emisiones contaminantes en el origen, y también por la dificultad de conocer el proceso de transporte y destino de los contaminantes desde el origen (parcela) hasta el ambiente (cursos de agua). Estos problemas han sido tratados en la literatura sobre contaminación difusa, y se analizan en los trabajos de Shortle and Horan (2001), Tomasi *et al.* (1994) y Weersink *et al.* (1998). La consecuencia es que no pueden utilizarse los instrumentos de control diseñados para la contaminación puntual.

En la contaminación difusa de la agricultura no es posible determinar la localización espacial y el volumen de carga contaminante en el origen, y solo se puede observar la carga contaminante en el ambiente. El proceso de transporte y destino de la contaminación es complejo y depende de factores como el clima, las prácticas agrarias de los cultivos, los sistemas de riego, los tipos de suelo y las características de las cuencas (Foster e Hirata

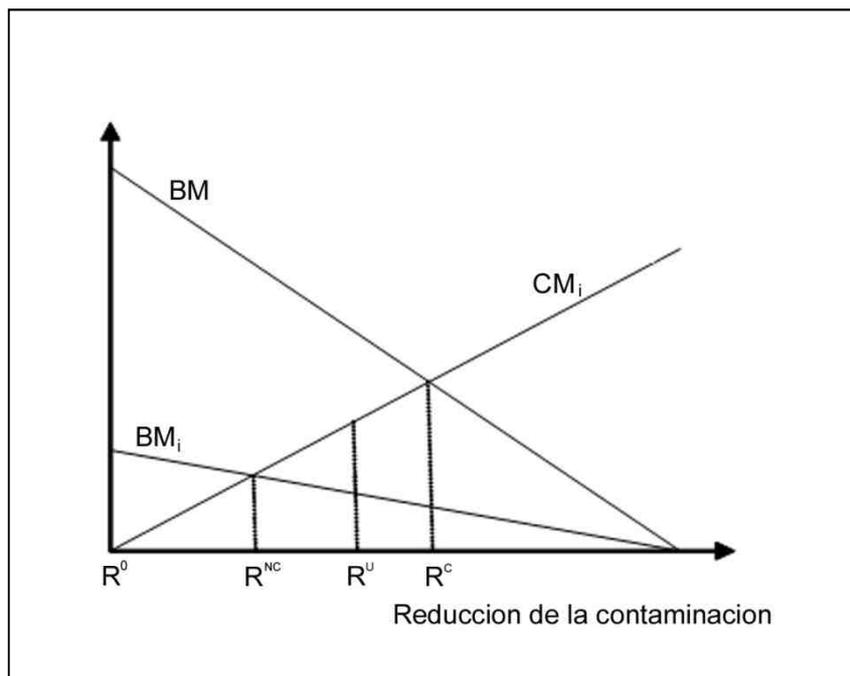
1991; Martínez y Albiac 2004 y 2006). Junto a esta indeterminación de los agentes causantes de la contaminación, también hay un problema de la asimetría de la información entre los agricultores y el regulador, ya que el regulador no conoce las características de la explotación y los costes de reducción de contaminación de cada agricultor (Cochard et al. 2005). Esta situación favorece el comportamiento estratégico de los agricultores, por lo que las medidas de reducción de la contaminación deben estar basadas en instrumentos capaces de lograr la cooperación de los agricultores.

Como no se puede conocer al responsable de la contaminación ni su carga contaminante, el principio “quien contamina paga” no puede aplicarse. El enfoque de la literatura reciente es diseñar incentivos basados en la carga de contaminación ambiental de los cursos de agua, que puede medirse, en lugar de incentivos ligados a la carga de emisiones en el origen (parcelas). Estos incentivos son mecanismos de impuesto-subsención y penalizaciones de grupo ligadas a un umbral de contaminación en el ambiente, y los incentivos deben incorporar el comportamiento estratégico de los agricultores (Segerson 1988; Segerson y Wu 2006).

La legislación europea sobre contaminación difusa de la agricultura incluye la Directiva de Nitratos aprobada en 1991, y la Directiva Marco del Agua aprobada en 2000. La aplicación de la Directiva de Nitratos se basaba al principio en facilitar información a los agricultores y en el cumplimiento voluntario. Como no se conseguía reducir la contaminación, los países están intentando controlar la carga de contaminación exigiendo a los agricultores que lleven libros de balance de nitrógeno de la explotación. El mecanismo para que las obligaciones se cumplan consiste en elegir agricultores al azar, y reducir las subvenciones agrícolas de los que se demuestre que incumplen. El problema es que la Directiva de Nitratos solo se aplica sobre las masas de agua declaradas oficialmente contaminadas, y no afecta a todas las zonas de producción intensiva con degradación severa de recursos hídricos, y con cultivos muy rentables que no reciben casi subvenciones de la PAC. Esto hace que los resultados de esta legislación sean francamente cuestionables (Albiac 2009).

La Directiva Marco del Agua establece como objetivos la protección y mejora de la calidad de los ecosistemas acuáticos (MMA 2003). La protección de los recursos hídricos se consigue mediante el uso eficiente y sostenible del agua, la limitación de las extracciones y de la carga de contaminación puntual y difusa. La medida más importante que promueve la Directiva es subir los precios del agua en aplicación del principio de recuperación de costes.

Figura 3.1. Reducción de la contaminación bajo soluciones no cooperativas y cooperativas.



Fuente: Perman et al. (2003).

Pero este instrumento económico y los mecanismos de cumplimiento parecen ser inadecuados para un bien comunal como el agua de uso agrario.

Instituciones como la OCDE o la EPA (Agencia de Protección Medioambiental de EE.UU.) proponen el comercio de emisiones (o comercio de calidad del agua) como medida de control de la contaminación difusa de la agricultura. Esta propuesta sigue el ejemplo de los sistemas de límite y comercio de emisiones (cap and trade) puntuales que se utilizan para el control de las emisiones de dióxido de azufre en Estados Unidos, y de las emisiones de gases de efecto invernadero en la Unión Europea. Existen algunas iniciativas de comercio de emisiones de la agricultura en Estados Unidos, Canadá y Nueva Zelanda, pero los resultados obtenidos son cuestionables (Shortle 2012). La mayoría de estas iniciativas se ha llevado a cabo en Estados Unidos, con proyectos piloto de demostración subvencionados por la administración. El comercio de emisiones se da entre fuentes puntuales industriales o urbanas que tienen límites de emisión, y fuentes difusas de la agricultura que no tienen límites de emisión.

La dificultad del comercio de emisiones como medida de control de la contaminación difusa de la agricultura se explica porque: i) la medición de emisiones difusas tiene un coste prohibitivo; ii) los agricultores solo tienen un control relativo de las emisiones; y iii) la localización espacial del origen de las emisiones tiene una gran influencia sobre el impacto

en la calidad del agua, o contaminación en el ambiente. El comercio de emisiones es un instrumento económico de política medioambiental que presenta serias dificultades de diseño para ser efectivo porque está basado únicamente en los mercados, e ignora los instrumentos institucionales. La reducción de la contaminación difusa es un bien público que requiere alcanzar la acción colectiva mediante la cooperación de los agentes.

La falta de cooperación en la reducción de la contaminación es consecuencia de la estructura de los incentivos, que provoca la denominada tragedia de los comunes (Hardin 1968), por el comportamiento polizón de los agentes que contaminan. La falta de cooperación tiene como resultado el equilibrio Nash, en lugar de la cooperación total que maximiza el bienestar social (Vossler et al. 2006). La figura 3.1 muestra las funciones de beneficios marginales y costes marginales de la reducción de la contaminación, y los resultados de la cooperación en la reducción de emisiones (R). Para cada agente contaminador i , BM_i son los beneficios marginales y CM_i son los costes marginales de la reducción de la contaminación, mientras que $BM = \sum BM_i$ son los beneficios marginales totales de la reducción. Bajo R^0 , no hay ningún esfuerzo de reducción de contaminación. La solución no cooperativa R^{NC} es el equilibrio de Nash en el que los agentes contaminantes igualan los beneficios marginales individuales BM_i con los costes marginales individuales CM_i . La reducción en la solución de cooperación total R^C maximiza el bienestar, y aplica la condición de la provisión eficiente de bienes públicos $BM = \sum BM_i = CM_i$.

La especificación de la función de beneficios marginales exige conocer los procesos biofísicos y los daños de la contaminación en los ecosistemas. Cuando esta información no está disponible, el nivel óptimo de contaminación R^C no se puede determinar. En este caso la alternativa es fijar un umbral de reducción razonable R^U , en el que la cooperación implica minimizar los costes totales de reducción de la contaminación entre los agentes contaminantes para alcanzar el umbral.

Las implicaciones de estos resultados de teoría de juegos para las políticas de control de la contaminación son importantes. La Directiva Marco del Agua promueve los instrumentos económicos en aplicación del principio de quien contamina paga. La utilización de instrumentos económicos, como impuestos sobre las emisiones de cada agente contaminante individual, tiene como resultado la solución no cooperativa. Bajo esta solución R^{NC} , el beneficio marginal de la reducción es el impuesto aplicado a cada agricultor $BM_i(R^{NC})$ y el agricultor responde incurriendo en un coste marginal de reducción de la contaminación $CM_i(A^{NC})$ igual al impuesto.

Ahora bien, las medidas de control deseables han de aplicarse sobre el conjunto de agentes que contaminan para poder alcanzar la cooperación R^C , en lugar de aplicar instrumentos económicos a los agentes individuales que deriva en la no cooperación R^{NC} . Este tipo de gestión sostenible requiere mecanismos de control que faciliten la acción colectiva entre los agentes, siguiendo el enfoque de gobierno de los bienes comunales por los grupos de interés en la reducción de la contaminación difusa (Ostrom 2010). Por lo tanto, los esfuerzos de reducción de la contaminación serán más efectivos si están orientados a promover la acción colectiva, mediante un marco institucional apropiado de soporte.

3.2 La modelización de la contaminación por nitratos

En el último medio siglo, el sector agrícola ha experimentado una fuerte capitalización y modernización de las técnicas de producción. Estas técnicas están ligadas al uso intensivo del abonado de nitrógeno, en especial en los cultivos de regadío, que genera contaminación por lixiviado de nitrógeno en los cursos de agua. La contaminación por nutrientes como el nitrógeno es una externalidad negativa de las actividades agrarias, que degrada la calidad del agua y provoca daños en los ecosistemas y en la salud humana. Para limitar estos efectos negativos, es necesario establecer medidas de control de la contaminación. Este trabajo examina la eficiencia de distintas medidas de reducción de la carga de emisiones de nitrógeno en el agua.

El modelo biofísico de la contaminación por nitratos integra componentes que representan los procesos de producción, que generan tanto los bienes producidos como las emisiones contaminantes. Estos procesos para cada cultivo se representan mediante funciones de producción y funciones de contaminación. La función de producción se define como $q = f(a, n, s)$, donde q es el rendimiento del cultivo que depende de los inputs agua de riego a , abonado de nitrógeno n , y stock de nitrógeno en el suelo s . La función de contaminación de nitrógeno se define como $e = g(a, n, s)$, donde el lixiviado de nitrógeno depende también del agua de riego, el abonado de nitrógeno, y el stock de nitrógeno en el suelo.

Las formas funcionales de la respuesta del rendimiento de los cultivos que se consideran en la literatura son la polinomial, von Liebig, y Mitscherlich-Baule (Frank et al. 1990). La especificación Mitscherlich-Baule tiene la ventaja de que hay sustitución entre los inputs (como la polinomial) y de que se alcanza un umbral de rendimiento máximo (como

la von Liebig). Pero la especificación Mitscherlich-Baule suele presentar problemas de convergencia en la estimación, por lo que en los estudios empíricos se utiliza normalmente la especificación polinomial.

Las funciones de producción y contaminación se especifican mediante una forma funcional cuadrática, en términos de las variables agua (a), nitrógeno (n) y stock de nitrógeno en el suelo (s):

$$q = f(a, n, s) = \alpha_0 + \alpha_1 a + \alpha_2 n + \alpha_3 s + \alpha_4 a^2 + \alpha_5 n^2 + \alpha_6 s^2$$

$$e = g(a, n, s) = \beta_0 + \beta_1 a + \beta_2 n + \beta_3 s + \beta_4 a^2 + \beta_5 n^2$$

Estas funciones de producción y contaminación se especifican para los cultivos más importantes de la zona, en los sistemas de riego por inundación y aspersión, y para distintos tipos de suelo. Estas combinaciones de cultivo, sistema de riego y tipos de suelo, son las que definen los distintos tipos de explotación que se utilizan en el análisis.

El bienestar social de las actividades de cultivo se define como el beneficio privado de la producción de los agricultores, menos el daño medioambiental de la contaminación que generan estas actividades de producción en la cuenca. El beneficio privado del agricultor i es la función $\Pi_i(q_i, e_i)$, que depende de la producción y de las emisiones contaminantes, y el daño medioambiental $D(\sum e_i)$ depende del total de emisiones contaminantes en la cuenca. Por lo tanto el bienestar social viene dado por la expresión:

$$W(\mathbf{q}, \sum e_i) = \sum \Pi_i(q_i(n_i, a_i, s_i), e_i(n_i, a_i, s_i)) - D(\sum e_i(n_i, a_i, s_i)) \quad [1]$$

donde \mathbf{q} es el vector de producciones q_i de los agricultores, y $q_i(n_i, a_i, s_i)$ y $e_i(n_i, a_i, s_i)$ son las funciones de producción y de contaminación de cada agricultor i .

En ausencia de medidas de control de la contaminación, los agricultores solo tienen en cuenta su beneficio privado, e ignoran el daño que causan al medioambiente. Cada agricultor i maximiza su beneficio privado $\Pi_i(q_i, e_i) = p_{q_i} q_i(n_i, a_i, s_i) - p_a a_i - p_n n_i - k_i$, donde p_{q_i} , p_a y p_n son los precios del cultivo y de los inputs agua y nitrógeno, y k_i son otros costes de producción distintos del agua de riego y el abonado de nitrógeno.¹

Al introducir políticas de control de la contaminación, el problema del regulador es minimizar los costes de reducción de la contaminación $\sum C_i^e$ para alcanzar un umbral aceptable de contaminación en la cuenca. Estos costes de reducción de la contaminación son la diferencia entre los beneficios de los agricultores sin medidas de regulación y con medidas de regulación (Kampas y White 2004):

$$\sum C_i^e = \sum \Pi_i(q_i, e_i) - \sum \Pi_i^e(q_i, e_i) \quad [2]$$

¹ El beneficio privado es la cuasi-renta o remuneración por la gestión, tierra y otros activos fijos del productor.

donde $\Pi_i(q_i, e_i)$ es el beneficio no restringido del agricultor i en función de la producción q_i y las emisiones e_i , y $\Pi_i^e(q_i, \bar{e}_i)$ es el beneficio restringido del agricultor i con una restricción de emisiones \bar{e}_i .

Los beneficios restringidos a nivel de cuenca son la solución del problema:

$$\sum \Pi_i^e(q_i, \bar{e}_i) = \max_{q, e} \{ \sum \Pi_i(q_i, e_i) : \sum \bar{e}_i \leq \bar{E} \} \quad [3]$$

donde \bar{E} es el umbral de contaminación en cuenca que fija la agencia de regulación.

La agencia reguladora puede diseñar un sistema de control basado en el impuesto-subsención y la penalización-bonificación de grupo definidos por Segerson (1988):

$$t_i(\sum \bar{e}_i - \bar{E}) + F_i \quad \text{si } \sum \bar{e}_i > \bar{E} \quad [4]$$

$$s_i(\sum \bar{e}_i - \bar{E}) - G_i \quad \text{si } \sum \bar{e}_i \leq \bar{E} \quad [5]$$

de forma que cuando se sobrepasa el umbral de contaminación \bar{E} , cada agricultor paga el impuesto $t_i(\sum \bar{e}_i - \bar{E})$ o la penalización de grupo F_i . Cuando la carga total de emisiones no supera el umbral, cada agricultor recibe la subsención $s_i(\sum \bar{e}_i - \bar{E})$ o la bonificación de grupo G_i .

La agencia de regulación también puede implementar un mercado de permisos de emisión, asignando un total de permisos \bar{E} y estableciendo una penalización de grupo de Segerson. La penalización de grupo F_i muy elevada garantiza el funcionamiento del sistema de permisos, de manera que no se supere el umbral de emisiones ($\sum \bar{e}_i > \bar{E}$).

Otras opciones son establecer un impuesto a cada agricultor sobre sus emisiones individuales e_i . La tasa de este impuesto de emisiones puede ser uniforme t^u e igual al precio sombra de la restricción de emisiones en la ecuación [3], o bien las tasas de este impuesto de emisiones pueden ser diferenciadas t_i^e según el umbral de emisiones individuales \bar{e}_i , de forma que se cumpla $\sum \bar{e}_i > \bar{E}$. Las tasas de emisión diferenciadas corresponden a los precios sombra del problema de optimización:

$$\max_{q, e} \{ \Pi_i(q_i, e_i) : e_i \leq \bar{e}_i \} \quad [6]$$

Las medidas de control de tipo diferenciado tienen una mayor eficiencia de costes que las medidas uniformes, y la ganancia de eficiencia de costes depende de las funciones de beneficios y de costes de control (Kolstad 2000).

Los instrumentos de control de la contaminación en el ambiente (e_i) también pueden estar basados en los inputs contaminantes abonado de nitrógeno (n_i) y agua de riego (a_i). Las medidas de la agencia reguladora sobre los inputs contaminantes pueden consistir en impuestos o límites sobre el uso de inputs. En este caso, los costes de reducción de la contaminación son la diferencia entre los beneficios no restringidos de los agricultores y los beneficios restringidos en la cantidad de inputs contaminantes (Ribaudó et al. 1999).

La función de beneficios no restringidos $\Pi_i(q_i, e_i)$ es igual a $\Pi_i(q_i, p_{qi}, p_n, p_a)$, ya que la contaminación es función de los inputs contaminantes $e_i(n_i, a_i)$, que a su vez son función de los precios p_{qi}, p_n, p_a . Por otra parte, la función de beneficios restringidos $\Pi_i^{n,a}(q_i, \bar{n}_i, \bar{a}_i)$ depende de la cantidad fijada de inputs contaminantes.

Los costes de reducción de la contaminación a nivel de cuenca con instrumentos basados en los inputs contaminantes vienen dados por:

$$\sum C_i^{n,a} = \sum \Pi_i(q_i, p_{qi}, p_n, p_a) - \sum \Pi_i^{n,a}(q_i, \bar{n}_i, \bar{a}_i) \quad [7]$$

donde la función de beneficios restringidos $\Pi_i^{n,a}(q_i, \bar{n}_i, \bar{a}_i)$ del agricultor i que utiliza los inputs restringidos \bar{n}_i y \bar{a}_i , es la solución del problema de optimización:

$$\sum \Pi_i^{n,a}(q_i, \bar{n}_i, \bar{a}_i) = \max_{q_i, n_i, a_i} \{ \sum \Pi_i(q_i, p_{qi}, p_n, p_a) : \sum \bar{n}_i \leq \bar{N}; \sum \bar{a}_i \leq \bar{A} \} \quad [8]$$

y donde el límite de los inputs restringidos \bar{N} , \bar{A} está en concordancia con la expresión $\sum \bar{e}_i(\bar{n}_i, \bar{a}_i) \leq \bar{E}$. La agencia reguladora puede establecer una tasas impositivas t_n y t_a sobre los inputs nitrógeno y agua, que sean iguales al precio sombra de las restricciones de nitrógeno y agua en la ecuación [8].

No existe para la contaminación por nitratos un esquema institucional de control similar a las instituciones que existen para la gestión de la cantidad del agua de riego, basado en las comunidades de regantes y las juntas de explotación de las confederaciones hidrográficas. Las políticas de control actuales siguen el enfoque de los instrumentos económicos, y se derivan de la Directiva de Nitratos (CE 1991) y la Directiva Marco del Agua (MIM 2003). La medida de la Directiva de Nitratos consiste en controles aleatorios a agricultores situados sobre acuíferos declarados oficialmente vulnerables, y penalizaciones de las subvenciones de la PAC si se demuestra que incumplen el balance de nitrógeno de la explotación. La medida que promueve la Directiva Marco del Agua sigue el principio de quien contamina paga, es decir intenta utilizar el precio del agua para incorporar los costes de contaminación. Como se ha señalado anteriormente el instrumento precios del agua no puede funcionar de forma satisfactoria con la contaminación difusa.

Una política doméstica que ha servido para conseguir una reducción substancial de la contaminación por nitratos es el Plan Nacional de Regadíos, con elevadas inversiones que han alcanzado los 6.000 millones de euros en modernización de regadíos. El impacto de esta política en la reducción de la carga de contaminación es muy significativa (Albiac et al. 2009). Otra iniciativa importante en la cuenca del Ebro es el establecimiento de estaciones de medición de la carga contaminante en los polígonos de riego de la cuenca, que sienta las bases para implantar mecanismos de control.

Las causas y las consecuencias teóricas de los procesos de contaminación difusa en el ambiente han sido suficientemente estudiadas. Son necesarios estudios empíricos que evalúen políticas de control de la contaminación de estos procesos en áreas locales (Carpenter et al. 1998). En el trabajo se va a examinar las posibilidades de establecer un esquema institucional de control a partir de las mediciones de carga contaminante en el ambiente, es decir en los cursos de agua. La idea es analizar la contaminación por nitratos en la cuenca del Flumen, y establecer mecanismos de control a través de las comunidades de regantes y la junta de explotación en la que está situada la cuenca. Para ello se examina el comportamiento estratégico de los agricultores antes medidas que limiten la carga de contaminación en las salidas de los polígonos de riego, y como se distribuyen los costes y beneficios de los esfuerzos de reducción de contaminación entre los distintos tipos de agricultores y entre las zonas de riego. El propósito es evaluar los mecanismos que puedan hacer surgir la cooperación de los agricultores en el control de la contaminación por nitratos.

3.3 Resultados

El modelo bioeconómico plantea la maximización del bienestar social de la producción de maíz en la zona. Los agricultores toman las decisiones de producción del cultivo para maximizar su beneficio privado. En ausencia de medidas de control medioambiental, la solución óptima de beneficio privado determina el uso de los factores productivos, agua de riego y abonado de nitrógeno, y la carga de emisiones de lixiviado de nitrógeno. Estas emisiones contaminan los cursos de agua y provocan daños en los ecosistemas. El problema de optimización del beneficio privado para cada tipo de explotación i que varía por clase de suelo y sistema de riego, viene dado por:

$$\begin{aligned} \text{Max } \pi_i = & p_c \cdot (\alpha_0^i + \alpha_1^i \cdot a_i + \alpha_2^i \cdot n_i + \alpha_3^i \cdot a_i^2 + \alpha_4^i \cdot n_i^2) - p_a \cdot a_i - p_n \cdot n_i - \\ & - k - sb \end{aligned} \quad [9]$$

donde α^i son los coeficientes de la función de rendimiento de cada explotación tipo según la clase de suelo y sistema de riego, p_c es el precio del cultivo, p_a y p_n son los precios del agua de riego y abonado de nitrógeno, a_i y n_i son las cantidades de agua de riego y abonado de nitrógeno, k son los costes fijos, y sb las subvenciones.

El bienestar social del cultivo del maíz es el beneficio privado menos el daño medioambiental de la contaminación por lixiviado de nitrógeno. La optimización del

Cuadro 3.1. Coeficientes de las funciones de rendimiento.

Variable	Cultivo del Maíz					
	Riego por aspersión			Riego por gravedad		
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros
Constante	-0,13	-1,58	-1,89	-6,33	-9,88	-8,80
α_1^i	$3,55 \cdot 10^{-3}$	$4,54 \cdot 10^{-3}$	$3,82 \cdot 10^{-3}$	$3,53 \cdot 10^{-3}$	$4,62 \cdot 10^{-3}$	$3,81 \cdot 10^{-3}$
α_2^i	$3,65 \cdot 10^{-2}$	$2,06 \cdot 10^{-2}$	$2,30 \cdot 10^{-2}$	$3,98 \cdot 10^{-2}$	$2,20 \cdot 10^{-2}$	$2,45 \cdot 10^{-2}$
α_3^i	$-3,19 \cdot 10^{-7}$	$-4,25 \cdot 10^{-7}$	$-3,32 \cdot 10^{-7}$	$-2,02 \cdot 10^{-7}$	$-2,71 \cdot 10^{-7}$	$-2,12 \cdot 10^{-7}$
α_4^i	$-4,26 \cdot 10^{-5}$	$-2,20 \cdot 10^{-5}$	$-2,42 \cdot 10^{-5}$	$-5,61 \cdot 10^{-5}$	$-2,89 \cdot 10^{-5}$	$-3,18 \cdot 10^{-5}$

bienestar social viene dada por la expresión:

$$Max BS_i = [p_c \cdot (\alpha_0^i + \alpha_1^i \cdot a_i + \alpha_2^i \cdot n_i + \alpha_3^i \cdot a_i^2 + \alpha_4^i \cdot n_i^2) - p_a \cdot a_i - p_n \cdot n_i - k - sb - d \cdot \beta_0^i + \beta_1^i \cdot a_i + \beta_2^i \cdot n_i + \beta_3^i \cdot a_i^2 + \beta_4^i \cdot n_i^2] \quad [10]$$

donde β^i son los coeficientes de la función de lixiviado de cada explotación tipo que emite una carga de emisiones e_i , y el parámetro d es el coste unitario de las emisiones de lixiviado de nitrógeno que representa el daño a los ecosistemas.

Como se ha señalado en el apartado anterior, la solución óptima también se puede obtener a partir de la función de beneficio restringida en la carga de contaminación óptima \bar{e}_i de la explotación tipo, que viene dada por la expresión:

$$Max \pi_i^R = [p_c \cdot (\alpha_0^i + \alpha_1^i \cdot a_i + \alpha_2^i \cdot n_i + \alpha_3^i \cdot a_i^2 + \alpha_4^i \cdot n_i^2) - p_a \cdot a_i - p_n \cdot n_i - k - sb]$$

s.a. $(\beta_0^i + \beta_1^i \cdot a_i + \beta_2^i \cdot n_i + \beta_3^i \cdot a_i^2 + \beta_4^i \cdot n_i^2) \leq \bar{e}_i \quad [11]$

Los datos de rendimiento y contaminación necesarios para estimar las funciones de producción y contaminación del maíz se han obtenido utilizando el programa de simulación de cultivos EPIC (Environmental Policy Integrated Climate). El procedimiento ha consistido en la simulación de combinaciones de agua de riego y abonado de nitrógeno para cada tipo de explotación según la clase de suelo y el sistema de riego. Los coeficientes estimados de las funciones de rendimiento y contaminación se presentan en los cuadros 3.1 y 3.2, respectivamente.

Cuadro 3.2. Coeficientes de las funciones de lixiviado.

Variable	Cultivo del Maíz					
	Riego por aspersión			Riego por gravedad		
	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros	Suelo Chacilla	Suelo Corraletes	Suelo Planteros
Constante	-58,97	-108,68	-51,75	-36,00	-65,65	10,22
β_1^i	$2,13 \cdot 10^{-2}$	$4,16 \cdot 10^{-2}$	$4,07 \cdot 10^{-2}$	$9,88 \cdot 10^{-3}$	$1,99 \cdot 10^{-2}$	$1,73 \cdot 10^{-2}$
β_2^i	$2,64 \cdot 10^{-2}$	$8,37 \cdot 10^{-2}$	$2,51 \cdot 10^{-2}$	$5,21 \cdot 10^{-2}$	$1,41 \cdot 10^{-1}$	$7,02 \cdot 10^{-2}$
β_3^i	$-1,36 \cdot 10^{-6}$	$-2,67 \cdot 10^{-6}$	$-2,83 \cdot 10^{-6}$	$6,43 \cdot 10^{-8}$	$1,15 \cdot 10^{-7}$	$3,62 \cdot 10^{-8}$
β_4^i	$4,70 \cdot 10^{-5}$	$1,09 \cdot 10^{-4}$	$2,25 \cdot 10^{-4}$	$1,69 \cdot 10^{-5}$	$6,30 \cdot 10^{-5}$	$2,30 \cdot 10^{-5}$

Las variables como calendario de plantación, riegos, abonado, cosecha y otras operaciones siguen las prácticas de cultivo de los agricultores de la zona de estudio. La climatología se ha simulado diariamente en base a las observaciones diarias medias de los últimos 18 años (SIRASA 2010). Se han realizado simulaciones para los rangos aceptables de agua de riego y abonado de nitrógeno en riego por inundación y en riego por aspersión, y se ha tomado como contenido de nitrógeno en suelo 210 kg/ha que es el valor medio en la zona.

La clasificación de los suelos de regadío se ha agregado en los cuatro tipos Chacilla, Corraletes, Planteros y Valfonda, a partir de la agregación de los 17 tipos básicos de suelos en la zona (Nogués 2002). La agregación responde a criterios de productividad y capacidad de retención de agua, agrupando los tipos que presentan niveles similares en ambas características. En el estudio se ha excluido el tipo de suelo Valfonda ya que no es posible cultivar el maíz en este tipo de suelo debido a su alto contenido salino, que imposibilita el correcto desarrollo del cultivo. La superficie de los tipos de suelo se distribuye de la siguiente forma: 3961 ha de suelo Corraletes, 3074 ha de Planteros, y 491 ha de Chacilla (Cuadro 3.4).

Las simulaciones de los distintos escenarios se han realizado maximizando la función de beneficio restringida para la carga de contaminación óptima \bar{e}_i en cada explotación tipo i (ecuación [11]). Las explotaciones en riego por aspersión en suelos Chacilla, Corraletes y Planteros corresponden a $i = \{1, 2, 3\}$, respectivamente; y las explotaciones en riego por inundación en suelos Chacilla, Corraletes y Planteros corresponden a $i = \{4, 5, 6\}$, respectivamente.

Los umbrales de contaminación \bar{e}_i para cada explotación tipo dependen del parámetro d de la ecuación [10], que es el coste del daño medioambiental de las emisiones de lixiviado de nitrógeno e_i . Este coste del daño medioambiental se aproxima mediante el coste de

Cuadro 3.3. Reducción óptima de las emisiones en cada explotación tipo.

	Chacilla	Corraletes	Planteros
Aspersión	8,1%	19,6%	11,2%
Gravedad	9,0%	16,8%	11,7%
Media ponderada	8,9%	17,1%	11,3%

extraer el nitrógeno del agua, estimado en 3 €/kg N. Una vez fijado el coste de daño d , se puede calcular la reducción de la carga de contaminación mediante la ecuación [10] para cada tipo de explotación i . El cuadro 3.3 muestra el porcentaje de reducción por tipo de explotación, y a partir de esta información se han establecido tres umbrales de reducción de contaminación: 20% para suelos Corraletes, 12% para suelos Planteros y 8% para suelos Chacilla. Estos porcentajes de reducción se utilizan para definir los umbrales de contaminación \bar{e}_i en el problema de optimización [11].

Una vez resuelto el problema de optimización [11] para cada explotación tipo, se puede calcular el coste de reducción de la contaminación C_i como diferencia entre los beneficios no restringidos π_i y los beneficios restringidos π_i^R . El bienestar social BS_i que genera cada explotación viene dado por la expresión $BS_i = \pi_i - d \cdot e_i$.

Para controlar la contaminación de las explotaciones, el regulador puede establecer porcentajes de reducción heterogéneos según el tipo de suelo (20%, 12% y 8%), de forma que se consiguen unas emisiones óptimas \bar{e}_i para cada tipo de explotación, y para la contaminación agregada de toda la cuenca. Ahora bien, un problema común en el control de la contaminación difusa es la falta de información del regulador sobre los procesos biofísicos y sobre los costes del daño medioambiental, por lo que el regulador ignora los porcentajes de reducción heterogéneos según tipo de suelo. Esta falta de información implica que el regulador solo podrá establecer un porcentaje de reducción homogéneo para todas las explotaciones. Otro aspecto que dificulta la puesta en marcha de medidas heterogéneas es que sus costes de transacción (diseño, implementación y cumplimiento) son mayores que los de una medida homogénea.

La consecuencia es que el regulador selecciona una medida de control homogénea como política subóptima (second best) en lugar la medida de control heterogénea que es óptima (first best). Un ejemplo en política de agua es la utilización del criterio de coste eficiencia en la Directiva Marco del Agua, donde se fija un umbral razonable de las variables a controlar de cantidad o calidad del agua, y posteriormente se elige la medida de mínimo coste para alcanzar el umbral. No se busca el umbral óptimo que maximiza el

Cuadro 3.4. Emisiones de lixiviado por explotación tipo (kg/ha)

	Chacilla	Corraletes	Planteros
Aspersión	30	72	121
Gravedad	65	144	196

bienestar, porque ello requeriría conocer las funciones de beneficio marginal y de coste marginal de la medida de control.

En este trabajo se plantean tres escenarios de control de la contaminación: el primer escenario representa la política óptima (first-best) con medidas heterogéneas de control, distinguiendo los tres umbrales de reducción de contaminación según el tipo de suelo (20%, 12%, 8%). El segundo escenario representa una política subóptima (second-best), con una medida de control homogénea a partir de un único umbral de reducción de contaminación en los distintos suelos. En este segundo escenario se simulan sucesivamente tres umbrales únicos para todas las explotaciones: 20%, 12% y 8%. En el tercer escenario, se establece una medida de control sobre el conjunto de emisiones agregadas a la salida de toda la zona de riego del Flumen, con un umbral de reducción del 15% que corresponde al precio sombra de la contaminación. Esta reducción conjunta de la contaminación para toda la cuenca del Flumen es equivalente al primer escenario de fijación de distintos umbrales de reducción de contaminación para cada explotación tipo.

La simulación de estos tres escenarios sirve para determinar las pérdidas de bienestar de las medidas homogéneas, el comportamiento estratégico de los agentes, y las consecuencias de seleccionar umbrales de reducción de contaminación poco adecuados.

3.3.1 Resultados por explotación tipo

Se ha realizado un primer análisis de los resultados de cada una de las seis explotaciones tipo. Las explotaciones se caracterizan por los tres tipos de suelo Chacilla, Corraletes y Planteros, y por los dos tipos de tecnología de riego inundación y aspersión.

Cada explotación tipo tiene una extensión de una hectárea en un suelo y con un sistema de riego concreto. El cuadro 3.4 muestra las emisiones de lixiviado de cada explotación en la actualidad. Por sistema de riego, un sistema de riego por aspersión emite al medio aproximadamente un 50 por cien menos emisiones que un sistema de riego por gravedad. Por tipo de suelo, el tipo Chacilla es el suelo con menores emisiones y mayor productividad. El tipo Corraletes es el suelo con mayor presencia en la cuenca del Flumen,

con producción y emisiones de lixiviado intermedias. El suelo Planteros es el tipo de suelo con mayores emisiones de lixiviado y menor producción de los tipos de suelo estudiados.

Los principales resultados de las simulaciones individuales para cada explotación tipo se presentan en el Apéndice I. Estos resultados muestran que los mayores valores de renta neta y bienestar social corresponden a explotaciones en suelo Chacilla, seguidos por los de tipo Corraletes, y finalmente los de tipo Planteros. El maíz cultivado mediante el sistema de riego por aspersión obtiene mayores niveles de renta neta y bienestar social que el maíz cultivado mediante sistema de riego por inundación. La respuesta de las explotaciones a la internalización del coste medioambiental (3 €/kg N), supone una menor utilización de los recursos agua y abonado de nitrógeno, disminuyendo el rendimiento y la renta neta obtenida, pero aumentando el bienestar social. La carga de emisiones contaminantes se reduce un 8 por cien en suelos Chacilla, 20 por cien en Corraletes, y 12 por cien en Planteros.

El suelo del tipo Corraletes es el que experimenta una mayor reducción de la contaminación, y es además el de mayor superficie en la cuenca. Por lo tanto este suelo tiene un gran impacto sobre la reducción de contaminación en la cuenca. La respuesta de las explotaciones en suelo Corraletes bajo ambos sistemas de riego, muestra una gran reducción de contaminación con un coste moderado en términos de pérdida de renta de los agricultores. La respuesta de las explotaciones en suelo Chacilla a la internalización del coste medioambiental es pequeña, tanto en reducción de la contaminación como en el uso de los inputs y en el nivel de producción. El motivo es que la alta productividad del cultivo en este suelo reduce la respuesta a la introducción del coste medioambiental.

La caída del rendimiento de los cultivos en las explotaciones es limitada (inferior a 17%) bajo todas las medidas de control, aunque se reduce la utilización de los inputs agua de riego y abonado de nitrógeno respecto al escenario base. Las medidas de control provocan una mayor reducción del input abonado de nitrógeno que del input agua, lo que tiene lógica al ser el abonado el input contaminante.

3.3.2 Resultados para la cuenca del Flumen

A nivel de cuenca, el criterio de decisión consiste en la agregación del criterio de decisión de todas las explotaciones en la cuenca. Para ello se multiplica la función objetivo

de cada una de las seis explotaciones tipo por las hectáreas que ocupa cada explotación tipo en la cuenca, y la función objetivo agregada es la suma de estos seis componentes.

El problema de optimización del beneficio privado en la cuenca viene dado por:

$$\begin{aligned} \text{Max } \prod = \sum_{i=1}^6 h_i \cdot [p_c \cdot (\alpha_0^i + \alpha_1^i \cdot a_i + \alpha_2^i \cdot n_i + \alpha_3^i \cdot a_i^2 + \alpha_4^i \cdot n_i^2) \\ - p_a \cdot a_i - p_n \cdot n_i - k - sb] \end{aligned} \quad [12]$$

donde el subíndice i indica la explotación tipo según la clase de suelo y el sistema de riego, y h_i indica el número de hectáreas de la explotación tipo en la cuenca.

El problema de optimización del bienestar social en la cuenca viene dado por la agregación del beneficio privado menos el daño medioambiental:

$$\begin{aligned} \text{Max } \prod^R = \sum_{i=1}^6 h_i \cdot [p_c \cdot (\alpha_0^i + \alpha_1^i \cdot a_i + \alpha_2^i \cdot n_i + \alpha_3^i \cdot a_i^2 + \alpha_4^i \cdot n_i^2) - p_a \cdot a_i - p_n \cdot n_i \\ - k - sb - d \cdot (\beta_0^i + \beta_1^i \cdot a_i + \beta_2^i \cdot n_i + \beta_3^i \cdot a_i^2 + \beta_4^i \cdot n_i^2)] \end{aligned} \quad [13]$$

Los escenarios de medidas de control son los tres escenarios descritos anteriormente: el primero es la política óptima de tres umbrales de reducción de la contaminación según el tipo de suelo, el segundo escenario es la política subóptima de un único umbral de reducción en todos los suelos, y el tercer escenario es un umbral de reducción sobre el conjunto de emisiones a la salida de la zona de riego. El problema de optimización para la simulación de estas medidas de control de la contaminación viene dado por:

$$\begin{aligned} \text{Max } \prod^R = \sum_{i=1}^6 h_i \cdot p_c \cdot [(\alpha_0^i + \alpha_1^i \cdot a_i + \alpha_2^i \cdot n_i + \alpha_3^i \cdot a_i^2 + \alpha_4^i \cdot n_i^2) \\ - p_a \cdot a_i - p_n \cdot n_i - k - sb] \end{aligned} \quad [14]$$

s.a.

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^2 h_i \cdot (\beta_0^i + \beta_1^i \cdot a_i + \beta_2^i \cdot n_i + \beta_3^i \cdot a_i^2 + \beta_4^i \cdot n_i^2) &\leq (1 - 0,08) \cdot E_0 \\ \sum_{i=3}^4 h_i \cdot (\beta_0^i + \beta_1^i \cdot a_i + \beta_2^i \cdot n_i + \beta_3^i \cdot a_i^2 + \beta_4^i \cdot n_i^2) &\leq (1 - 0,20) \cdot E_1 \\ \sum_{i=5}^6 h_i \cdot (\beta_0^i + \beta_1^i \cdot a_i + \beta_2^i \cdot n_i + \beta_3^i \cdot a_i^2 + \beta_4^i \cdot n_i^2) &\leq (1 - 0,12) \cdot E_2 \end{aligned}$$

Cuadro 3.5. Distribución del maíz en la cuenca del Flumen por sistema de riego y suelo.

	Chacilla	Corraletes	Planteros	Total
Aspersión	83	763	2.778	3.624
Gravedad	408	3.198	296	3.902
Total	491	3.961	3.074	7.526

para umbrales de reducción del 8% para suelo Chacilla, 20% para suelo Corraletes y 12% para suelo Planteros. E_0 , E_1 y E_2 son las emisiones de lixiviado de nitrógeno actuales de cada tipo de suelo.

Para el escenario de un umbral de reducción sobre las emisiones conjuntas de la cuenca, el problema de optimización es el siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Max } \prod_{i=1}^R = \sum_{i=1}^6 h_i \cdot [p_c \cdot (\alpha_0^i + \alpha_1^i \cdot a_i + \alpha_2^i \cdot n_i + \alpha_3^i \cdot a_i^2 + \alpha_4^i \cdot n_i^2) \\ - p_a \cdot a_i - p_n \cdot n_i - k - sb] \end{aligned} \quad [15]$$

s.a.

$$\sum_{i=1}^6 h_i \cdot (\beta_0^i + \beta_1^i \cdot a_i + \beta_2^i \cdot n_i + \beta_3^i \cdot a_i^2 + \beta_4^i \cdot n_i^2) \leq (1 - 0,15) \cdot E$$

donde E es la carga de emisiones conjuntas de toda la cuenca del Flumen.

La superficie plantada de maíz en la cuenca del Flumen alcanza las 7.526 hectáreas, y el cuadro 3.5 muestra la distribución del cultivo de maíz por sistema de riego y tipo de suelo. A continuación se analizan la política de control de la contaminación óptima con medidas heterogéneas (first-best), y la políticas subóptima con medidas homogéneas (second-best).

La política de control óptima consiste en una medida heterogénea con diferentes umbrales de reducción de la contaminación (8%, 12% y 20%) para cada tipo de suelo, y es equivalente a la fijación de un umbral de reducción del 15 por cien de las emisiones conjuntas de la cuenca (Cuadro 3.6).

La política de control subóptima consiste en una medida homogénea con un único umbral de reducción de contaminación sin tener en cuenta la heterogeneidad de los suelos. Se han simulado sucesivamente tres umbrales únicos aplicados a todas las explotaciones de la cuenca (8%, 12% y 20%), para comprobar la sensibilidad de los resultados a la selección del umbral de reducción único. Esta cuestión es importante porque muestra las pérdidas de bienestar al pasar de una medida heterogénea a una medida homogénea en función de cuál sea el umbral seleccionado (Cuadro 3.7).

En primer lugar el modelo se ha utilizado para representar la situación actual o

Cuadro 3.6. Resultados de medidas heterogéneas y del límite a las emisiones conjuntas.

	Escenario base	Medidas heterogéneas	Límite emisiones conjuntas
Bienestar social (miles de €)	8.063	8.265	8.269
Renta neta (miles de €)	10.880	10.620	10.680
Agua de riego (miles de m ³)	50.390	45.990	46.500
Abonado de nitrógeno (tN)	2.333	1.901	1.942
Producción (t)	106	100	101
Lixiviado (tN)	939	786	804
Costes de daño (miles de €)	2.817	2.359	2.411

escenario base, lo que permite validar el modelo. La función objetivo recoge los beneficios privados de todas las explotaciones tipo de la cuenca. En la situación actual, los agricultores obtienen el mayor beneficio privado ya que no están sujetos a ningún límite de contaminación. La producción en la cuenca alcanza las 106 toneladas de maíz y los beneficios privados 10,9 millones de euros, con una utilización de 50,4 hm³ de agua de riego y 2.330 toneladas de abonado de nitrógeno. Esta producción genera un lixiviado de nitrógeno de 939 toneladas que supone un coste de daño medioambiental de 2,82 millones de euros.

Bajo el primer escenario de medidas heterogéneas, los umbrales de reducción de la contaminación son diferentes para cada tipo de suelo. Estas medidas heterogéneas permiten alcanzar el máximo bienestar social de 8,27 millones de euros, con un coste relativamente moderado para los agricultores en términos de pérdida de beneficio privado (-0,26 millones €). Se consigue una reducción de 153 toneladas en la carga contaminante de lixiviado de nitrógeno, lo que supone una disminución del coste medioambiental de 460 millones de euros. La utilización del agua de riego y el abonado de nitrógeno caen a 46 hm³ (-8,7%) y 1.900 toneladas (18,5%), respectivamente, aunque el impacto sobre la caída de la producción es menor (-5,7%).

El escenario de un límite a las emisiones conjuntas es similar al escenario de medidas heterogéneas según el tipo de suelo. La aplicación del umbral de reducción del 15 por cien sobre las emisiones conjuntas requiere que los agricultores actúen teniendo en cuenta las decisiones de los otros agricultores. Para ello es necesario organizar la cooperación entre los agricultores a través de las comunidades de regantes, y con mecanismos de control en

Cuadro 3.7. Resultados de medidas homogéneas.

	Umbral del 8% de reducción	Umbral del 12% de reducción	Umbral del 20% de reducción
Bienestar social (miles de €)	8.225	8.257	8.216
Renta neta (miles de €)	10.820	10.740	10.470
Agua de riego (miles de m ³)	48.270	47.110	44.550
Abonado de nitrógeno (tN)	2.103	1.994	1.793
Producción (t)	103	102	98
Lixiviado (tN)	864	826	751
Costes de daño (miles de €)	2.592	2.479	2.254

cada comunidad de regantes. Los mecanismos de control deben estar basados en la medición de la carga contaminante que exporta la comunidad de regantes en sus retornos de riego.

El procedimiento a seguir sería el siguiente: el límite conjunto de carga de contaminación en la cuenca supone un precio sombra de la contaminación, y también genera los tres umbrales de reducción de la contaminación (8%, 12% y 20%) según el tipo de suelo. Las comunidades de regantes pueden calcular su límite de contaminación multiplicando el umbral de reducción de la contaminación para cada tipo de suelo por la superficie en hectáreas de ese tipo de suelo, y sumando estas reducciones obtienen el límite de contaminación de la comunidad de regantes. Este límite debe cumplirlo la comunidad de regantes midiendo la carga contaminante que exporta en sus retornos de riego, y estableciendo los mecanismos de cumplimiento para sus agricultores. Un mecanismo puede ser la penalización en la dotación de agua a los agricultores que no cumplan la reducción de contaminación, o la bonificación en dotación de agua a los agricultores que excedan la reducción requerida. El procedimiento es factible porque las comunidades de regantes de la cuenca del Flumen disponen de programas de gestión de riego que pueden servir para implementar un sistema de control de la contaminación de las parcelas. La alternativa de penalizar o bonificar mediante un impuesto o subvención es un instrumento económico que puede tener más dificultades para conseguir que surja la cooperación de los agricultores.

El límite a la carga de emisiones conjuntas de la cuenca supone una mayor flexibilidad en la toma de decisiones tanto para las comunidades de regantes como para los

Cuadro 3.8. Coste de las medidas de control para los agricultores por explotación tipo.

Sistema de riego	Aspersión			Inundación		
	Chacilla	Corraletes	Planteros	Chacilla	Corraletes	Planteros
Umbral con heterogeneidad	3,6	22,0	22,6	6,9	51,2	35,2
Umbral del 8% reducción	3,6	3,5	9,8	6,9	8,1	15,4
Umbral del 12% de reducción	8,0	7,9	22,6	15,6	18,3	35,2
Umbral del 20% de reducción	21,1	22,0	64,9	43,4	51,2	101,3
Impuesto emisiones	85,8	194,7	341,3	185,5	396,4	552,8

agricultores, y se consigue que cada explotación emita un nivel de contaminación óptimo que iguale el coste y el beneficio marginales de la contaminación. Estos niveles de contaminación óptimos también se alcanzan bajo el escenario de medidas heterogéneas, pero el problema es la imposibilidad que tiene el regulador de implementar estas medidas en cada explotación sin la cooperación de los agricultores. Dada la necesidad de que surja la cooperación, la mejor opción es limitar las emisiones conjuntas y dejar que las comunidades de regantes organicen la implementación y el cumplimiento del control de la contaminación.

La cuestión clave es conseguir la cooperación de los agricultores, y también es importante determinar los niveles de penalización o bonificación. El regulador ha de asesorar a las comunidades de regantes sobre los niveles de penalización o bonificación apropiados, teniendo en cuenta los aspectos de comportamiento estratégico de los agricultores que pueden variar por tipo de explotación. Este comportamiento estratégico ya se ha observado en las comunidades de regantes para el reparto de agua en situaciones de escasez.

Bajo el segundo escenario de medidas homogéneas, se establece una política de control subóptima con un único umbral de reducción de la contaminación para todas las explotaciones, sin tener en cuenta la heterogeneidad de los suelos. Se simulan sucesivamente tres umbrales únicos de reducción, 8, 12 y 20 por cien, lo que permite examinar la sensibilidad de los resultados a la elección de un umbral único.

Seleccionando un umbral de reducción de emisiones del 8 por cien se consigue una reducción de lixiviado de nitrógeno de 75 t, que es la mitad de la reducción que se obtiene bajo la política óptima de medidas heterogéneas. El bienestar social queda por debajo del

bienestar social de la política óptima, aunque aumenta hasta los 8,23 millones de euros respecto a la situación actual. La pérdida de beneficios privados de los agricultores es pequeña (-0,06 millones €), y también es moderada la caída en la utilización de los inputs agua de riego (-2,8%) y abonado de nitrógeno (-9,9%).

Al seleccionar un umbral de reducción de emisiones del 12 por cien se consigue una reducción de lixiviado de nitrógeno de 113 t, por lo que aumente el bienestar social hasta los 8,26 millones de euros. Los resultados del umbral de reducción del 12 por cien son los que más se acercan a la política óptima de umbrales heterogéneos. En el caso de seleccionar un umbral de reducción del 20 por cien, se alcanza una reducción de lixiviado de nitrógeno de 188 t, pero con un bienestar social (8,22 millones €) inferior al umbral del 12 por cien. Además, el coste para los agricultores del umbral del 20 por cien es el más elevado en términos de pérdida de beneficio privado (-0,41 millones €).

La viabilidad política de las medidas de control de la contaminación depende del coste que tienen estas medidas para los agricultores, que viene dado por la pérdida de beneficio privado de cada medida. El cuadro 3.8 muestra el coste de las medidas de control para cada explotación tipo. Siguiendo el principio de “quien contamina paga”, el regulador podría establecer un impuesto sobre las emisiones de cada agricultor, aunque ya se ha señalado que un impuesto de emisiones no es factible en la contaminación difusa por la falta de información y control sobre las emisiones de las parcelas individuales. Además, el impuesto de emisiones es una medida que tiene un coste muy elevado para los agricultores, con un rango entre 86 y 553 euros según la explotación tipo.

El regulador puede medir la carga de emisiones conjuntas de toda la cuenca en la salida de los retornos de toda la zona de riego, y establecer una penalización (o bonificación) como incentivo para que los agricultores cumplan la reducción de emisiones, desde las 939 t de emisiones en la situación actual hasta las 786 t de emisiones óptimas (Cuadro 3.7). El regulador solo puede establecer una penalización idéntica para todas las explotaciones al carecer de información sobre las explotaciones individuales. En el caso de que los agricultores no reduzcan las emisiones, la penalización vendría dada por el coste de daño del exceso de emisiones entre la situación actual (2,82 millones €) y el escenario de emisiones óptimas (2,41 millones €), dividido por el número de hectáreas (7526 ha). Esta penalización es de 53,9 euros/ha, y se impondría sobre todas las explotaciones de la cuenca.

Bajo el primer escenario de medidas heterogéneas según el tipo de suelo, los agricultores cumplirán la reducción de emisiones, ya que la penalización de 53,9 euros/ha

es mayor que el coste de cumplir con los umbrales de reducción que varían entre 3,6 y 51,2 euros/ha. Los agricultores con explotaciones en suelo Corraletes y sistema de riego por inundación son los que tienen un menor incentivo para cumplir con la medida porque el coste que soportan (51,2 €/ha) es similar a la penalización por incumplimiento.

Como ya se ha señalado anteriormente, el regulador carece de capacidad de control y cumplimiento sobre una medida heterogénea (política óptima), y por ello tiene que establecer una medida homogénea (política subóptima). Además el regulador tampoco conoce el nivel óptimo de contaminación para seleccionar el umbral de reducción de la medida homogénea, y por ello la fijación del umbral de reducción es una aproximación. Si el regulador selecciona un único umbral de reducción del 8 por cien o del 12 por cien, los agricultores cumplirán con el umbral de reducción ya que la penalización por incumplimiento (51,2 €/ha) es superior al rango de coste de la medida para los agricultores (entre 3,6 y 15,4 €/ha). El problema de cumplimiento aparece cuando el regulador selecciona el umbral de 20 por cien, ya que entonces el coste de la medida para los agricultores con explotaciones en suelo Planteros, tanto en aspersión como en inundación, supera a la penalización por incumplimiento, por lo que estos agricultores no van a reducir las emisiones y prefieren pagar la penalización.

En el caso de que algunos agricultores cumplan con el umbral de reducción de emisiones y otros no, el regulador puede establecer la penalización en proporción al exceso de emisiones con lo que la penalización variará entre cero y 51,2 €/ha. Si en un periodo el exceso de emisiones lleva a una penalización intermedia o baja, la consecuencia será que algunas explotaciones tipo prefieran pagar la penalización a reducir las emisiones porque el coste de la medida para los agricultores supere la penalización (Cuadro 3.8). Por ejemplo, una penalización de 20 €/ha supondría que los agricultores cumplirían con el umbral de reducción del 8 por cien, pero para un umbral del 12 por cien las explotaciones en Planteros no lo cumplirían (coste de la medida 22,6 en aspersión y 35,2 en inundación), y para un umbral del 20 por cien ninguna explotación cumpliría con el umbral de reducción.

El regulador tiene que establecer este sistema de penalización idéntica para todas las explotaciones porque carece de información sobre las explotaciones individuales, pero el sistema de penalización idéntica no asegura el alcanzar un nivel de emisiones óptimo puesto que algunos pueden preferir incumplir el umbral y pagar la penalización. Por otra parte, la viabilidad política de introducir una penalización idéntica para todas las explotaciones es cuestionable.

La mejor opción como ya se ha comentado es la de conseguir la cooperación de los agricultores en el control de la contaminación, estableciendo un límite conjunto para las emisiones de la cuenca que puede medirse en los retornos de la zona de riego, y que sean las comunidades de regantes las que organicen el control de la contaminación y su cumplimiento. El incentivo que puede utilizar el regulador es una penalización sobre el conjunto de la zona de riego, en forma de una reducción de la dotación de agua global de la zona, o del pago de una multa conjunta. Las comunidades de regantes serían las encargadas de hacer frente a esta penalización y de organizar el cumplimiento del límite conjunto de emisiones contaminantes. El conseguir que surja la cooperación no es una tarea sencilla, pero la cooperación entre los grupos de usuarios ya existe en las juntas de explotación para el reparto de la cantidad de agua en los períodos de escasez, y podría ampliarse a los aspectos de calidad de agua.

3.4 Resumen y conclusiones

Los aspectos de calidad y cantidad de las masas de agua son dos cuestiones importantes en las políticas de agua de los países de la Unión Europea. La degradación de la calidad del agua responde a la contaminación puntual de origen urbano e industrial, y también a la contaminación difusa de origen agrario. El presente trabajo examina el problema de la contaminación difusa por lixiviado de nitrógeno en la agricultura de la cuenca del Flumen en el Valle medio del Ebro. Este problema se estudia analizando la producción de maíz, que es un cultivo muy extendido en la zona y que genera la mayor carga de contaminación por lixiviado de nitrógeno. El estudio analiza la contaminación teniendo en cuenta los dos sistemas de riego de la producción de maíz, aspersión e inundación, y también los tres tipos de suelo en que se cultiva, Chacilla, Corraletes y Planteros.² En el trabajo se definen las explotaciones tipo según su sistema de riego y tipo de suelo, con lo que se distinguen seis explotaciones tipo que combinan los dos sistemas de riego con los tres tipos de suelo. Para cada explotación tipo se han estimado las funciones de producción y las funciones de contaminación del maíz.

El análisis de las políticas de contaminación difusa presenta múltiples dificultades que se explican por el coste prohibitivo que tiene observar las emisiones en el origen (en parcela), la complejidad de los procesos de transporte y destino de la contaminación, los

² Valfonda es el cuarto tipo de suelo presente en la zona, pero debido a su alta salinidad no es apto para el cultivo del maíz.

incentivos al comportamiento estratégico de los agentes, y los problemas de información asimétrica entre los agentes y el regulador. Estos problemas imposibilitan el uso de los instrumentos de control de la contaminación puntual, por lo que es necesario utilizar políticas de control de la contaminación mucho más sofisticadas.

El trabajo plantea tres escenarios de control de la contaminación: el primer es una política óptima (first-best) con medidas heterogéneas de control, distinguiendo los tres umbrales de reducción de contaminación según el tipo de suelo (20%, 12%, 8%). El segundo es una política subóptima (second-best) con un único umbral de reducción de contaminación en los distintos suelos, en el que se simulan sucesivamente tres umbrales únicos para todas las explotaciones: 20%, 12% y 8%. El tercero es un umbral conjunto de reducción del 15% de las emisiones agregadas a la salida de toda la zona de riego del Flumen, que corresponde al precio sombra de la contaminación. Esta reducción conjunta para toda la cuenca del Flumen es equivalente al primer escenario de fijación de distintos umbrales de reducción de contaminación para cada explotación tipo.

Los resultados de estos tres escenarios sirven para determinar las pérdidas de bienestar de las medidas homogéneas, el comportamiento estratégico de los agentes, y las consecuencias de seleccionar umbrales de reducción de contaminación poco adecuados. Las variables clave que se analizan son la renta neta de los agricultores, el bienestar social, las emisiones de lixiviado, el daño medioambiental, y los cambios en la producción respecto a la situación actual.

Los resultados muestran las ventajas de la política de control óptima que incorpora la heterogeneidad de las explotaciones con distintos umbrales de contaminación para cada tipo de suelo (8%, 12% y 20%), equivalente a la política de fijación de un umbral de reducción del 15 por cien para las emisiones conjuntas de la cuenca. Estos escenarios alcanzan el mayor bienestar social con un coste moderado en términos de pérdida de renta neta de los agricultores, consiguiendo un nivel óptimo de contaminación en la cuenca. Una política de reducción heterogénea permite que las explotaciones más productivas en suelo Chacilla reduzcan sus emisiones en menor proporción y mantengan su renta neta. Por otro parte, las explotaciones en suelo Corraletes son las de mayor extensión en la cuenca y reducen en mayor proporción sus emisiones, con lo que se consigue una notable reducción de la contaminación.

El escenario de control mediante un umbral conjunto de reducción para las emisiones agregadas de toda la cuenca arroja los mismos resultados que aplicar umbrales heterogéneos de reducción por tipo de suelo. La reducción del umbral conjunto de la

cuenca es la suma de las reducciones de las explotaciones individuales. El mecanismo del umbral conjunto es un instrumento que simplifica y hace viable la implementación y cumplimiento del control de las emisiones ya que el umbral es medible. Además permite una mayor flexibilidad para que los agricultores coordinen su toma de decisiones.

La política de control subóptima consiste en establecer un único umbral de reducción de la contaminación en cada explotación individual. Se han simulado sucesivamente tres umbrales únicos de reducción: 8, 12 y 20 por cien. El bienestar social que se alcanza con esta medida homogénea es inferior al que se alcanza con medidas heterogéneas. Los umbrales únicos del 8 y 12 por cien están por debajo de la reducción óptima y el umbral del 20 por cien está por encima, por ello el bienestar social aumenta al pasar del umbral del 8 al 12 por cien, pero disminuye para el umbral del 20 por cien con el que se alcanzan los peores resultados.

Es coste para los agricultores de reducir la contaminación viene dado por la pérdida de renta neta, por lo que el coste aumenta conforme se reduce la contaminación. Al implementar una medida homogénea, el regulador elige una tasa de reducción que suele ser arbitraria ante la falta de información biofísica. Una tasa demasiado baja provoca un nivel excesivo de contaminación, mientras que una tasa demasiado elevada consigue beneficios medioambientales adicionales pero con unos costes excesivos para el beneficio privado de los agricultores. La elección errónea por el regulador de la tasa de reducción puede provocar una disminución del bienestar social respecto a la situación actual, cuestionando la política de control de la contaminación. La respuesta de los agricultores será oponerse a la medida para hacer fracasar la política de control.

El regulador puede medir la carga de emisiones conjuntas de toda la cuenca en la salida de los retornos de toda la zona de riego, y establecer una penalización (o bonificación) como incentivo para se cumpla la reducción de emisiones. El regulador solo puede establecer una penalización idéntica para todas las explotaciones al carecer de información sobre las explotaciones individuales. En el caso de que los agricultores no reduzcan las emisiones, la penalización vendría dada por el coste de daño del exceso de emisiones que es 53,9 euros/ha, y esta penalización se impondría a cada explotación de la cuenca.

La reducción de emisiones se cumpliría bajo el primer escenario de medidas heterogéneas, ya que la penalización de 53,9 euros/ha supera al coste de cumplir con los umbrales de reducción. Las explotaciones en suelo Corraletes y sistema de riego por inundación son los que tienen un menor incentivo para cumplir con la medida porque el coste que soportan (51,2 €/ha) es similar a la penalización por incumplimiento.

Como el regulador carece de capacidad de control y cumplimiento sobre una medida heterogénea, se ve obligado a establecer una medida homogénea, y además la fijación del umbral de reducción es solo una aproximación. Si el umbral seleccionado es 8 por cien o 12 por cien, los agricultores cumplirán con el umbral de reducción ya que la penalización por incumplimiento es superior al coste de la medida para los agricultores. El problema de cumplimiento aparece para el umbral de 20 por cien, ya que el coste de la medida para las explotaciones en suelo Planteros supera a la penalización por incumplimiento. En todo caso, el sistema de penalización idéntica no asegura el óptimo de emisiones, ya que algunas explotaciones pueden preferir incumplir el umbral y pagar la penalización.

La mejor opción es conseguir la acción colectiva en el control de la contaminación, estableciendo un límite de las emisiones en la cuenca que puede medirse, y dejar que las comunidades de regantes organicen el control de la contaminación y su cumplimiento. El incentivo puede consistir en disminuir la dotación de agua en la zona, o imponer una multa conjunta, y que las comunidades de regantes aseguren el cumplimiento para evitar la penalización. La cooperación ya se da actualmente para el reparto de la cantidad de agua en los períodos de escasez, y podría ampliarse a los aspectos de calidad de agua.

3.5 Referencias bibliográficas

- Albiac J. 2009. Nutrient Imbalances: Pollution Remains. *Science* 326(5953), 665b.
- Albiac J., M. Mema y E. Calvo. 2009. Sustainable Water Management and Nonpoint Source Pollution Control in Spain and the European Union. En J. Albiac y A. Dinar (Eds.) *The Management of Water Quality and Irrigation Technologies*. Earthscan. Londres.
- Baumol W. y W. Oates. 1988. *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University Press. Nueva York.
- Carpenter S., Caraco N., Correll D., Howarth R., Sharpley A. y Smith V. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications*. Vol. 8(3): 559-568.
- Cochard, F., M. Willinger, y A. Xepapadeas 2005. Efficiency of nonpoint source pollution instruments: An experimental study. *Environmental and Resource Economics*, 30(4), 393-422.
- Comisión Europea. 1991. Directiva del consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura Doce 375/L. *Official Journal of the European Union*. Luxemburgo.
- Cropper M. y W. Oates. 1992. *Environmental Economics: A Survey*. *Journal of Economic Literature* 30(2): 675-740.
- European Environmental Agency. 2001. *Environmental signals 2001*. European Environment Agency regular indicator report. *Environmental assessment report No 8*. Luxemburgo.
- Foster S. y R. Hirata 1991. *Determinación del Riesgo de Contaminación de las Aguas Subterráneas*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (CEPIS) OPS/OMS. Lima. Perú.
- Frank M., B. Beatti y M. Embleton. 1990. A comparison of alternative crop response models. *American Journal of Agricultural Economics* 70: 597-603.
- Hardin G. 1968. The tragedy of the Commons. *Science* 162(3859): 1243-1248.

- Kampas A. y B. White. 2004. Administrative Costs and Instrument Choice for Stochastic Non-point Source Pollutants. *Environmental and Resource Economics* 27: 109-133.
- Kolstad C. 2000. Environmental Economics. Oxford University Press, New York.
- Martínez Y. y J. Albiac. 2004. Agricultural pollution control under Spanish and European environmental policies. *Water Resources Research* 40 (10).
- Martínez Y. y J. Albiac. 2006. Nitrate pollution control under soil heterogeneity. *Land Use Policy*, 23 (4), pp. 521-532.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2000. Libro blanco del agua en España. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Secretaría de Estado de Aguas y Costas. MMA. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2003. Directiva 2000/60/CE. Análisis de transposición y procedimientos de desarrollo. MMA. Madrid.
- Nogués, J., 2002. Mapa de Suelos (E 1/25.00) de Barbués y Torres de Barbués (Huesca). Aplicaciones para Modernización de Regadíos. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Investigación. Zaragoza.
- Ostrom E. 2010. Analyzing collective action. *Agricultural Economics*, International Association of Agricultural Economists, vol. 41(s1), pages 155-166
- Perman R., Y. Ma, J. McGilvray y M. Common. 2003. Natural resource and environmental economics. Pearson Addison Wesley. Edinburgo.
- Ribaudo M., R. Horan y M. Smith. 1999: Economics of Water Quality Protection From Nonpoint Sources. *Agricultural Economic Report*, 782
- Segerson K. 1988. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of Environmental and Management* 15: 87-98.
- Segerson K. y J. Wu. 2006. Nonpoint pollution control: Inducing first-best outcomes through the use of threats. *Journal of Environmental Economics and Management* 51(2): 165-184.
- Shortle J. 2012. Water Quality Trading in Agriculture. Directorate for Trade and Agriculture. OECD. Paris.
- Shortle J. y R. Horan. 2001. The economics of nonpoint pollution control. *Journal of Economic Surveys* 15(3): 255-289.

SIRASA. 2010. Datos meteorológicos de la Red de Estaciones SIAR en Aragón. Oficina del Regante. SIRASA. Zaragoza.

Tomasi T., K. Segerson y J. Branden. 1994. Issues in the design of incentives schemes for nonpoint pollution control. En C. Dosi y T. Tomasi (Ed), *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Vossler C., G. Poe, W. Schulze y K. Segerson. 2006. Communication and incentive mechanisms based on group performance: an experimental study of nonpoint pollution control. *Economic Inquiry* 44(4): 599-613.

Weersink A., J. Livernois, J. Shogren y J. Shortle. 1998. Economic instruments and environmental policy in agriculture. *Canadian Public Policy* 24(3): 309-327.

Anexo I. Resultados individuales de los agricultores que cultivan maíz en diferentes suelos bajo diferentes sistemas de riego.

Cuadro AI.1. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Chacilla (8%) con riego por aspersión.

	Rendimiento (t/ha)	Bienestar (€/ha)	Renta neta (€/ha)	Agua de riego (m ³ /ha)	Abonado nitrógeno (kg/ha)	Emisiones (kg/ha)
Escenario base	17,3	1.927	2.016	5.129	356,0	29,8
Límite emisiones 8%	17,1	1.930	2.013	4.911	343,9	27,4
Límite emisiones 12%	17,0	1.930	2.008	4.801	338,6	26,2
Límite emisiones 20%	16,8	1.924	1.995	4.583	329,4	23,8

Cuadro AI.2. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Corraletes (20%) con riego por aspersión.

	Rendimiento (t/ha)	Bienestar (€/ha)	Renta neta (€/ha)	Agua de riego (m ³ /ha)	Abonado nitrógeno (kg/ha)	Emisiones (kg/ha)
Escenario base	14,9	1.434	1.650	5.010	329,0	72,0
Límite emisiones 8%	14,7	1.448	1.647	4.878	304,4	66,2
Límite emisiones 12%	14,6	1.452	1.642	4.806	292,6	63,4
Límite emisiones 20%	14,3	1.456	1.628	4.652	270,3	57,6

Cuadro AI.3. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Planteros (12%) con riego por aspersión.

	Rendimiento (t/ha)	Bienestar (€/ha)	Renta neta (€/ha)	Agua de riego (m ³ /ha)	Abonado nitrógeno (kg/ha)	Emisiones (kg/ha)
Escenario base	14,1	1.118	1.480	5.327	348,2	120,8
Límite emisiones 8%	13,7	1.137	1.470	5.108	306,4	111,1
Límite emisiones 12%	13,5	1.139	1.458	4.965	287,0	106,3
Límite emisiones 20%	12,9	1.126	1.415	4.611	253,9	96,6

Cuadro AI.4. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Chacilla (8%) con riego por superficie.

	Rendimiento (t/ha)	Bienestar (€/ha)	Renta neta (€/ha)	Agua de riego (m ³ /ha)	Abonado nitrógeno (kg/ha)	Emisiones (kg/ha)
Escenario base	15,8	1.500	1.694	8.040	299,9	64,7
Límite emisiones 8%	15,6	1.509	1.687	7.614	291,2	59,6
Límite emisiones 12%	15,5	1.508	1.679	7.401	286,8	57,0
Límite emisiones 20%	15,2	1.496	1.651	6.972	277,9	51,8

Cuadro AI.5. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Corraletes (20%) con riego por superficie.

	Rendimiento (t/ha)	Bienestar (€/ha)	Renta neta (€/ha)	Agua de riego (m ³ /ha)	Abonado nitrógeno (kg/ha)	Emisiones (kg/ha)
Escenario base	13,6	914	1.347	8.004	274,2	144,4
Límite emisiones 8%	13,3	941	1.339	7.671	249,4	132,9
Límite emisiones 12%	13,1	948	1.329	7.502	237,0	127,1
Límite emisiones 20%	12,7	950	1.296	7.159	212,5	115,5

Cuadro AI.6. Resultados para el agente que cultiva maíz en suelo Planteros (12%) con riego por superficie.

	Rendimiento (t/ha)	Bienestar (€/ha)	Renta neta (€/ha)	Agua de riego (m ³ /ha)	Abonado nitrógeno (kg/ha)	Emisiones (kg/ha)
Escenario base	12,6	565	1.153	8.321	288,5	196,1
Límite emisiones 8%	12,2	597	1.138	7.823	253,8	180,4
Límite emisiones 12%	11,9	600	1.118	7.554	237,1	172,6
Límite emisiones 20%	11,2	581	1.052	6.978	205,6	156,9

Anexo II. Resultados detallados de las simulaciones realizadas en la Cuenca del Flumen.

Cuadro AII.1. Solución base en la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienes tar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	159,9	167,3	425,7	29,5	1,4	2,5	7,4
Aspersión	Corraletes	1.094,4	1.259,1	3.822,4	251,0	11,4	54,9	164,8
Aspersión	Planteros	3.105,8	4.112,1	14.798,7	967,4	39,2	335,4	1.006,3
Inundación	Chacilla	612,1	691,3	3.280,4	122,4	6,5	26,4	79,2
Inundación	Corraletes	2.923,8	4.309,1	25.597,4	876,9	43,6	461,8	1.385,4
Inundación	Planteros	167,3	341,4	2.463,1	85,4	3,7	58,0	174,1
TOTAL FLUMEN		8.063,1	10.880,4	50.387,8	2.332,6	105,8	939,1	2.817,3

Cuadro AII.2. Solución de un impuesto sobre las emisiones sobre las emisiones individuales de 3 € por kilo de nitrógeno lixiviado en la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienes tar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	153,4	160,2	407,4	28,5	1,4	2,3	6,8
Aspersión	Corraletes	978,1	1.110,6	3.555,6	207,0	10,9	44,1	132,4
Aspersión	Planteros	2.270,5	3.164,0	13.875,8	807,6	37,6	297,8	893,5
Inundación	Chacilla	543,5	615,6	3.085,4	118,4	6,4	24,0	72,1
Inundación	Corraletes	1.889,2	3.041,4	23.331,9	710,5	41,2	384,1	1.152,2
Inundación	Planteros	24,1	177,7	2.241,4	70,5	3,5	51,2	153,7
TOTAL FLUMEN		5.858,8	8.269,6	46.497,4	1.942,5	101,1	803,6	2.410,8

Cuadro AII.3. Solución de reducciones heterogéneas por tipo de suelo, 8% sobre suelo Chacilla, 20% sobre suelo Corrales y 12% sobre suelo Plantero. Resultado: por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienes social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,2	167,0	407,6	28,5	1,4	2,3	6,8
Aspersión	Corrales	1.110,6	1.242,4	3.549,8	206,2	10,9	43,9	131,8
Aspersión	Plantero	3.163,7	4.049,3	13.791,9	797,3	37,5	295,2	885,6
Inundación	Chacilla	615,6	688,5	3.106,7	118,8	6,4	24,3	72,9
Inundación	Corrales	3.037,2	4.145,5	22.895,1	679,6	40,6	369,4	1.108,3
Inundación	Plantero	177,7	331,0	2.236,1	70,2	3,5	51,1	153,2
TOTAL FLUMEN		8.265,3	10.624,0	45.987,2	1.900,6	100,4	786,2	2.358,7

Cuadro AII.4. Solución de reducción de un 8% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultado: por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienes social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,2	167,0	407,6	28,5	1,4	2,3	6,8
Aspersión	Corrales	1.104,9	1.256,5	3.721,8	232,3	11,2	50,5	151,6
Aspersión	Plantero	3.159,0	4.084,9	14.190,1	851,2	38,2	308,6	925,8
Inundación	Chacilla	615,6	688,5	3.106,7	118,8	6,4	24,3	72,9
Inundación	Corrales	3.008,7	4.283,3	24.532,4	797,4	42,6	424,9	1.274,6
Inundación	Plantero	176,6	336,8	2.315,6	75,1	3,6	53,4	160,2
TOTAL FLUMEN		8.225,1	10.817,0	48.274,2	2.103,4	103,4	864,0	2.591,9

Cuadro AII.5. Solución de reducción de un 12% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienestar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,2	166,7	398,5	28,1	1,4	2,2	6,5
Aspersión	Corrales	1.108,1	1.253,1	3.667,2	223,3	11,1	48,3	145,0
Aspersión	Plantero	3.163,7	4.049,3	13.791,9	797,3	37,5	295,2	885,6
Inundación	Chacilla	613,2	685,0	3.019,5	117,0	6,3	23,2	69,7
Inundación	Corrales	3.031,6	4.250,8	23.991,9	758,0	42,0	406,4	1.219,1
Inundación	Plantero	177,7	331,0	2.236,1	70,2	3,5	51,1	153,2
TOTAL FLUMEN		8.256,8	10.736,0	47.105,1	1.993,8	101,9	826,4	2.479,2

Cuadro AII.6. Solución de reducción de un 15% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienestar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,1	166,4	393,0	27,9	1,4	2,1	6,3
Aspersión	Corrales	1.109,4	1.250,4	3.632,7	218,0	11,1	47,0	141,0
Aspersión	Plantero	3.159,0	4.020,1	13.518,1	766,8	37,1	287,0	861,1
Inundación	Chacilla	614,3	682,1	2.966,4	115,9	6,3	22,6	67,8
Inundación	Corrales	3.039,0	4.224,5	23.661,2	734,1	41,6	395,2	1.185,5
Inundación	Plantero	177,2	326,2	2.185,9	67,3	3,5	49,7	149,0
TOTAL FLUMEN		8.259,2	10.670,0	46.357,3	1.929,9	100,9	803,6	2.410,8

Cuadro AII.7. Solución de reducción de un 20% sobre cada tipo de suelo independiente. Resultado: por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienestar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	159,7	165,6	380,4	27,3	1,4	2,0	5,9
Aspersión	Corrales	1.110,6	1.242,4	3.549,8	206,2	10,9	43,9	131,8
Aspersión	Plantero	3.126,7	3.931,8	12.809,7	705,4	36,0	268,4	805,1
Inundación	Chacilla	610,2	673,6	2.844,4	113,4	6,2	21,1	63,4
Inundación	Corrales	3.037,2	4.145,5	2.2895,1	679,6	40,6	369,4	1.108,3
Inundación	Plantero	1721	311,4	2.065,6	60,9	3,3	46,4	139,3
TOTAL FLUMEN		8.216,2	1.0470,0	4.4545,1	1.792,9	98,4	751,3	2.253,8

Cuadro AII.8. Solución de reducción de un 3% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados: por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienestar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,2	167,3	416,1	29,0	1,4	2,4	7,1
Aspersión	Corrales	1.107,2	1.254,4	3.685,4	226,2	11,2	49,1	147,2
Aspersión	Plantero	3.152,7	4.095,2	14.335,5	874,6	38,4	314,2	942,5
Inundación	Chacilla	614,9	690,3	3.174,3	120,2	6,4	25,1	75,4
Inundación	Corrales	3.017,4	4.274,5	24.363,3	785,0	42,4	419,1	1.257,2
Inundación	Plantero	175,7	338,3	2.342,6	76,9	3,6	54,2	162,6
TOTAL FLUMEN		8.228,1	10.820,0	48.317,3	2.111,9	103,5	864,0	2.591,9

Cuadro AII.9. Solución de reducción de un 12% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienestar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,2	167,1	410,8	28,7	1,4	2,3	6,9
Aspersión	Corrales	1.110,1	1.248,2	3.606,8	214,1	11,0	46,0	138,1
Aspersión	Planteros	3.162,4	4.074,3	14.059,7	832,1	37,9	304,0	911,9
Inundación	Chacilla	615,5	688,9	3.119,3	119,1	6,4	24,5	73,4
Inundación	Corrales	3.038,0	4.229,9	23.724,5	738,7	41,7	397,3	1.191,9
Inundación	Planteros	177,4	334,5	2.280,0	72,9	3,6	52,3	157,0
TOTAL FLUMEN		8.263,8	10.743,0	47.201,1	2.005,5	102,1	826,4	2.479,2

Cuadro AII.10. Solución de reducción de un 15% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienestar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,2	167,0	407,4	28,5	1,4	2,3	6,8
Aspersión	Corrales	1.110,6	1.243,0	3.553,6	207,0	10,9	44,1	132,4
Aspersión	Planteros	3.164,0	4.057,5	13.875,8	807,6	37,6	297,8	893,5
Inundación	Chacilla	615,6	687,8	3.085,4	118,4	6,4	24,0	72,1
Inundación	Corrales	3.041,4	4.193,6	23.331,9	710,5	41,2	384,1	1.152,2
Inundación	Planteros	177,7	331,4	2.241,4	70,5	3,5	51,2	153,7
TOTAL FLUMEN		8.269,2	10.680,0	46.497,4	1.942,5	101,1	803,6	2.410,8

Cuadro AII.11. Solución de reducción de un 20% de las emisiones globales de la Cuenca del Flumen. Resultados por tipo de suelo y sistema de riego.

Sistema de riego	Tipo de suelo	Bienestar social (miles €/ha)	Renta neta (miles €/ha)	Agua de riego (miles de m ³)	Abonado nitrógeno (t/ha)	Rendimiento (t/ha)	Lixiviado (t/ha)	Daño al medio (miles €/ha)
Aspersión	Chacilla	160,2	166,7	399,0	28,1	1,4	2,2	6,5
Aspersión	Corrales	1.107,9	1.227,0	3.427,4	191,1	10,7	39,7	119,2
Aspersión	Plantero	3.155,4	4.006,7	13.400,9	755,1	36,9	283,8	851,3
Inundación	Chacilla	615,1	684,3	3.007,1	116,7	6,3	23,1	69,3
Inundación	Corrales	3.023,1	4.084,5	22.424,5	646,7	39,9	353,8	1.061,4
Inundación	Plantero	176,2	322,5	2.152,0	65,4	3,4	46,7	146,2
TOTAL FLUMEN		8.238,2	10.492,0	44.810,7	1.803,2	98,7	751,3	2.253,8

Capítulo 4. El cambio climático en el sector agrario: emisiones de GEI, escasez de agua y sequías, y políticas de mitigación y adaptación

4.1 Introducción

El intenso crecimiento de la población humana y de las actividades económicas está generando problemas medioambientales serios en muchas regiones del mundo. La consecuencia es la degradación de los ecosistemas, que provoca pérdidas en los servicios medioambientales que proveen los ecosistemas a la sociedad humana. Esta situación ha llevado en las últimas décadas a una mayor preocupación y sensibilización de la sociedad por las cuestiones medioambientales, y a la introducción de políticas de protección y conservación del medio ambiente y de los recursos naturales.

El cambio climático es uno de los grandes problemas medioambientales con los que se enfrenta la sociedad actual. La importancia del problema se fundamenta en el consenso científico cada vez mayor sobre el impacto de las actividades humanas en el clima. El efecto invernadero es consecuencia de la energía solar que absorben los gases de efecto invernadero, y que permite mantener un equilibrio térmico adecuado para la vida en la tierra. El aumento de la concentración de estos gases en la atmósfera lleva a una mayor absorción de radiación solar y al calentamiento del planeta. El cambio climático es consecuencia de este aumento de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI): dióxido de carbono, metano, óxidos nitrosos y gases fluorados (Houghton 2001). De esta forma, el efecto invernadero que protege la vida en la tierra se está desequilibrando por las emisiones GEI de origen antropogénico. La población humana genera las emisiones GEI por el uso intensivo de energías fósiles, la intensificación productiva de la agricultura y la ganadería, y los cambios en los usos del suelo (IPCC 2007 y 2013).

Los impactos del cambio climático sobre la sociedad humana y el medio ambiente han sido objeto de amplios debates durante las últimas décadas (Terceiro 2008). La percepción de las amenazas del cambio climático ha llevado a la introducción progresiva de políticas de cambio climático, tanto en Europa como en otros países, pero los efectos prácticos de estas políticas han sido limitados hasta ahora. A pesar de la creciente preocupación sobre los efectos del cambio climático, las emisiones globales continúan aumentando y no se ha conseguido llegar a acuerdos vinculantes de reducción de emisiones entre China, Estados Unidos, Unión Europea e India, que son los principales países emisores.

Los principales sectores de emisiones GEI en España son por orden de importancia el transporte, la generación de electricidad, y la industria (manufactura, construcción, minería),

que suponen cerca del 70 por cien de las emisiones de gases, en especial CO₂. Las actividades agrícolas son fuente de producción de alimentos y otras materias primas, pero también pueden generar externalidades negativas que degradan el medio ambiente y los recursos naturales. En relación al cambio climático, el sector agrario es responsable del 14 por cien de las emisiones globales de GEI (WRI 2006), mientras que las emisiones GEI del sector agrario en España alcanzan los 47 millones tCO₂eq, lo que representa el 11 por cien del total de emisiones. Los principales gases de efecto invernadero de la agricultura son el óxido nitroso (N₂O) que emiten las actividades de cultivo, y el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) que emiten las actividades ganaderas.

Las emisiones GEI de la agricultura constituyen una fuente de contaminación difusa caracterizada por la dificultad de identificar el origen de las emisiones contaminantes, los procesos de transporte y destino de los contaminantes, el daño medioambiental de la carga contaminante, y el coste del daño. Por el contrario, la contaminación industrial y urbana es puntual y puede detectarse y controlarse mucho más fácilmente.

El cambio climático constituye un gran desafío para la sostenibilidad del sector primario en las próximas décadas. Este desafío se presenta en un periodo especialmente crítico, porque la demanda global de alimentos va a duplicarse en 2050 como consecuencia del crecimiento de la población y la renta mundiales.

Los efectos que provocará el cambio climático incluyen el aumento creciente de las temperaturas, junto a la disminución y el cambio de régimen de las precipitaciones. Se incrementará la frecuencia y severidad de los fenómenos extremos de sequías e inundaciones, así como los daños de las enfermedades y plagas en las especies agrícolas, ganaderas y forestales. Las pérdidas del cambio climático no sólo afectan a la producción agrícola y ganadera, sino también al medio natural y a los ecosistemas. Estos efectos negativos se agravarán en las regiones áridas y semiáridas del sur de Europa, con una reducción importante en la disponibilidad de agua y un fuerte aumento de las extracciones, una caída generalizada de la productividad de los cultivos y la ganadería, y daños significativos sobre los ecosistemas (FAO, 2011).

En Aragón, la mayor parte del territorio se utiliza en actividades agrarias y forestales para el cultivo de la tierra, la producción ganadera y el aprovechamiento de los bosques. Estas actividades del sector primario tienen repercusiones medioambientales importantes ya que la fijación de población rural contribuye a la gestión del entorno natural y la conservación de los ecosistemas, que proveen de servicios medioambientales a la sociedad. Sin embargo, estas actividades también generan una gran carga de emisiones GEI que se

acercan a los 5 millones tCO₂eq, lo que representa el 20 por cien de las emisiones en Aragón (Gobierno de Aragón 2009a). El aumento de temperaturas y la reducción de precipitaciones con un patrón de distribución más irregular supondrán para Aragón daños y pérdidas económicas en todos los sectores de la economía.

Esta situación de aumento de las emisiones contaminantes, mayores problemas de escasez de agua y calidad del agua, obliga a poner en marcha políticas públicas de mitigación y adaptación al cambio climático. El diseño de estas políticas debe apoyarse en estudios que permitan abordar los problemas sobre una base de información y conocimiento adecuados para una buena toma de decisiones. Estos estudios deben identificar la situación actual de los recursos, las presiones y los impactos de las actividades humanas, los impactos sobre los ecosistemas y la valoración de los daños, y las posibles soluciones de mitigación y adaptación al cambio climático.

4.2 Estudio de los gases de efecto invernadero en el sector primario de la Cuenca del Flumen

El objetivo de este capítulo es estudiar el cambio climático en el sector primario de la Cuenca del Flumen, examinando los diferentes subsectores agrícola, ganadero y forestal en sus aportaciones a las emisiones GEI o a la captura de carbono, para analizar a continuación su sostenibilidad como sistema en el futuro. Para ello se estima un balance de las emisiones GEI y la captura de carbono en el sector primario de la Cuenca del Flumen, y a partir de esta información se analizan distintas medidas de mitigación de las emisiones contaminantes y de adaptación al cambio climático. Se evalúan distintas medidas de mitigación y medidas de captura de carbono en el sector primario, y también medidas de adaptación para los recursos hídricos.

Las emisiones GEI del sector agrario en España alcanzan los 40 millones de t CO₂eq de los que la mitad provienen de las emisiones de óxido nitroso de la fertilización de suelos de las actividades agrarias, y la otra mitad de las emisiones procedentes de la ganadería (MAGRAMA 2012). Las emisiones GEI del sector agrario en Aragón alcanzan los 4,9 millones t CO₂eq de los que 2,9 millones proceden de la ganadería, sobre todo la ganadería intensiva de porcino y bovino, y 2 millones de la fertilización de los cultivos. La principal fuente de contaminación es el metano de la fermentación entérica generada en el proceso de alimentación de los monogástricos y los rumiantes, así como las emisiones de metano y óxido nitroso que generan los purines y estiércoles de la ganadería. El abonado de los cultivos con fertilizantes nitrogenados genera emisiones directas de óxido nitroso, así como

emisiones indirectas por el lixiviado de nitrógeno en los cursos de agua.¹

En este capítulo se elabora un balance de las emisiones GEI y la captura de carbono en el sector primario de la cuenca del Flumen, para posteriormente evaluar las medidas de mitigación y adaptación al cambio climático. La metodología que se utiliza para el balance de emisiones es una combinación entre los métodos de la Agencia Europea de Medioambiente (EEA 2006) y los métodos del IPCC (1996b), que se ha implementado anteriormente en Kahil (2011). Los métodos de la Agencia Europea de Medioambiente se basan en la determinación de los factores de emisión por cada unidad de actividad (Schneider et al.), y los del IPCC se basan en ecuaciones físico-químicas.

En las actividades de cultivo se evalúan las emisiones directas de óxido nitroso de los fertilizantes al realizar el abonado de la tierra de cultivo, y las emisiones indirectas de óxido nitroso procedentes del lixiviado de nitrógeno en los cursos de agua. En las actividades ganaderas se evalúan las emisiones de metano y de óxido de nitrógeno. La estimación de las emisiones de metano de la fermentación entérica, y del metano y óxido nitroso del estiércol se realiza con los métodos del IPCC. Estos métodos consisten en la multiplicación de los factores de emisión no específicos de la región por los datos específicos de la región sobre niveles de producción (número de cabezas de ganado, cantidad de fertilizantes). Los métodos desarrollados por el IPCC no ajustan los factores de emisión por países o por regiones, por lo que existirá un error implícito en la estimación. Para disminuir este error se han utilizado los coeficientes de emisión específicos que estaban disponibles para España (Kahil 2011).

En el diseño e implementación de las medidas para la mitigación y adaptación al cambio climático en el sector primario es necesario encontrar soluciones locales, ya que los resultados de las medidas dependen de los sistemas de producción y de las características biofísicas y socioeconómicas locales. Por ello en este trabajo se analizan las medidas de mitigación y adaptación en el entorno local de la Cuenca del Flumen, y los resultados son específicos para la zona.

El trabajo examina medidas de mitigación de emisiones para las actividades de cultivo, ganaderas y forestales. Las medidas de mitigación para las actividades de cultivo y ganaderas se estudian de manera conjunta, ya que los purines y estiércoles de la ganadería se utilizan como input de abonado en las actividades de cultivo. En algunos municipios de

¹ El óxido nitroso y el metano tienen un impacto distinto como gases de efecto invernadero. El metano tiene un factor de calentamiento 23 veces superior al CO₂, mientras que el óxido nitroso tiene un factor de calentamiento 296 veces superior al CO₂, por lo que las emisiones de estos gases se dan en CO₂ equivalente (IPCC 2001).

la Cuenca del Flumen se observa una presión importante de las actividades ganaderas que generan un volumen significativo de emisiones. En estas zonas se realiza un análisis más detallado dado que aparece un problema de excesiva concentración de purines y estiércoles. Este elevado volumen de purines y estiércoles no puede ser utilizado como abonado orgánico en los cultivos del entorno, y el coste de transporte hace inviable su utilización en zonas de cultivo más alejadas. La consecuencia es que aumentan las emisiones directas de metano y óxido nitroso, y las emisiones indirectas por contaminando de los cursos de agua.

El procedimiento utiliza los datos del censo ganadero y de las plazas ganaderas cubiertas en las explotaciones de los municipios, y los coeficientes de emisiones que generan los animales de cada tipo en cada uno de los municipios. La carga ganadera que soporta cada municipio se relaciona con las actividades de cultivo para determinar si la agricultura es capaz de absorber los purines y estiércoles como abonado orgánico. En los municipios donde la presión ganadera es muy elevada, se examinan las posibles medidas alternativas para la mitigación de las emisiones.

Una estrategia de mitigación del cambio climático es el incremento de la fijación de carbono en las masas arbóreas y la vegetación. Los bosques actúan como sumideros de carbono, por lo que pueden implementarse políticas de aforestación y reforestación o políticas que modifiquen la gestión forestal para aumentar la fijación de carbono de los bosques. El problema de las políticas de captura de carbono a través de la expansión de la vegetación y los bosques es que se requieren recursos hídricos adicionales. En zonas áridas y semiáridas con escasez de agua severa, estas políticas de expansión pueden aumentar la escasez de los recursos hídricos.

El trabajo también ha examinado las políticas de adaptación al cambio climático, y el análisis se ha centrado en las medidas de adaptación a la progresiva escasez de recursos hídricos como consecuencia de la reducción de precipitaciones y una mayor frecuencia e intensidad de las sequías. Las medidas, examinadas en el capítulo 2, eran las reglas sociales de reparto de los recursos hídricos. Estas medidas pueden facilitar un mayor control institucional del uso del agua.

4.3 Balance de GEI del sector primario en la Cuenca del Flumen

En este apartado se realiza un balance entre las emisiones GEI y la fijación de carbono de las actividades agrícolas, ganaderas y forestales del sector primario. El área de estudio se circunscribe a la Cuenca del Flumen en la provincia de Huesca. En general, la agricultura y la ganadería son actividades que emiten metano y óxido nitroso, mientras que las

actividades forestales capturan y almacenan carbono de la atmósfera en la vegetación arbórea y en el suelo. Estas emisiones y captura de GEI se han estimado en toneladas de CO₂ equivalente para facilitar el análisis.

En las actividades agrícolas, los cultivos emiten distintas cantidades de GEI al medio, con una gran variabilidad que depende del cultivo plantado, el sistema de riego, las características fisiológicas del suelo, el manejo, y las precipitaciones y meteorología entre otros factores. La combinación de estos factores en los procesos biofísicos condiciona la carga de emisiones lanzadas a la atmósfera. Las emisiones GEI en la agricultura se producen directamente por el uso de fertilizantes nitrogenados que emiten óxido nitroso (N₂O) como resultado de los procesos naturales en el suelo. Una segunda fuente de emisiones de óxido nitroso de la agricultura se produce indirectamente por el arrastre de nitrógeno por escorrentía y lixiviación hacia los cursos de agua, al interactuar el stock de nitrógeno del suelo con el agua de riego o de lluvia.

La ganadería es la mayor fuente de emisiones de las actividades del sector primario en Aragón. La variabilidad de las emisiones también es elevada por la heterogeneidad de los sistemas de producción y manejo. Las emisiones de GEI de la ganadería son consecuencia de la fermentación entérica y de los excrementos fecales. La fermentación entérica de los rumiantes produce emisiones de metano (CH₄), como subproducto del proceso de digestión que se expulsa directamente a la atmósfera. Por otra parte, los procesos de descomposición y fermentación anaeróbica de los estiércoles y purines generan indirectamente emisiones de metano y de óxido nitroso.

El correcto manejo, tratamiento y uso de estos estiércoles y purines es indispensable para reducir la contaminación de óxido nitroso y metano. Una opción de gran interés es utilizar estos residuos como abonado orgánico por su elevado contenido en nutrientes, especialmente nitrógeno. La aplicación de estos purines y estiércoles debe realizarse de manera apropiada en cuanto a técnicas de aplicación y manejo para evitar las emisiones contaminantes a la atmósfera y a los cursos de agua.

Un aspecto importante a analizar es la localización espacial de cultivos que puedan aprovechar estos purines y estiércoles, para examinar la distancia de las explotaciones ganaderas a las parcelas de cultivo. La utilización de este abonado orgánico dependerá de los costes de transporte y aplicación, y de los beneficios que genere. El siguiente apartado analiza esta cuestión en la Cuenca del Flumen.

Por último, la captura de carbono por las masas forestales depende de la especie arbórea y del manejo forestal, de la distribución de edades y del crecimiento de los árboles,

del tipo de suelo, y de las condiciones ambientales. La utilización de la biomasa y los productos finales que se generen determinan la duración del almacenamiento de carbono secuestrado por la biomasa forestal. La cantidad de carbono almacenado por los bosques (suelo y vuelo) es una variable stock que varía en el tiempo. Esta información permite diseñar políticas medioambientales de gestión de bosques para mitigar las emisiones GEI. La elaboración del balance de emisiones se realiza estimando la variable flujo captura de carbono por los bosques en el periodo de observación, que es el cambio en el stock de carbono de las masas forestales.

4.3.1 Sector Agrícola

Las emisiones del sector agrícola dependen de la superficie cultivada, los cultivos plantados, los sistemas de riego utilizados, y el manejo de los cultivos, entre otras variables. Es necesario estudiar estas variables para poder calcular las emisiones, directas e indirectas, provenientes de los cultivos.

La distribución de los sistemas de riego por municipio (cuadro A.1) se ha estimado a partir de los microdatos de las encuestas del Censo Agrario del 2009 (INE 2011). Es importante resaltar el hecho de que entre el Censo Agrario de 1999 y de 2009 ha existido un cambio metodológico para la variable sistemas de riego. La determinación de los sistemas de riego por municipio ha pasado de ser de tipo censal en 1999, a ser una extrapolación en base a una encuesta de explotaciones representativas en 2009. En municipios como Alerre e Igríes no se dispone de datos porque no se han realizado encuestas. Para subsanar esa deficiencia y no dejar fuera del estudio a estos dos municipios se ha obtenido información de Lecina et al. (2010), a partir de una base de datos elaborada por la Confederación Hidrográfica del Ebro en 2004. Sariñena y Grañen concentran una parte importante del regadío, con el 33 por cien del total de regadío de los 37 municipios.

El sistema de riego predominante en la Cuenca es el riego por aspersión que ocupa el 50 por cien de la superficie, seguido por el riego por inundación con el 43 por cien de la superficie, y el riego por goteo con el 7 por cien. El riego por aspersión se ha expandido en las últimas décadas, alcanzando las 29.700 ha frente a 25.600 ha en riego por inundación. El riego por aspersión se utiliza en los cultivos herbáceos de mayor rentabilidad, como el maíz y la alfalfa, y en menor medida en cereales. El riego por goteo se utiliza en los cultivos leñosos. El cultivo del arroz siempre se riega por inundación en terrazas preparadas para el cultivo.

Cuadro 4.1. Manejo de los cultivos por sistema de riego.

Cultivo	Rendimiento (t/ha)		Agua de riego (m ³ /ha)		Abonado de nitrógeno (kg/ha)		Lixiviado de nitrógeno (kg/ha)	
	Inund.	Asp.	Inund.	Asp.	Inund.	Asp.	Inund.	Asp.
Alfalfa	15	16,5	10.000	8.500	85	56	32	21
Arroz	5		14.000		200		50	
Cebada	3,8	4,6	3.750	3.000	200	150	38	25
Maíz	13,5	15	8.000	5.000	350	275	150	70
Trigo	4,2	4,7	4.600	3.700	200	180	48	22
	Inund.	Goteo	Inund.	Goteo	Inund.	Goteo	Inund.	Goteo
Melocotón	20,5	22,5	7.000	4.667	200	150	60	45
Almendro	1,3	1,5	3.500	2.300	100	80	30	24
Olivo	1,9	2,3	4.000	2.600	120	100	36	30

La superficie de cultivos herbáceos y leñosos en regadío y secano (cuadros A.2 a A.5) se ha calculado a partir de los datos 1T (Gobierno de Aragón 2008). En cada grupo de cultivos, herbáceos en regadío y en secano, y leñosos en regadío y en secano, se han estudiado los cultivos que representan al menos un 5 por cien de la superficie del grupo. El resto de cultivos se incluyen en la categoría “otros cultivos”. De esa forma se distinguen los cultivos de cebada, alfalfa, maíz, trigo, arroz y otros cultivos en el grupo de cultivos herbáceos en regadío; olivar, almendro, melocotonero y otros cultivos en el grupo de cultivos leñosos en regadío; cebada, trigo y otros cultivos en el grupo de cultivos herbáceos en secano; y almendro, olivar y otros cultivos en el grupo de cultos leñosos en secano (cuadros A.2 a A.5).

En cultivos herbáceos, la cebada es el cultivo que ocupa mayor superficie, tanto en regadío con un 33 por cien, como en secano con un 87 por cien. En cultivos leñosos, el olivo, con un 38 por cien, es el cultivo con mayor extensión en regadío, mientras que el almendro, con un siete por cien, lo es en secano.

El sistema de riego está ligado a las características de los cultivos. El arroz siempre se cultiva en inundación, mientras que los cultivos leñosos se cultivan en goteo. El riego por aspersión se utiliza en los cultivos con mayor rentabilidad, que permiten hacer frente a las inversiones en aspersión.

El manejo de los cultivos en regadío y secano se muestra en los cuadros 4.1 y 4.2 respectivamente. La información sobre el rendimiento de los cultivos, lixiviado de nitrógeno, y utilización de inputs se ha elaborado a partir de los trabajos de Mema (2006) y Mema y Albiac (2004) en la Cuenca del Ebro, y de las encuestas realizadas a las comunidades de regantes de Almudevar y Cooperativa Virgen de la Corona. Estas

Cuadro 4.2. Manejo de los cultivos en secano.

Cultivo	Rendimiento (t/ha)	Abonado de nitrógeno (kg/ha)	Lixiviado de nitrógeno (kg/ha)
Cebada	2,8	77	8
Trigo	1,4	45	5
Almendro	0,4	45	5
Olivo	0,5	60	6

encuestas aportan información sobre manejo de los cultivos en regadío y secano para los años 2007 y 2008. La información se ha contrastado con expertos de la Unidad de Suelos y Riegos del CITA y del Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Los sistemas de riego más avanzados, como riego por goteo para cultivos leñosos, y riego por aspersión para cultivos herbáceos, requieren de inversiones importantes por parte de los agricultores tanto en la red secundaria como en el amueblamiento en parcela. Estos sistemas avanzados aumentan la eficiencia de riego, pasando de una eficiencia del 60 por cien en riego por inundación a eficiencias del 75 y 90 por cien para riego por aspersión y localizado. Al reducirse el volumen de agua de riego, también se reduce la escorrentía y la percolación, por lo que disminuye la contaminación por arrastre de nitrógeno y sales.

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) se han estimado siguiendo la metodología de Kahil (2011). Las ecuaciones usadas en las estimaciones de las emisiones de GEI de origen agrario son las siguientes (IPCC 1996b):

$$\text{Emisiones directas de } N_2O = \sum_{i=1}^n (N_i \cdot X_i \cdot FE_1 \cdot \frac{44}{28} \cdot \frac{PC_{N_2O}}{1000})^2$$

$$\text{Emisiones indirectas de } N_2O = \sum_{i=1}^n (Lix_i \cdot X_i \cdot FE_2 \cdot \frac{44}{28} \cdot \frac{PC_{N_2O}}{1000})$$

donde N_i indica el aporte de abono de nitrógeno al cultivo i en kg N/ha/año, Lix_i representa la fracción lixiviada por el cultivo i en kg N/ha/año, X_i es el número de hectáreas del cultivo i . FE_1 y FE_2 son los factores de emisión correspondientes a las emisiones directas e indirectas del óxido nitroso. Los factores de emisión del N_2O para las emisiones de los suelos agrícolas son 0,0125 Kg de N_2O -N por kilogramo de aporte de

² El ratio $\frac{44}{28}$ hace referencia a la relación que se establece entre el peso molecular del óxido nitroso y el nitrógeno.

Cuadro 4.3 Emisiones directas e indirectas de los principales cultivos en regadío.

Cultivo	Emisiones directas N ₂ O (t CO ₂ eq/ha)		Emisiones indirectas N ₂ O (t CO ₂ eq/ha)	
	Inund.	Asp.	Inund.	Asp.
Alfalfa	0,50	0,33	0,37	0,25
Arroz	1,17	-	0,59	-
Cebada	1,17	0,88	0,44	0,29
Maíz	2,05	1,61	1,76	0,82
Trigo	1,17	1,05	0,56	0,26
	Inund.	Goteo	Inund.	Goteo
Melocotón	1,17	0,88	0,70	0,53
Almendro	0,59	0,47	0,35	0,28
Olivo	0,70	0,59	0,42	0,35

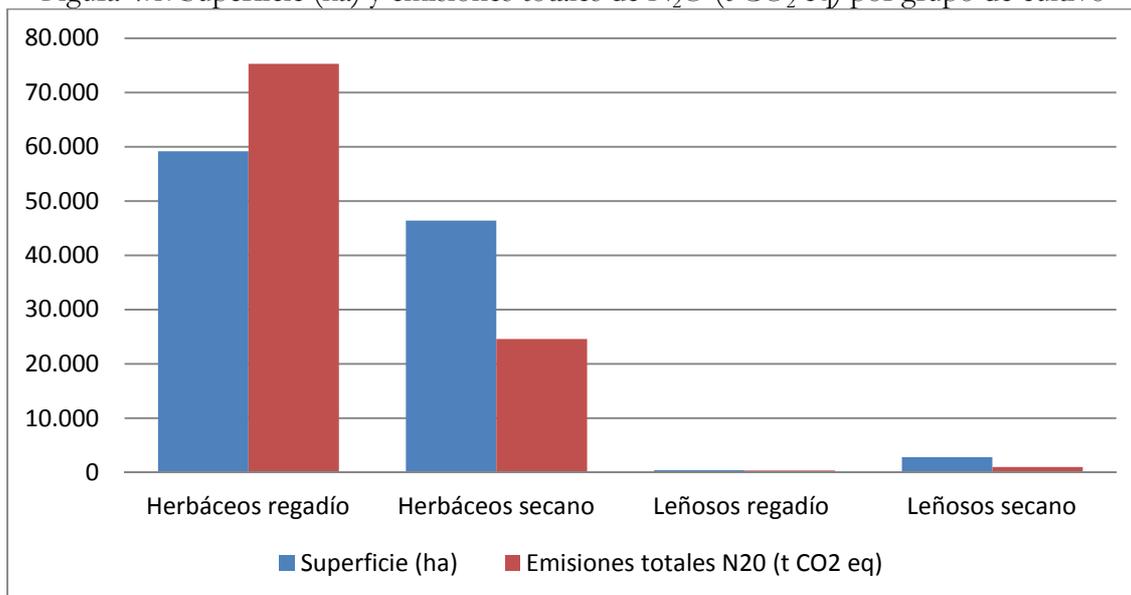
nitrógeno para las emisiones directas (FE₁) y 0,025 Kg de N₂O-N por kilogramo de lixiviado para las emisiones indirectas (FE₂). Las emisiones directas e indirectas de los cultivos por hectárea se presentan en los cuadros 4.3 para regadío y 4.4 para secano. El coeficiente PC_{N₂O} representa el potencial de calentamiento del óxido nitroso con un valor de 298 para un horizonte a cien años (IPCC 2007).

El calentamiento global es consecuencia del aumento de la concentración en la atmosfera de los GEI por las actividades humanas. El potencial de calentamiento de los GEI (PC) indica la contribución individual de cada gas al calentamiento global. El PC se mide en kilogramos equivalentes de CO₂ por kilogramo de gas para un periodo de tiempo determinado, con lo que el valor de referencia es uno para el CO₂. El metano y el óxido nitroso tienen un PC de 25 y 298 para cien años respectivamente (IPCC 2007). Estos valores de los PC han ido cambiando en los distintos informes del IPCC. Por ejemplo, el metano ha pasado de 21 en el informe de 1995 a 23 en el de 2001, y a 25 en el de 2007.

A partir de esta información se han estimado las emisiones GEI de los cultivos del sector agrícola. El cuadro A.6 muestra las emisiones directas e indirectas de los cultivos herbáceos y leñosos en regadío y secano. Las emisiones de óxido nitroso y la superficie de los cultivos se muestran en la figura 4.1, los datos desglosados por municipio se recogen en la figura A.1). Se observa que la mayor fuente de emisiones en la cuenca proviene de los herbáceos en regadío.

Cuadro 4.4. Emisiones directas e indirectas de los principales cultivos en secano.

Cultivo	Emisiones directas N ₂ O (t CO ₂ eq/ha)	Emisiones indirectas N ₂ O (t CO ₂ eq/ha)
Cebada	0,45	0,09
Trigo	0,26	0,06
Almendro	0,26	0,06
Olivo	0,35	0,07

Figura 4.1. Superficie (ha) y emisiones totales de N₂O (t CO₂ eq) por grupo de cultivo

Las medidas para la mitigación y adaptación al cambio climático han de formularse a nivel regional y local, involucrando a los agricultores. Las medidas de adaptación son políticas que reducen los impactos negativos del cambio climático, mientras que las medidas de mitigación son las políticas de reducción de las emisiones.

Las medidas de adaptación consisten en cambios en los cultivos, variedades y manejo, de forma que los cultivos se adapten a una mayor escasez de recursos hídricos. Una opción es potenciar las tecnologías de cultivo mediante inversiones de capital que reduzcan el uso de agua en productos de alto valor añadido.

Políticas de reducción de la contaminación difusa

En este apartado se aplican las políticas de control de la contaminación difusa desarrolladas en el capítulo anterior (capítulo 3) a toda el área de estudio de la cuenca. En el capítulo anterior se estudiaban la situación actual y los efectos de distintos estándares y umbrales para reducir la contaminación difusa por nutrientes que exporta la cuenca del Flumen a las masas de agua donde generan daños medioambientales. El estudio se ha realizado para el maíz que es el cultivo más contaminante en los dos sistemas de riego, por inundación y por aspersión, en los tipos de suelo predominante para cada sistema de riego. El suelo Planteros predomina en la aspersión y el suelo Corraletes en la inundación.

Los escenarios examinados son el escenario base (o situación actual), el escenario de medidas heterogéneas (umbrales de reducción de 8, 12 y 20% según tipo de suelo) y el

Cuadro 4.5. Resultados de medidas heterogéneas y del límite a las emisiones conjuntas.

	Escenario base	Medidas heterogéneas	Límite emisiones conjuntas
Bienestar social (miles de €)	9.389	9.589	9.592
Renta neta (miles de €)	12.619	12.384	12.427
Agua de riego (miles de m ³)	49.738	45.943	46.250
Abonado de nitrógeno (tN)	2.910	2.380	2.401
Producción (t)	121	116	116
Lixiviado (tN)	1.077	932	915
Costes de daño (miles de €)	3.230	2.795	2.745

escenario de medidas homogéneas (el mismo umbral de reducción sin tener en cuenta el tipo de suelo). En el escenario base se simula y valida la situación actual en la que se encuentra la cuenca. El escenario de medidas heterogéneas incorpora una reducción en la contaminación distinta y óptima para cada tipo de suelo, 8% en Chacilla, 12% en Planteros y 20% en Corraletes. El escenario de límite de emisiones conjuntas simula una reducción del 15 por cien, sobre el total de emisiones de la cuenca. Es decir, se realiza una reducción del 15% para toda la cuenca, en lugar de reducciones distintas por tipo de suelo. Este escenario recoge una solución cooperativa entre todos los agricultores de la cuenca ya que se fija un límite de conjunto para toda la cuenca que deben cumplir cooperando entre ellos. El escenario de medidas homogéneas plantea sucesivamente tres reducciones del 8, 12 y 20% sobre todas las explotaciones de la cuenca. Los resultados de los escenarios de medidas heterogéneas y límite conjunto se presentan en el cuadro 4.5, el escenario de medidas homogéneas se presenta en el cuadro 4.6.

El bienestar social mejora en todos los escenarios respecto a la situación actual, ya que todos los escenarios reducen la contaminación. Las medidas heterogéneas y el límite conjunto alcanzan un bienestar social algo mayor que las medidas homogéneas, y a que permiten una heterogeneidad en la respuesta de las distintas explotaciones. La pérdida de renta neta de los agricultores es cercana al 2% en ambos casos, 235.000 y 193.000 € respectivamente.

Las medidas heterogéneas reducen algo más la utilización de los inputs agua de riego (-8%) y abonado de nitrógeno (-18%) que el límite conjunto. En ambos casos se reduce la producción un 5%, la contaminación un 13%, y el coste de daño un 15%.

En las medidas homogéneas se reduce sucesivamente la contaminación en 8, 12 y 20 por

Cuadro 4.6. Resultados de medidas homogéneas.

	Escenario base	Umbral del 8% de reducción	Umbral del 12% de reducción	Umbral del 20% de reducción
Bienestar social (miles de €)	9.389	9.565	9.587	9.493
Renta neta (miles de €)	12.619	12.537	12.430	12.077
Agua de riego (miles de m ³)	49.738	47.687	46.413	43.370
Abonado de nitrógeno (tN)	2.910	2.572	2.414	2.139
Producción (t)	121	118	116	112
Lixiviado (tN)	1.077	991	947	861
Costes de daño (miles de €)	3.230	2.972	2.842	2.584

cient (cuadro 4.6). El bienestar social aumenta en los tres casos respecto a la situación base, y el mayor bienestar se alcanza para el 12 por cien (el más cercano al 15 por cien de reducción media en la cuenca con medidas heterogéneas).

La pérdida de renta es pequeña para los umbrales del 8 y 12 por cien, y algo mayor (5%) para el umbral del 20 por cien. Las medidas homogéneas son más fáciles de implementar y controlar que las medidas heterogéneas. La mejor opción consistiría en implementar la medida homogénea del 12 por cien que tiene unos resultados muy similares a las medidas heterogéneas en cuanto a bienestar, renta neta, utilización de inputs, contaminación y costes de daño. En todo caso tanto las medidas heterogéneas como la medida homogénea del 12% tienen costes de implementación y control elevados, por lo que la medida de límite conjunto parece más interesante para el regulador. Los resultados son similares aunque requiere de la cooperación de los agricultores para su funcionamiento.

Los costes de las distintas medidas en términos de pérdida de renta de los agricultores se presentan en el cuadro 4.7. Las medidas basadas en límites de contaminación (heterogéneas, límite conjunto y homogéneas) tienen un coste para los agricultores mucho menor que un impuesto sobre emisiones. La medida límite conjunto es interesante porque su coste es similar al de la medida homogénea del 12%, e inferior a las medidas heterogéneas. Pero hay otra razón importante para utilizar la medida de límite conjunto. La razón es que el coste de control de las medidas heterogéneas y homogéneas es prohibitivo ya que es necesario conocer la contaminación procedente de cada explotación.

4.3.2 Sector Ganadero

Cuadro 4.7. Coste de las medidas de control para los agricultores de la cuenca

Sistema de riego	Aspersión	Inundación	Total
Medidas heterogéneas			
Umbral heterogéneo	164.467	70.179	234.646
Límite conjunto	143.031	49.504	192.535
Medidas homogéneas			
Umbral 8%	71.318	11.103	82.420
Umbral 12%	164.467	25.083	189.551
Umbral 20%	472.297	70.179	542.476
Impuesto emisiones	2.483.746	543.338	3.027.083

En Aragón, el sector ganadero genera unas emisiones GEI por estiércol porcino que alcanzan los 1,9 millones tCO₂ equivalente, de los que 1,4 millones corresponden a metano y 0,5 millones al óxido nitroso. Los ingresos de la producción porcina que se obtienen de la cabaña de Aragón alcanzan los 800 millones de euros, aunque la mayoría de valor añadido en la transformación en productos cárnicos se obtiene fuera de Aragón.

Las emisiones GEI de la ganadería en la cuenca del Flumen consisten en emisiones indirectas de CH₄ derivadas de la fermentación entérica y las emisiones directas de N₂O derivadas del manejo y aplicación de purines y estiércoles. El cálculo de las emisiones se realiza a partir de las siguientes ecuaciones:

$$\text{Emisiones de CH}_4 \text{ por fermentación entérica} = \sum_{j=1}^n (C_j \cdot FEA_j \cdot \frac{PC_{CH_4}}{1000})$$

$$\text{Emisiones de N}_2\text{O por manejo de estiércoles} = \sum_{j,k} (C_j \cdot Nex_j \cdot FES_k \cdot \frac{44}{28} \cdot \frac{PC_{N_2O}}{1000})$$

donde C_j es el número de cabezas de ganado de cada tipo de animal j , Nex_j representa la cantidad de nitrógeno excretado por tipo de animal j medido en kg N/ha/año. FEA es el factor de emisión correspondiente a las emisiones de CH₄ de la fermentación entérica por tipo de animal j . FES es el factor de emisión correspondiente a las emisiones de N₂O del sistema de manejo de estiércol. PC_{CH_4} y PC_{N_2O} indican el potencial de calentamiento del metano y del óxido nitroso, respectivamente. Los valores correspondientes a los factores de emisión FEA para cada tipo de animal y FES para el manejo de estiércol aparecen en los cuadros 4.11 y 4.12.

Las emisiones de metano de la fermentación entérica y las emisiones de óxido nitroso del manejo de purines y estiércoles se presentan en el cuadro 4.13 (los datos por municipio

se recogen en los cuadros A.10 y A.11). Las emisiones de la fermentación entérica son elevadas en los rumiantes, en especial en los animales de mayor tamaño. Estas emisiones alcanzan las 120.000 T, de las que el 60 por cien provienen del ganado bovino, el 30 por cien del ganado ovino, y el 12 por cien del ganado porcino. En la franja suroeste y central de la cuenca, los municipios de Grañen, Alcubierre, Sariñena, Robles, Lanaja y Lalueza son los que tienen mayores emisiones, por encima de las 1.000 toneladas.

Las emisiones por el tratamiento y manejo de los purines y estiércoles alcanza las 43.000 toneladas, de las que la mitad provienen del bovino y la tercera parte del ovino. Los municipios con mayores emisiones son Grañen, Alcubierre, Sariñena, Robles, Lanaja y Lalueza como en el caso de las emisiones por fermentación entérica.

Utilización de purines y estiércoles sólidos en la agricultura.

En Aragón el sector ganadero, sobre todo el sector del porcino, tiene una gran importancia en el sector primario. La producción de carne en Aragón es más de diez veces superior al consumo de carne de la población aragonesa, por lo que el sector está orientado a la exportación fuera de la región. Ahora bien, el sector ganadero aragonés se caracteriza por una elevada integración en empresas de fuera de la región, lo que reduce considerablemente los ingresos obtenidos por la actividad ya que el valor añadido se obtiene fuera de la región (Sierra 2005).

El sector ganadero está fuertemente relacionado con el sector agrícola a través de los inputs necesarios para la cría y engorde de ganado, y también a través de los outputs generados en forma de estiércoles sólidos de origen no porcino y los estiércoles fluidos de porcino, o purines. Los purines y estiércoles de la ganadería pueden utilizarse como abonado de los cultivos, con lo que se evita la emisión de óxido nitroso a la atmosfera.

La Directiva de Nitratos de 1991 señala que los purines y estiércoles de la ganadería han de utilizarse como input para el abonado de cultivos, con la doble finalidad de evitar que sean una fuente de contaminación difusa para el medio y los cursos de agua, y que además puedan aprovecharse como abonado por su alta concentración de nitrógeno. Se establece un límite al uso del abonado orgánico de 210 kilogramos por hectárea, independientemente del cultivo plantado. Este umbral es menor en las zonas declaradas vulnerables, con un límite de 170 kilogramos por hectárea que se reduce según el cultivo y la producción esperada en cada parcela.

El límite general de 210 kilogramos por hectárea es demasiado bajo para el maíz, ya que sus necesidades de abonado de nitrógeno están por encima de ese umbral. El límite

Cuadro 4.8. Producción de estiércol y purín y capacidad total de almacenamiento (120 días)

Especie/ Sistema de producción	Producción de estiércol y purín en 120 días (m³/cabeza o plaza)	Capacidad total de almacenamiento de estiércol y purín en 120 días (m³/cabeza o plaza)
Vaca de leche	4,70	5,17
Vaca de carne	3,00	3,30
Ternero de cebo	1,20	1,32
Reproductoras ovino-caprino	0,34	0,37
Cerda y lechones	2,00	2,20
Cerdas de vientre	1,00	1,10
Cerdo cebo	0,68	0,75
Cerdo transición	0,14	0,16

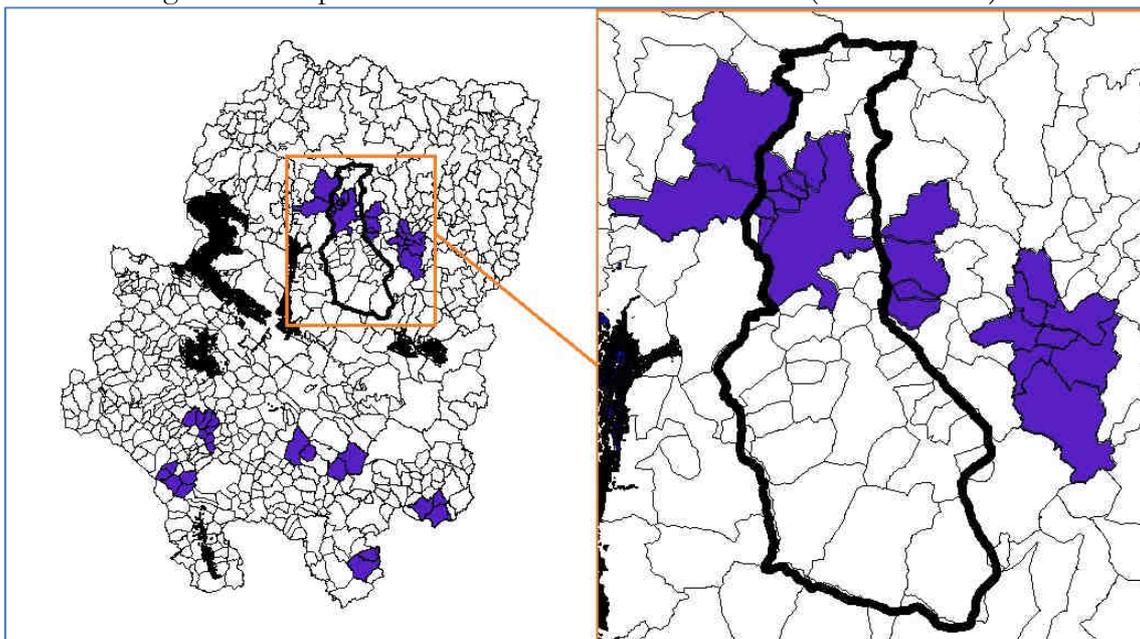
específico de 170 kilogramos por hectárea en las zonas vulnerables es más restrictivo, lo que limita el abonado de todos los cultivos herbáceos en regadío excepto la cebada en aspersión y la alfalfa tanto en aspersión como en inundación.

La Directiva de Nitratos establece que una zona es vulnerable si la concentración de nitratos en sus masas de agua alcanza los 50 mg/l. En las zonas vulnerables existen normas de obligado cumplimiento como son el seguimiento de la generación y movimiento de estiércoles y purines mediante un libro-registro para las explotaciones ganaderas, así como el seguimiento de aplicación de fertilizantes en un libro registro por los agricultores. También existen límites para la suma de abonado orgánico y mineral que dependen del rendimiento de los cultivos.

La figura 4.2 muestra la última declaración de zonas vulnerables. Los municipios de Alerre, Banastas, Chimillas, Igríes, Huesca y La Sotonera se han declarado zonas vulnerables dentro de la demarcación de la Cuenca del Flumen que se estudia. El estudio de la viabilidad de la ganadería en cuanto a la no contaminación de sus subproductos como estiércoles y purines ha de ser tratada de diferente forma en estos municipios que en el resto de la cuenca.

El uso de purines tiene unas limitaciones en su uso tanto en el tiempo como en el espacio. Las limitaciones en cuanto al almacenamiento y naturaleza de los purines hace imposible su uso tras 120 días desde su producción, lo que crea una necesidad temporal de que exista una necesidad continuada de abonado a lo largo del año como contrapartida a la producción de estos productos que es continua (cuadro 4.8). Esta limitación no es un gran problema debido a la diferente estacionalidad de los cultivos, la posibilidad de simultanear diferentes cultivos en la misma parcela y la gran amplitud de tiempo que permite el uso de cuenta esta limitación en el tiempo por exceder en los objetivos de este trabajo, por su

Figura 4.2. Mapa de declaración de zonas vulnerables (Octubre 2013).



Fuente: Unidad de suelos y riegos. CITA. Gobierno de Aragón.

carácter particular dependiente de los sistemas de almacenaje de cada explotación ganadera, y porque su importancia relativa es pequeña en el problema del uso agrario de los purines.

Las limitaciones espaciales en el uso y aprovechamiento de purines son comunes a toda el área. En general, los purines son un input gratuito como abonado y las instalaciones ganaderas no suelen cobrarlo. A pesar de ello, los gastos de transporte desde las instalaciones de almacenamiento hasta el área de cultivo, junto con la necesidad de maquinaria específica para su correcta aplicación en parcela hacen que su uso como abonado tenga un coste para el agricultor, desincentivando su uso cuando la distancia a los lugares de almacenamiento es significativa. En torno al 95% del purín es agua, lo que dificulta y encarece su almacenamiento y transporte. Pueden usarse técnicas de deshidratación para abaratar los costes de transporte y aplicación del agricultor a cambio de aumentar los costes de secado del ganadero.

La distancia a partir de la cual no resulta rentable su uso depende del coste de transporte y de carga y descarga, y también del coste del abonado mineral que es sustitutivo del purín. En primer lugar se ha examinado en cada municipio el balance entre la producción de purines provenientes de las explotaciones ganaderas y el uso potencial de estos como fertilizante orgánico en las explotaciones agrarias.

El cálculo de la demanda de nitrógeno de los cultivos se realiza a partir de las necesidades de abonado de nitrógeno de cada cultivo diferenciando por sistema de riego para obtener las necesidades de nitrógeno del sector agrario por municipio, y los resultados se presentan

Cuadro 4.9. Estimación del contenido de N en estiércoles y purín

Especie/Fase productiva	Nitrógeno excretado (kg/animal/año)
Cerdas madre	18
Porcino de cebo	9
Vacas de ordeño	80
Vacas de no ordeño	50
Vacuno de cebo	60
Ovejas	9
Cabras	9

Fuente: Orus (2003)

en el cuadro A.7. En término de necesidades de abonado de nitrógeno, se observa la importancia de los cultivos herbáceos respecto a los leñosos. Esto es debido a la mayor extensión y necesidades por hectárea de los herbáceos, y en especial por la importancia del regadío respecto al secano. El secano en su conjunto supone únicamente el 1 por cien de las necesidades de nitrógeno de la cuenca.

El cálculo de la oferta de nitrógeno orgánico proveniente de la ganadería se ha calculado a partir del número de las cabezas de ganado obtenidas del censo ganadero de Aragón³ (censo agrario 2009) que contiene información de las plazas ganaderas por explotación, y de las encuestas ganaderas que contiene información sobre el número de animales en las granjas por provincia (memoria de las encuestas ganaderas 2008). De esta forma se calcula el número de plazas ganaderas realmente ocupadas aplicando las estimaciones del contenido de nitrógeno en estiércoles y purines por especie y fase productiva (cuadro 4.9) se obtiene el total de nitrógeno excretado anualmente por las actividades ganaderas en cada municipio (cuadro A.12)

La cabaña porcina en la cuenca es importante con presencia en todos los municipios. El total de nitrógeno excretado por el ganado porcino en forma de estiércol líquido porcino o purín representa dos terceras partes del total. La distribución del ganado porcino se concentra en los municipios de Sariñena, Alcubierre, Grañen, Lanaja, Lalueza y Robles. La oferta y la demanda de nitrógeno en la cuenca a nivel agregado es similar, ya que los cultivos requieren 13.860 t de nitrógeno, mientras que la actividad ganadera genera 12.070 t de nitrógeno. Por lo tanto sólo serían necesarias unas 2.000 t de nitrógeno de abonado mineral en la cuenca.

Como se ha indicado, el uso de abonado orgánico ha de circunscribirse a una escala menor. Si realizamos la comparación a nivel municipal se encuentran mayores desajustes. Aunque la oferta y demanda de nitrógeno orgánico es similar a nivel de cuenca, la oferta y la

³ Se ha utilizado en su cálculo la base de microdatos del censo ganadero (Censo Ganadero 2009)

Cuadro 4.10. Purines y estiércoles no utilizados por la agricultura (t N)

Municipio	Escenario sin límites máximos por ha	Escenario con límites máximos por ha
Albalatillo	327	341
Alberuela de Tubo	388	408
Alcubierre	347	350
Alerre	17	17
Almuniente	48	83
Arguís	89	89
Igriés	3	3
Lalueza	71	115
Lanaja	382	421
Piracés	220	229
Robles	417	425
Sabiñánigo	84	85
Tierz	44	51
Torralba de Aragón	82	96
Tramaced	111	121
Total Cuenca	1.786	2.834

demanda a nivel municipal muestra fuertes desequilibrios, por lo que es necesario transportar el nitrógeno orgánico desde las zonas de superavit a las zonas de déficit de nitrógeno.

La oferta y la demanda potencial de nitrógeno orgánico por municipio se presentan en los cuadros A.12 y A.7 respectivamente. El balance entre oferta y demanda muestra los municipios donde hay una mayor presión de residuos de la actividad ganadera. Estos residuos han de utilizarse como abonado para evitar que contaminen el medio ambiente. Estos municipios han de conseguir exportar los estiércoles y purines como abonado a los municipios deficitarios más cercanos para cumplir con la Directiva de Nitratos. Hay quince municipios con superavit de nitrógeno por la elevada presión de los residuos del sector ganadero, con superavits de nitrógeno entre 417 t en Robles y 3 t en Igriés (cuadro 4.10).

Las presiones son mayores si se tiene en cuenta el límite de abonado orgánico de 210 kg N/ha que reduce la capacidad de la demanda de cultivos como el maíz que requieren más aporte de nitrógeno, y el límite de abonado orgánico de 170 kg N/ha en los municipios declarados zonas vulnerables. Al aplicar estos límites la demanda de nitrógeno orgánico desciende a 13.000 t N (cuadro A.8) con lo que esta demanda sigue estando por encima de la oferta de nitrógeno orgánico a nivel de cuenca (12.070 t N). El superavit de purines y estiércoles en los municipios aumenta ligeramente con los límites al abonado orgánico (cuadro 4.10).

En las estimaciones de demanda de abonado orgánico por los cultivos se supone que

Cuadro 4.11. Factores de emisión entérica por tipo de animal (FEA).

Tipo de animal	F.E.A (Kg CH ₄ /cabeza/año)
Vacuno de ordeño	97,92
Vacuno de cebo	54,21
Ovino y Caprino	8,66
Porcino	1,5

Fuente: EEA (2009)

los agricultores utilizan todo el abonado orgánico posible. En realidad existe una elevada variabilidad en el comportamiento de los agricultores, que depende del tipo de explotación, la distancia a las explotaciones ganaderas, el precio del abonado mineral sustitutivo, el acceso y el coste de la tecnología de almacenamiento y aplicación de purines, entre otros. Se observa que los agricultores han aumentado el uso de abonado orgánico hasta alcanzar un 25-30 por cien del total del abonado, en especial en abonado de cobertera (comunicación de expertos del CTA-DGA). Si se utiliza este porcentaje de uso efectivo, la consecuencia es que casi todos los municipios de la cuenca son excedentarios en nitrógeno orgánico. Con este porcentaje de uso efectivo, tan solo son cuatro municipios, Capdesaso, Huerto, Quicena y Vicien, de los 37 de la cuenca pueden absorber el nitrógeno producido por la actividad ganadera (cuadro A.9).

Esta situación muestra la dificultad de cumplir la normativa sobre purines y estiércoles en el sector ganadero, en especial la producción porcina. El enorme tamaño del sector porcino y la falta de coordinación e integración entre los residuos del sector ganadero y el abonado de nitrógeno de los cultivos tienen como consecuencia la contaminación del medio ambiente.

Para paliar estos problemas de contaminación por emisiones de óxido nitroso y metano, sería necesario reducir la concentración espacial de las actividades ganaderas que se ha producido en los últimos años (Orus 2006). La reducción de la presión ganadera contribuiría a una mayor utilización de los purines y estiércoles en el sector agrario para evitar la contaminación. Además, tan sólo una pequeña parte del valor añadido de la producción final se queda en Aragón. El principal beneficio es la fijación de población rural por la mano de obra que se utiliza en la producción porcina.

Los purines y estiércoles están disponibles para los agricultores de forma gratuita, pero los agricultores deben asumir los costes de transporte y aplicación que son significativos. El aumento del coste de abonado mineral en los últimos años ha provocado un aumento de la demanda de abonado orgánico por los agricultores, y en algunos casos se ha cobrado el abonado orgánico en zonas con baja intensidad de la actividad ganadera.

Las medidas para facilitar el uso de purines por los agricultores reducen las emisiones

Cuadro 4.12. Factores de emisión tratamiento de purines por sistemas de manejo (FES)

Sistemas de manejo de estiércoles	F.E.S. (kg N ₂ O-N/Kg N excretado)
Lagunas anaeróbicas	0,001 (<0,002)
Sistema de tipo líquido	0,001 (<0,001)
Abonado diario	0 (sin rango de valores)
Almacenamiento solido y parcelas secas	0,02 (0,005-0,03)
Praderas y pastizales	0,02 (0,005-0,03)
Otros sistemas	0,005

Fuente: IPCC (1996b)

contaminantes de estos purines y del abonado orgánico al que sustituyen. En este sentido, son interesantes los experimentos de aprovechamiento y gestión colectiva desarrollados en Tauste, Maestrazgo y Peñarroya de Tastavins con una gestión organizada y la creación de infraestructuras simples para facilitar el almacenamiento y uso de los purines, logrando aumentar su utilización (Dauden et al. 2011).

Otras medidas para que las actividades ganaderas consigan vincular la población de los núcleos rurales cercanos a las granjas pasan por aumentar las actividades de transformación y obtener un mayor valor añadido que compense los efectos negativos de la actividad (contaminación, malos olores, ruidos,...). Para ello, se deben ampliar el ciclo de actividades del proceso productivo de cría, engorde, sacrificio, y transformación y comercialización de los productos cárnicos. Otra ventaja de completar el ciclo de producción y transformación sería la reducción de los costes de transporte de los animales y la mejora del bienestar animal que está teniendo actualmente mucho interés (Ley 8/2003 de Sanidad animal, RD 751/2006 y Ley 32/2007 para el cuidado de los animales, en su explotación, transporte, experimentación y sacrificio).

Un problema que no se va a analizar pero que tiene importancia a largo plazo es el de la composición del abonado orgánico. Este abonado es un producto natural no preparado, por lo que sus componentes de nitrógeno, fósforo y potasio no están equilibrados en su composición para la nutrición de los cultivos. Este trabajo está enfocado en el análisis del nitrógeno, pero conviene indicar que el contenido de fósforo de los estiércoles es excesivo en la fertilización a largo plazo. El uso continuado de abonado orgánico tiene como consecuencia un desequilibrio en el aporte de nutrientes a los cultivos, y puede convertirse en un problema no trivial. (Orus et al (2000)).

4.3.3 Sector forestal

Cuadro 4.13. Emisiones de GEI provenientes de la ganadería

Tipo de animal	Emisiones de CH ₄ de la Fermentación Entérica (t CO ₂ eq)	Emisiones de N ₂ O del manejo de estiércol (t CO ₂ eq)
Ovino	34.034	12.400
Caprino	458	5.007
Bovino	71.480	23.471
Porcino	14.025	2.342
Total	119.997	43.220

El sector forestal puede ser utilizado como sumidero de carbono, por lo que es un instrumento importante en las políticas de mitigación del cambio climático. La gestión forestal se ha propuesto como alternativa para la captura de carbono de la atmósfera. El abandono de los bosques en las últimas décadas supone un problema de mantenimiento de esta vegetación y de sus ecosistemas dependientes. Además, el cambio climático va a tener unos efectos negativos sobre los bosques en la península Ibérica y los ecosistemas. La cantidad de carbono fijado por los bosques de Aragón se estima en unos 3,4 millones de t CO₂/año, y un manejo de los bosques orientado a la captura de carbono permitiría aumentar la fijación de carbono en casi un millón de t CO₂ (Gobierno de Aragón 2008).

El incremento de temperatura por el cambio climático aumentará la evapotranspiración y las necesidades de agua de la vegetación. Además el aumento de la frecuencia de las sequías y de la irregularidad de las lluvias contribuirá también a la reducción de recursos hídricos disponibles. En las zonas de gran escasez de agua no podrán realizarse actividades de aforestación o reforestación sin comprometer otros usos alternativos. Los efectos del cambio climático también aumentarán la probabilidad y frecuencia de sucesos meteorológicos extremos y mayores periodos de sequias, lo que aumentará tanto la probabilidad de incendios como la gravedad de los incendios que se produzcan.

Una correcta gestión silvícola puede optimizar el carbono fijado por las especies arborícolas manteniendo para ello un correcto estado del bosque que, finalmente, redundará también en un descenso de la probabilidad de incendios y la gravedad de estos.

Las técnicas de silvicultura con el objetivo de incrementar la fijación de carbono en bosques logran aumentar hasta un 70% la fijación anual de carbono (cuadro 4.14). Sobre la mayoría de las simulaciones realizadas para evaluar la gestión forestal, se observa que incrementar la duración del turno favorece una mayor acumulación de carbono por la biomasa.

Un aspecto que no se tiene en cuenta en este capítulo y que es importante para poder determinar tanto la cantidad de carbono fijada como la duración del ciclo del carbono en la biomasa es el uso final que se dará a la madera una vez termina la vida del árbol. El uso de

Cuadro 4.14. Escenarios y máximo incremento de fijación de carbono

Especie	Ocupación	Gestión Forestal				Incremento carbono fijado
		Pasivo 60	Pasivo 120	Manejo moderado	Manejo intensivo	
Pinus halepensis	9.500	45,87	74,86	77,8	74,13	70%
Pinus sylvestris	8.940	Turno 80 años		Turno 120 años		40%
		302,4		215,35		
Pinus nigra	4.370	Selvicultura observada		Selvicultura de referencia		6%
		295,76		312,84		
Quercus pyrenaica	140	Resalveo		Transformación a monte alto		60%
		67,45		107,35		

Fuente: Gobierno de Aragón (2008)

la biomasa para la quema, por ejemplo para producir energía, conllevaría un ciclo de vida más corto del carbono en la biomasa. El uso de la biomasa para la construcción de elementos de construcción (vigas, suelos) o mobiliario doméstico y urbano conlleva un ciclo de vida mucho más extenso. A pesar de no haber sido estudiado directamente, el destino final de la madera está directamente relacionado con la duración de los turnos. A mayor tiempo de turno, mayor es la posibilidad de que la biomasa se destine a usos de largo plazo, mientras que si el uso de la biomasa es para combustible los turnos tienden a ser muy cortos.

Sobre la especie predominante *Pinus halepensis* (pino carrasco) se han recogido datos simulando un manejo pasivo de evolución natural sin ningún tipo de actuaciones y con incendios recurrentes cada 60 y 120 años, y un manejo directo de la gestión silvícola moderado e intenso. La duración de cada simulación ha sido de 361 años. En los escenarios de manejo pasivo se observa que después de cada ciclo, definido por el incendio y emisión del CO₂ a la atmosfera, el siguiente ciclo es capaz de fijar mayor cantidad de carbono, creando un flujo neto positivo a lo largo del tiempo.

En los escenarios con un manejo directo de la gestión silvícola se han diferenciado entre manejo moderado e intenso de la explotación forestal. En el manejo moderado se simulan cortas frecuentes y poco intensas junto con una corta final a los 80 años. Tras cada corta, la acumulación de biomasa en el suelo y el incremento de biomasa registrado es superior al que tendría lugar sin realizar la corta. Existe, por tanto, un incremento neto de carbono fijado respecto a una gestión pasiva. El incremento real en la fijación es mucho mayor que el presentado en las tablas, ya que los escenarios no son directamente comparables. En el caso de gestión pasiva, el ciclo total del bosque se repite cada 120 o 60

años. En el caso del manejo moderado, el ciclo está todavía en crecimiento, por lo que la cantidad fijada finalmente será mayor.

En la simulación de manejo intensivo se simulan dos cortas intensas y una corta final a los 108 años. Se observa también mayores incrementos de fijación de carbono y crecimiento de biomasa tras cada corta. La fijación llevada a cabo en esta simulación es menor que la de manejo moderado, a pesar de que la creación de biomasa es idéntica en ambos escenarios. Las tareas concretas en cada escenario se han desarrollado teniendo en cuenta los tipos existentes de masas forestales existentes. La ganancia en carbono fijado depende de la gestión escogida y es de un 70 por cien, aunque la ganancia puede ser superior en algunos casos.

Sobre la especie *Pinus sylvestris* se han simulado dos turnos distintos, de 80 y 120 años. Las cortas se realizan cada 10 años después de los 30 primeros años. La fijación de carbono de esta especie es mayor que la anterior debido a las condiciones climáticas, con mayores precipitaciones en la zona prepirenaica (*sylvestris*) que en el valle del ebro (*halepensis*) que favorecen el crecimiento. El carbono fijado por un turno de 80 años es claramente superior al de 120 años. Esto es debido a que el incremento de fijación de carbono es mucho menor a partir de una determinada edad de maduración de los árboles. El aumento en la fijación de carbono en los bosques de esta especie se sitúa en torno al 40 por cien.

Sobre la especie *Pinus nigra* se tienen datos de gestión silvícola provenientes de los inventarios realizados en campo sobre las masas existentes. Estos datos utilizan para realizar el escenario y la selvicultura de referencia, basada en obtener el máximo potencial de la especie a partir de la selvicultura observada. En ambos escenarios se suponen cortas cada 5 años desde los 20 años. Se observa que los efectos de las cortas no varían sustancialmente el carbono fijado hasta la corta final. Se observa que la selvicultura realizada no se diferencia significativamente de la de referencia. Por ello, el aumento máximo que se puede llegar a lograr con esta especie es tan solo del 6 por cien, mucho menor que otras especies.

En relación a la especie *Quercus pirenaica* (Melojares/Rebollares) se simula un resalveo en monte bajo y una transformación a gestión de monte alto. En la primera se realiza con rotación de 40 años con corte intermedia del 25 por cien y corta final. En la segunda se simula una rotación de 100 años con corte intermedia entre el 25 y el 18 por cien y una corta final. Hasta el momento la gestión llevada a cabo ha sido la del resalveo. Esto es debido a que a partir de los 60 años se produce un descenso en el crecimiento del árbol muy acusado. El producto principal de esta especie es leña para combustible, por lo que al

tener como objetivo la maximización de la renta, se han llevado turnos en el entorno de los 40-60 años. Si se tiene en cuenta un objetivo de fijación del carbono se optará por alargar el turno hasta los 100 años, ya que la fijación realizada por esta especie está en relación directa con la duración del turno. Cambiando la gestión a monte alto y alargando el turno hasta los 100 años, se puede conseguir un aumento en la fijación en torno al 60 por cien para esta especie.

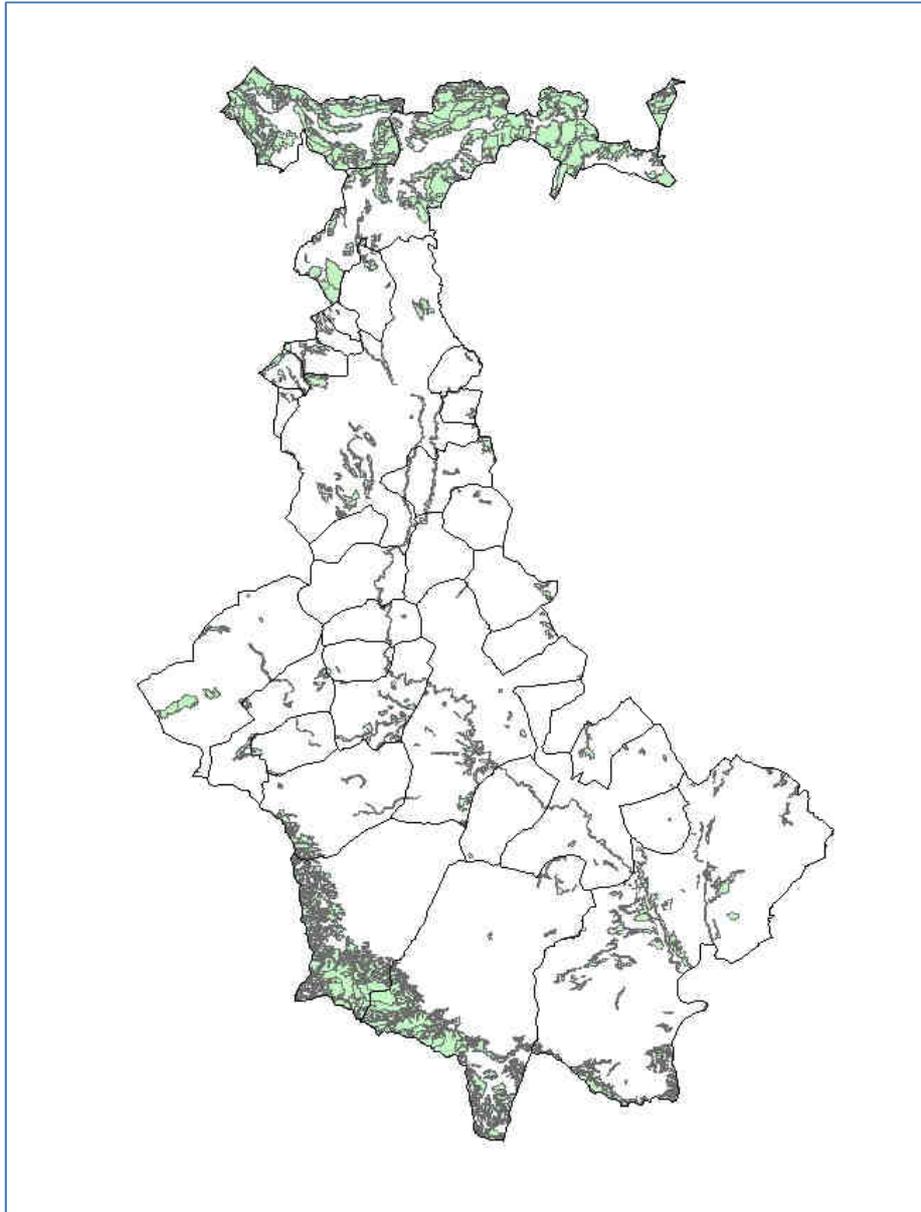
El mapa de localización de las zonas forestales de la cuenca del Flumen (figura 4.3) muestra que las zonas arboladas se encuentran al norte y suroeste de la cuenca, a excepción de hileras marginales que circundan el río Flumen y sus principales afluentes. En el cuadro A.13 se muestran los principales resultados del sector forestal y stock total de toneladas de CO₂ desglosados por municipios. Se puede observar que se posee 2,3 millones de t CO₂ en stock, junto con una fijación anual positiva de 59,3 miles de t CO₂ anuales.

La fijación de CO₂ anual ha sido utilizada en algunos casos como argumento para defender que una región o país pueda aumentar sus niveles de emisiones de CO₂ a la atmósfera, debido a que ha logrado fijar un mayor volumen superior. Este argumento es erróneo debido a que en una problemática como la actual, en la que ya existen unos niveles excesivos de GEI en la atmósfera que han originado un cambio climático. Cualquier incremento de las emisiones tomando como argumento un incremento en la fijación de CO₂ anual, únicamente serviría para agravar el problema. La fijación de carbono es temporal y depende del ciclo de vida de los árboles y de los usos posteriores de la biomasa. Por otra parte los incendios forestales provocan una pérdida masiva del carbono almacenado.

Únicamente la fijación mantenida en el tiempo permite compensar el balance de carbono de las actividades humanas, entre ellas las agrícolas y ganaderas. La gestión forestal se realiza para alcanzar distintos objetivos como la fijación de CO₂, la obtención de beneficios económicos de la madera y otros productos asociados, el mantenimiento y renovación de la masa arbolada, los servicios de los ecosistemas y del paisaje, por lo tanto la fijación de carbono es sólo un componente de la gestión.

Los mayores flujos de fijación de carbono se localizan en los municipios de Nueno, Arguis, Alcubierre, Sabiñanigo, Lanaja y Sariñena. Todos ellos están situados en el suroeste o el norte de la cuenca, como se observa en el mapa de localización de los bosques. La fijación anual se sitúa en algo más de 59.000 toneladas, de las que el 84 por cien corresponden a los seis municipios mencionados. Los municipios de Perdiguera, Monegrillo y Loporzano se encuentran en las zonas de elevada densidad de masas arbóreas,

Figura 4.3. Mapa de localización de masas forestales en la Cuenca del Flumen.



con sistemas forestales importantes, pero la fijación de carbono es muy débil al tratarse de una zona con poco caudal de precipitaciones anuales con una población forestal compuesta por sabinas y pino carrasco viejo que han alcanzado todo su potencial natural de crecimiento. La fijación de carbono en zonas como estas puede ser incrementada únicamente por aportes de agua externos como una medida de gestión forestal con el objetivo de maximizar el carbono fijado.

4.4 Resumen y conclusiones

En este capítulo se examinan las emisiones y captura de gases de efecto invernadero y se plantean políticas de mitigación para reducir las emisiones y para aumentar la captura de este tipo de gases. El análisis se lleva a cabo en la cuenca del Flumen diferenciando los sectores primarios de actividad agrícola, ganadera y forestal.

El sector agrícola y el sector ganadero son sectores emisores de este tipo de gases. En las actividades de cultivo del sector agrícola se evalúan las emisiones directas de óxido nítrico de los fertilizantes utilizados en el abonado de los cultivos, y las emisiones indirectas de óxido nítrico procedentes del lixiviado y escorrentía de nitrógeno. En las actividades ganaderas se evalúan las emisiones directas de metano provenientes de la fermentación entérica de los animales, y las emisiones indirectas de óxido de nitrógeno provenientes del manejo de los estiércoles. El sector forestal es un sector que fija el carbono de la atmósfera en la biomasa de los árboles. La diferencia entre las emisiones y capturas de GEI viene dada por el balance de carbono, que indica la situación en la que se encuentra el sector primario de la cuenca. El resultado de la diferencia entre emisiones y capturas en la cuenca es 205.000 t CO₂ equivalente netas emitidas a la atmósfera. De ellas 101.000 son generadas por el sector agrario y 163.000 por el sector ganadero, mientras que el sector forestal captura 60.000 t CO₂ equivalente. A nivel municipal, 33 municipios tienen emisiones netas y 12 tienen capturas netas. Entre los emisores destacan Robles, Lanaja, Huesca, Lalueza, y en especial Grañen y Sariñena, con emisiones netas por encima de las 10.000 toneladas, que alcanzan las 30.000 toneladas en el caso de Grañen y Sariñena. Los municipios con capturas netas son Arguís y Nueno, con capturas superiores a las 10.000 toneladas.

Los efectos de distintas políticas de reducción de la contaminación se han examinado en los sectores primarios de la cuenca del Flumen. En el sector agrícola se examinan las políticas de reducción de la contaminación difusa por nitratos que ya se han analizado en el capítulo 3. El sector ganadero tiene un elevado número de explotaciones que generan un volumen significativo de emisiones. Los nitratos procedentes del sector ganadero deben utilizarse como abonado en el sector agrario, con el fin de reducir las emisiones de GEI y la contaminación de los cursos de agua.

Las masas forestales capturan carbono de la atmósfera, y las políticas de mitigación del cambio climático incluyen el incremento de la fijación de carbono en las masas arbóreas y la vegetación. La gestión de las masas forestales se rige por criterios distintos del aumento

de la captura de carbono, y se ha examinado el incremento de carbono capturado que se obtendría al realizar una gestión de bosques orientada a la fijación de carbono.

Los resultados de las políticas analizadas son los siguientes. En el sector agrícola, la contaminación por lixiviado de nitrógeno es superior a la contaminación óptima que tiene en cuenta los costes de daño medioambiental. El bienestar social aumenta al introducir medidas de control de la contaminación. Ahora bien, un umbral de reducción demasiado elevado provocaría una caída del bienestar social por debajo de la situación actual.

La reducción óptima de contaminación es distinta para cada cultivo, con respuestas diferentes según la política que se implementa. Las políticas que alcanzan un mayor bienestar social cercano a los 9,59 millones de Euros, son las que incorporan la heterogeneidad de los cultivos, como el escenario de medidas heterogéneas o el escenario de límite conjunto.

La pérdida de renta de los agricultores es moderada en todos los escenarios de política, entre el 2 y el 5 por cien. La pérdida mayor de renta del 5 por cien corresponde al establecimiento de un umbral de reducción de la contaminación del 20 por cien, por encima del umbral óptimo del 15 por cien. Estas pérdidas moderadas se explican porque el maíz es un cultivo de elevado beneficio económico en la zona, que puede internalizar el coste del daño medioambiental sin una reducción significativa de la renta de los agricultores.

La implantación de un límite conjunto tiene costes para los agricultores (caída de renta) similares al de la medida homogénea del 12 por cien. Los costes para los agricultores del límite conjunto son inferiores a los de medidas heterogéneas. Otra ventaja del límite conjunto es que los costes para el regulador de implementar y controlar el límite conjunto son muy inferiores a los costes de implementar y controlar límites individuales. Ahora bien, la medida de límite conjunto requiere de la cooperación de los agricultores para llevarse a cabo, y conseguir la cooperación no es tarea fácil.

Una opción alternativa a los umbrales de reducción de la contaminación sería introducir un impuesto sobre las emisiones con una tasa igual al coste del daño medioambiental. Esta medida reduce la contaminación pero supone una caída del 25 por cien de la renta de los agricultores y el cierre de algunas explotaciones. Los agricultores evitarán esta medida del tipo “quien contamina paga”, y preferirán los límites de contaminación conjuntos o individuales. El tipo de medida “quien contamina paga” no tiene sentido con la contaminación difusa, porque tanto el impuesto sobre contaminación como los límites de contaminación necesitan de la cooperación de los agricultores. Es imposible que los

agricultores cooperen con el impuesto a la contaminación que supone para ellos un coste cinco veces mayor que el límite de emisiones. Además el impuesto de contaminación no es equitativo porque su coste es desproporcionado en comparación con los límites de emisiones.

El sector ganadero en Aragón se caracteriza por una elevada densidad de explotaciones ganaderas de porcino que dificulta el cumplimiento de la normativa medioambiental. Para cumplir esta normativa, los purines y estiércoles de la ganadería han de utilizarse como abonado orgánico para mitigar la contaminación medioambiental. Los purines y estiércoles son aportados gratuitamente por los ganaderos, pero los costes de transporte, almacenado y aplicación limitan su utilización como abonado a distancias relativamente pequeñas.

El análisis de la generación de purines y su utilización se realiza a escala agregada para toda la cuenca, y a escala municipal. Para ello se comprueba la adecuación de la oferta de las explotaciones ganaderas a la demanda efectiva de las explotaciones de cultivo en el entorno cercano. La colocación de la oferta de purines se analiza para tres casos: i) sin limitación de abonado orgánico en los cultivos sobre el abonado total; ii) con las limitaciones que establece la Directiva de Nitratos, una general de 210 kg N/ha para abonado orgánico y otra específica de 170 kg N/ha en las zonas declaradas vulnerables; y iii) un caso más realista que consiste en cumplir los límites de la Directiva de Nitratos junto con un uso efectivo de abonado orgánico del 25-30 por cien respecto al abonado total.

En el primer caso, el menos restrictivo, la demanda agregada de abonado (13.860 tN) supera la oferta de purines (12.070 tN) a nivel de cuenca. A nivel municipal aparecen desajustes en 15 municipios que no pueden absorber su producción de purines, con excedentes entre 3 y 417 tN. Este caso ya requiere algún mecanismo como subvenciones que faciliten la utilización de purines como abonado en explotaciones ubicadas a mayor distancia en otros municipios. También se han considerado las plantas de tratamiento de purines para reducir las emisiones de óxido nitroso, a la vez que se captura el metano como fuente de energía. Estas plantas de tratamiento tienen un coste muy elevado y requieren cuantiosas subvenciones.

En el segundo caso, con el límite general de 210 kg N/ha y el límite de zonas vulnerables de 170 kg N/ha, la demanda agregada de nitrógeno en la cuenca (13.000 tN) sigue estando por encima de la oferta de purines (12.070 tN) en la cuenca, pero se observan mayores excedentes de purines en los municipio que no pueden absorber sus explotaciones de cultivo.

En el tercer caso de un uso efectivo de purines del 25-30 por cien del abonado total, la demanda agregada de la cuenca no puede absorber la oferta de purines, y aparecen excedentes en 33 de los 37 municipios. Por tanto, la oferta de purines de la ganadería se sitúa muy por encima de la capacidad real de absorción de la agricultura, y las explotaciones ganaderas no pueden colocar los purines como abonado orgánico para cumplir la normativa medioambiental.

En consecuencia, el problema de la contaminación por purines requiere medidas adicionales. Smith et al. (2007) enumeran distintas propuestas de gestión del estiércol, como cubrir los depósitos de estiércol, desecado del estiércol, tratamiento del estiércol para reducir las emisiones de óxido nítrico y captura de las emisiones de metano como fuente de energía, y utilizar el estiércol como sustituto del abonado mineral.

En la zona podrían utilizarse subvenciones para el transporte de purines a zonas alejadas con menor densidad ganadera, la subvención de plantas de tratamiento de purines que reduzcan las emisiones de óxido nítrico y generen energía con la captura de metano, o bien reducir la densidad de la cabaña de porcino y asumir las pérdidas de renta de la población rural. La gran concentración de purines es difícil de solucionar por el coste elevado del transporte del estiércol a zonas distantes como abonado, y porque las plantas de tratamiento no tienen suficiente rentabilidad de mercado. Ambas medidas, el transporte de estiércol y las plantas de tratamiento requieren subvenciones significativas para su funcionamiento.

Las experiencias en la construcción de plantas de tratamiento de purines en la cuenca del Matarraña muestran el problema. Las plantas no pueden funcionar sin subvenciones, ya que el coste de inversión y operación está por encima de los 6 €/m³ de purín, y se ha establecido una tasa de 2,7 €/m³ que los ganaderos no están dispuestos a pagar. La regulación que justifica la construcción de estas plantas de tratamiento de purines es la Directiva de Nitratos, pero los ganaderos sólo utilizan las plantas de tratamiento como último recurso, y evitan pagar el elevado coste de la tasa por entregar purín. La solución de utilizar purines como abonado tampoco es rentable económicamente cuando la distancia de la granja supera los 10 kilómetros hasta el campo de abonado (Iguacel et al., 2007). En algunos municipios de la zona del Matarraña se alcanza un excedente de nitrógeno superior a los 400 kg/ha, por lo que también son necesarias subvenciones para el transporte a zonas con déficit de nitrógeno. En todo caso, el tamaño de las subvenciones indica que es mucho más razonable subvencionar el transporte para abonado, que subvencionar plantas de tratamiento de coste desproporcionado.

Por último, se ha evaluado la contribución del sector forestal a la captura del carbono de la atmósfera. La utilización de las masas forestales como sumidero de carbono tiene una función importante en las políticas de mitigación del cambio climático. El actual abandono de los bosques conlleva un aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios, que se agudizará por los efectos del cambio climático.

Una gestión silvícola alternativa con los objetivos de aumentar la biomasa y capturar carbono permitiría potenciar la faceta de sumidero de los bosques. Para ello se han examinado la gestión de cuatro especies predominantes de la zona. Los resultados muestran que es posible aumentar de forma sustancial el carbono fijado por las masas forestales de la cuenca, pero con un potencial de mejora claramente diferente entre especies. En la especie predominante, *Pinus halepensis*, se consigue un aumento de hasta el 70 por cien, mientras que en *Pinus nigra* el incremento es únicamente del 6 por cien. Los resultados indican que es importante concentrar los esfuerzos de cambio de gestión en las especies con mayores posibilidades de captura. Otro hecho importante es la diferencia de resultados según el tipo de gestión, incluso para la misma especie, ya que algunos tipos de gestión no consiguen fijar carbono o disminuyen la fijación. Esto indica que las herramientas de gestión de bosques deben estar basadas en un conocimiento adecuado de la zona y de la variedad involucrada. El incremento porcentual medio de captura de carbono, ponderado por la ocupación se sitúa en el 46 por cien, lo que indica que las posibilidades de mejora de la gestión de bosques como sumidero.

4.5 Referencias bibliográficas

- Comisión Europea. 1991. Directiva del consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura Doce 375/L. Official Journal of the European Union. Luxemburgo.
- Daudén, A.; Teresa, M. y Siegler, C.M. Proyecto demostrativo de gestión colectiva del purín en Aragón. Ed. SODEMASA Coord. Impreso en Talleres Editoriales Cometa, S.A.
- Environment European Agency (EEA). 2006. Annual European community greenhouse gas inventory 1990-2004 and inventory report 2006. Technical report 6. EEA. Copenhagen.
- FAO, Food and Agriculture Organization. 2011. Climate Change, Water and Food Security. FAO Water Reports No 36. FAO. Roma.
- Gobierno de Aragón. 2008. Informe final del estudio sobre la funcionalidad de la vegetación leñosa de Aragón como sumidero de CO₂. Unidad de Recursos Forestales. CITA. Gobierno de Aragón. Zaragoza.
- Gobierno de Aragón. 2009a. Estrategia aragonesa de cambio climático y energías limpias. Departamento de Medioambiente. Zaragoza.
- Houghton J. 2001. The science of global warming. *Interdisciplinary Science Reviews*, 26(4): 247-257.
- Iguacel, F., Yagüe, M., Orús, F. y Quílez, D. 2007. Estimación de costes de sistemas y equipos de aplicación de purín. *Informaciones Técnicas* 178. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Departamento de Agricultura y Alimentación. DGA. Zaragoza.
- Instituto Nacional de Estadística. 2011. Censo Agrario 2009. Madrid.
- Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). 1996. Climate Change 1995: impacts, adaptation and mitigation of climate change: scientific-technical analyses. Contribution of working group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Londres.

-
- Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). 2001. Cambio Climático 2001: la base científica (Resumen Técnico), Contribución del grupo de trabajo I al tercer informe de evaluación del IPCC.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Ginebra.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat. Ginebra.
- Kahil M.T. 2011. Instrumentos de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático en la Agricultura de Aragón. Tesis de Máster en Planificación Integrada para el Desarrollo Rural y la Gestión del Medioambiente. CIHEAM.
- Lecina S., D. Isidoro. E. Playan y R. Aragüés. 2010. Irrigation Modernization in Spain: Effects on Water Quantity and Quality – A conceptual Approach. *International Journal of Water Resources Development*, 26(2), 265-282.
- Mema M. 2006. Las políticas de control de la contaminación difusa en el valle medio del Ebro. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza. Zaragoza.
- Mema M. y J. Albiac. 2004. Costes del agua de uso agrario en la cuenca del Ebro. Documento interno. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. 2014. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero. 1990-2010. Resumen de resultados. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM). 2008. Subdirección General de Estadística. Encuestas Ganaderas. Memoria 2008. Madrid.
- Orus F. (Coordinador). 2006. Fertilización nitrogenada: Guía de actualización. Informaciones Técnicas, Número extraordinario. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Dirección General de Desarrollo Rural. Zaragoza.

- Orus F. 2003. Estiércoles, nitrógeno y cargas ganaderas: Criterios para la valoración del contenido de nitrógeno de los estiércoles, según la Unión Europea. Informaciones técnicas no123. Servicio de Formación y Extensión Agraria. Dirección General de Tecnología Agraria. Zaragoza.
- Orus F, D. Quilez y J. Betran. 2000. El Código de buenas prácticas agrarias (I): Fertilización nitrogenada y contaminación por nitratos. Informaciones técnicas no93. Servicio de Formación y Extensión Agraria. Dirección General de Tecnología Agraria. Zaragoza.
- Sierra I. 2005. El sector porcino en Aragón. Problemática técnica, económica y ambiental. Prensas Universitarias de Zaragoza. Zaragoza.
- Schneider U., B. McCarl, y E. Schmid. 2007. Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Agricultural Systems*, 94: 128-140.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M. y Smith, J. 2007. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363: 789-813.
- Terceiro Lomba, J. 2008. Economía del Cambio Climático. Segunda Edición. Ed. Taurus, Madrid.
- World Resources Institute. 2006. WRI Annual Report 2006. Ed. Rich Barnett. Washington.

Anexo

Cuadro A.1. Distribución de la superficie regada por sistemas de riego y municipio (has).

Municipio	Aspersión	Goteo	Gravedad	Total
Albalatillo	0	5	257	262
Albero Alto	68	5	51	123
Albero Bajo	1.114	145	0	1.259
Alberuela de Tubo	234	318	606	1.158
Alcubierre	168	121	53	342
Alerre	11	0	3	14
Almuniente	0	8	2.623	2.631
Arguís	0	0	6	6
Banastás	0	11	8	19
Barbués	0	218	1.143	1.361
Caldearenas	0	21	0	21
Capdesaso	269	203	337	809
Chimillas	0	0	25	25
Grañén	5.565	0	1.584	7.149
Huerto	3.577	133	583	4.293
Huesca	733	79	2.633	3.445
Igriés	0	1	5	6
Lalueza	1.874	1.453	1.524	4.852
Lanaja	432	406	3.837	4.675
Loporzano	0	0	68	68
Monflorite-Lascasas	42	0	1.291	1.333
Nueno	112	0	99	211
Piracés	514	65	0	579
Poleñino	597	0	1.667	2.264
Quicena	0	189	4	193
Robles	406	3	1.077	1.485
Sabiñánigo	1	48	161	210
Sangarren	985	411	256	1.652
Sariñena	11.650	159	1.553	13.362
Senes de Alcubierre	0	45	327	372
Tardienta	33	0	887	920
Tierz	26	60	218	304
Torralba de Aragón	124	6	1.002	1.132
Torres de Barbués	19	0	1.066	1.085
Tramaced	804	0	50	854
Vicién	200	0	358	558
Sotonera (la)	153	117	249	518
Total Cuenca	29.712	4.229	25.609	59.550

El cambio climático en el sector agrario: emisiones de GEI, escasez de agua y sequías, y políticas de mitigación y adaptación

Cuadro A.2. Superficie de cultivos herbáceos en regadío por municipio en la Cuenca (has).

Municipio	Cebada	Alfalfa	Maíz	Trigo	Arroz	Otros cultivos	Total
Albalatillo	36	30	97	59		30	252
Albero Alto	51	29	43	0		0	123
Albero Bajo	436	496	169	43	34	81	1.259
Alberuela de Tubo	150	332	178	150	87	254	1.151
Alcubierre	232	45	44	21		0	342
Alerre	14					0	14
Almuniente	493	931	249	647	163	140	2.623
Arguís	6	0				0	6
Banastás	3	8	8			0	19
Barbués	548	290	71	141	217	94	1.361
Caldearenas	9	1		8		3	21
Capdesaso	78	70	198	49	203	206	804
Chimillas	0	0	4	12		9	25
Grañén	2.172	1.357	1.482	814	582	709	7.116
Huerto	1.294	833	956	323	157	722	4.285
Huesca	2.157	566	162	278	51	214	3.428
Igriés	5	0				0	5
Lalueza	921	971	639	746	614	941	4.832
Lanaja	1.816	1.785	308	260	38	453	4.660
Loporzano	30	25	10	0		1	66
Monflorite-Lascasas	596	342	42	201		149	1.330
Nueno	168	9	19	0		4	200
Piracés	170	142	145	11		110	578
Poleñino	921	428	272	294	141	206	2.262
Quicena	98	39		44		10	191
Robles	669	487	91	33	4	198	1.482
Sabiñánigo	65	76	12	37		20	210
Sangarren	904	121	80	127	220	12	1.464
Sariñena	3.544	3.004	2.761	462	188	3.403	13.362
Senes de Alcubierre	113	96	38	72	21	31	371
Tardienta	345	257	86	105	35	86	914
Tierz	57	102	53	77		13	302
Torralba de Aragón	318	442	111	138	82	41	1.132
Torres de Barbués	184	395	73	190	100	141	1.083
Tramaced	239	155	148	233	49	30	854
Vicién	210	126	52	25	100	44	557
Sotonera (la)	311	53	47	42		0	453
Total Cuenca	19.363	14.043	8.648	5.642	3.086	8.355	59.137

Cuadro A.3. Superficie de cultivos leñosos en regadío por municipio en la Cuenca (has).

Municipio	Olivar	Almendro	Melocotonero	Otros cultivos	Total
Albalatillo	9			1	10
Albero Alto	0	0		0	0
Albero Bajo	0			0	0
Alberuela de Tubo	6	0		1	7
Alcubierre	0	0		0	0
Alerre	0	0		0	0
Almuniente	1	0	1	6	8
Arguís				0	
Banastás	0	0		0	0
Barbués		0		0	0
Caldearenas				0	
Capdesaso	3	1		1	5
Chimillas	0	0		0	0
Grañén	3	29		1	33
Huerto	2	4		2	8
Huesca	12	3		2	17
Igríes	1	0		0	1
Lalieza	5	8	1	6	20
Lanaja	9	4	1	1	15
Loporzano	1	0		1	2
Monflorite-Lascasas	2	0		1	3
Nueno	3	7		1	11
Piracés	0	1		0	1
Poleñino	2	0		0	2
Quicena	2			0	2
Robles	1	1		1	3
Sabiñánigo				0	0
Sangarren				0	
Sariñena	79	24	65	20	188
Senes de Alcubierre	1	0		0	1
Tardienta	1	1	0	4	6
Tierz	1	0		1	2
Torralba de Aragón				0	
Torres de Barbués	1	1		0	2
Tramaced	0	0		0	0
Vicién		1		0	1
Sotonera (la)	12	14		39	65
Total Cuenca	157	99	68	89	413

Cuadro A.4. Superficie de cultivos herbáceos en secano por municipio en la Cuenca (has).

Municipio	Cebada	Trigo	Otros cultivos	Total
Albalatillo		0	3	3
Albero Alto	1.336	26	0	1.362
Albero Bajo	446	37	15	498
Alberuela de Tubo	11	1	3	15
Alcubierre	3.060	22	5	3.087
Alerre	525		58	583
Almuniente	57	3	1	61
Arguís	123		13	136
Banastás	366		3	369
Barbués	80	0	3	83
Caldearenas	346	333	143	822
Capdesaso	75	0	0	75
Chimillas	774	15	8	797
Grañén	780	23	36	839
Huerto	1.498	13	38	1.549
Huesca	5.504	350	259	6.113
Igriés	974		14	988
Lalueza	29	3	14	46
Lanaja	3.162	91	67	3.320
Loporzano	3.687	95	334	4.116
Monflorite-Lascasas	893	0	19	912
Nueno	792	2	58	852
Piracés	740	1	36	777
Poleñino	39	3	29	71
Quicena	180	0	2	182
Robles	1.351	2	56	1.409
Sabiñánigo	1.330	946	890	3.166
Sangarren	549	0	1	550
Sariñena	1.260	183	81	1.524
Senes de Alcubierre	452	46	23	521
Tardienta	1.872	119	91	2.082
Tierz	118	0	13	131
Torralba de Aragón	440	37	2	479
Torres de Barbués	2	0	4	6
Tramaced	111	0	2	113
Vicién	467	0	1	468
Sotonera (la)	7.010	586	682	8.278
Total Cuenca	40.439	2.937	3.007	46.383

Cuadro A.5. Superficie de cultivos leñosos en secano por municipio en la Cuenca (has).

Municipio	Almendra	Olivar	Otros cultivos	Total
Albalatillo		1	0	1
Albero Alto	1	2	1	4
Albero Bajo		1	0	1
Alberuela de Tubo	2	2	0	4
Alcubierre	30	40	28	98
Alerre	7	1	5	13
Almuniente	1	0	1	2
Arguís			0	
Banastás	2	1	4	7
Barbués	4		0	4
Caldearenas			0	
Capdesaso	0	0	0	0
Chimillas	8	1	2	11
Grañén	20	8	1	29
Huerto	27	21	1	49
Huesca	182	40	14	236
Igriés	49	15	9	73
Lalueza	2	11	4	17
Lanaja	123	76	19	218
Loporzano	372	122	35	529
Monflorite-Lascasas	8	0	0	8
Nueno	256	20	6	282
Piracés	1	9	0	10
Poleñino	3	2	3	8
Quicena		1	1	2
Robles	18	1	44	63
Sabiñánigo			0	0
Sangarren	17	56	6	79
Sariñena			0	
Senes de Alcubierre	8	0	1	9
Tardienta	23	7	20	50
Tierz	9	1	1	11
Torralba de Aragón			0	
Torres de Barbués	3	0	0	3
Tramaced	3	4	0	7
Vicién	0		0	0
Sotonera (la)	803	121	55	979
Total Cuenca	1.982	564	261	2.807

Cuadro A.6. Emisiones directas e indirectas por grupos de cultivo en la Cuenca.

Municipio	Emisiones directas N ₂ O (t CO ₂ eq)					Emisiones indirectas N ₂ O (t CO ₂ eq)				
	Regadío		Secano		Total	Regadío		Secano		Total
	herbáceos	leñosos	herbáceos	leñosos		herbáceos	leñosos	herbáceos	leñosos	
Albalatillo	325	6	1	0	332	231	3	0	0	235
Albero Alto	140	0	609	1	750	68	0	127	0	195
Albero Bajo	931	0	217	0	1.148	436	0	45	0	481
Alberuela de Tubo	935	4	7	1	946	564	2	1	0	568
Alcubierre	360	0	1.387	30	1.777	149	0	288	6	444
Alerre	13	0	262	4	279	4	0	54	1	60
Almuniente	2.499	1	27	1	2.528	1.464	1	6	0	1.471
Arguís	7	0	61	0	68	3	0	13	0	15
Banastás	24	0	166	2	192	18	0	35	0	53
Barbués	1.350	0	37	1	1.389	683	0	8	0	691
Caldearenas	20	0	306	0	327	9	0	65	0	74
Capdesaso	753	2	34	0	789	410	1	7	0	418
Chimillas	22	0	356	3	382	14	0	74	1	89
Grañén	6.475	19	373	8	6.876	2.892	11	78	2	2.982
Huerto	3.584	3	695	15	4.297	1.621	2	145	3	1.771
Huesca	3.366	8	2.686	66	6.127	1.430	5	560	14	2.009
Igriés	6	1	445	21	472	2	0	92	4	100
Lalueza	4.045	8	20	6	4.078	1.996	5	4	1	2.006
Lanaja	3.912	8	1.479	64	5.463	2.089	5	308	14	2.415
Loporzano	68	1	1.833	151	2.053	40	0	381	32	455
Monflorite-Lascasas	1.182	1	411	2	1.596	572	1	85	0	658
Nueno	206	6	383	76	672	80	4	80	17	180
Piracés	455	0	350	3	809	215	0	73	1	288
Poleñino	2.209	1	31	2	2.244	1.055	1	6	0	1.063
Quicena	186	1	82	1	269	83	1	17	0	101
Robles	1.181	1	634	18	1.833	571	1	132	4	707
Sabiñánigo	182	0	1.239	0	1.420	99	0	261	0	360
Sangarren	1.426	0	248	26	1.699	567	0	52	5	624
Sariñena	9.544	120	652	0	10.316	4.452	72	136	0	4.660
Senes de Alcubierre	367	1	226	2	596	206	0	47	1	254
Tardienta	865	1	915	14	1.795	470	1	191	3	665
Tierz	310	1	59	3	372	190	0	12	1	203
Torralba de Aragón	1.050	0	209	0	1.259	593	0	44	0	636
Torres de Barbués	898	1	3	1	902	519	1	1	0	521
Tramaced	802	0	51	2	855	318	0	11	0	329
Vicién	515	1	211	0	727	239	0	44	0	283
Sotonera (la)	495	14	3.613	270	4.391	207	8	753	59	1.027
Total Cuenca	50.707	210	20.318	794	72.029	24.558	126	4.234	172	29.090

Cuadro A.7. Necesidades de abonado de nitrógeno por municipios en la Cuenca (t N).

Municipio	Regadío		Secano		Total
	Herbáceos	Leñosos	Herbáceos	Leñosos	
Albalatillo	61	1	0	0	63
Albero Alto	24	0	104	0	128
Albero Bajo	174	0	37	0	211
Alberuela de Tubo	208	1	1	0	210
Alcubierre	61	0	237	5	303
Alerre	2	0	44	1	47
Almuniente	453	1	5	0	459
Arguís	1	0	10	0	11
Banastás	4	0	28	0	33
Barbués	249	0	6	0	255
Caldearenas	4	0	50	0	54
Capdesaso	168	1	6	0	174
Chimillas	6	0	61	1	67
Grañén	1.241	3	63	1	1.308
Huerto	749	1	118	3	871
Huesca	616	2	455	11	1.084
Igríes	1	0	76	4	80
Lalueza	870	2	3	1	876
Lanaja	754	2	252	11	1.019
Loporzano	12	0	308	26	346
Monflorite-Lascasas	230	0	70	0	301
Nueno	36	1	65	13	115
Piracés	99	0	59	1	159
Poleñino	416	0	5	0	422
Quicena	34	0	14	0	48
Robles	239	0	107	3	350
Sabiñánigo	35	0	198	0	233
Sangarren	246	0	42	4	293
Sariñena	2.277	23	110	0	2.410
Senes de Alcubierre	69	0	38	0	107
Tardienta	164	1	155	2	322
Tierz	55	0	10	1	66
Torralba de Aragón	187	0	36	0	223
Torres de Barbués	180	0	0	0	181
Tramaced	143	0	9	0	152
Vicién	96	0	36	0	133
Sotonera (la)	85	7	607	46	745
Total Cuenca	10.250	47	3.426	135	13.858

Cuadro A.8. Necesidades de abonado de nitrógeno orgánico con límites por ha (t N).

Municipio	Regadío		Secano		Total
	Herbáceos	Leñosos	Herbáceos	Leñosos	
Albalatillo	48	1	0	0	49
Albero Alto	21	0	104	0	125
Albero Bajo	163	0	37	0	200
Alberuela de Tubo	188	1	1	0	190
Alcubierre	59	0	237	5	301
Alerre	2	0	44	1	47
Almuniente	419	1	5	0	424
Arguís	1	0	10	0	11
Banastás	3	0	28	0	31
Barbués	239	0	6	0	245
Caldearenas	4	0	50	0	54
Capdesaso	151	1	6	0	157
Chimillas	4	0	61	1	66
Grañén	1.145	3	63	1	1.212
Huerto	687	1	118	3	809
Huesca	519	2	455	11	987
Igriés	1	0	76	4	80
Lalueza	825	2	3	1	832
Lanaja	716	2	252	11	980
Loporzano	10	0	308	26	345
Monflorite-Lascasas	225	0	70	0	295
Nueno	35	1	65	13	113
Piracés	89	0	59	1	149
Poleñino	394	0	5	0	400
Quicena	34	0	14	0	48
Robles	231	0	107	3	341
Sabiñánigo	33	0	198	0	232
Sangarren	241	0	42	4	287
Sariñena	2.098	23	110	0	2.231
Senes de Alcubierre	63	0	38	0	102
Tardienta	153	1	155	2	311
Tierz	49	0	10	1	59
Torralba de Aragón	173	0	36	0	209
Torres de Barbués	170	0	0	0	171
Tramaced	133	0	9	0	142
Vicién	93	0	36	0	129
Sotonera (la)	70	7	607	46	731
Total Cuenca	9.487	47	3.426	135	13.095

Cuadro A.9. Necesidades de abonado de nitrógeno orgánico, producción de nitrógeno orgánico y exceso de nitrógeno en el supuesto de utilización del 30% del abonado.

Municipio	Nitrógeno necesario sector agrario	Nitrógeno producido sector ganadero	Exceso de nitrógeno orgánico
Albalatillo	49	390	375
Albero Alto	125	99	61
Albero Bajo	200	122	62
Alberuela de Tubo	190	598	541
Alcubierre	301	650	560
Alerre	47	64	50
Almuniente	424	507	380
Arguís	11	100	97
Banastás	31	18	8
Barbués	245	229	156
Caldearenas	54	50	33
Capdesaso	157	36	-11
Chimillas	66	57	37
Grañén	1.212	1.120	756
Huerto	809	223	-20
Huesca	987	486	190
Igriés	80	83	59
Lalueza	832	947	697
Lanaja	980	1.401	1.107
Loporzano	345	145	42
Monflorite-Lascasas	295	125	36
Nueno	113	87	53
Piracés	149	379	334
Poleñino	400	275	155
Quicena	48	11	-3
Robles	341	767	664
Sabiñánigo	232	317	247
Sangarren	287	266	180
Sariñena	2.231	1.053	384
Senes de Alcubierre	102	61	31
Tardienta	311	205	112
Tierz	59	110	92
Torralba de Aragón	209	305	242
Torres de Barbués	171	153	102
Tramaced	142	263	220
Vicién	129	38	-1
Sotonera (la)	731	334	115
Total Cuenca	13.095	12.072	8.144

Cuadro A.10. Emisiones de CH₄ de la Fermentación Entérica (t CO₂ eq)

Municipio	Ovino	Caprino	Bovino	Porcino
Albalatillo			6.459	169
Albero Alto				258
Albero Bajo	182		1.254	115
Alberuela de Tubo	1.139	36	3.316	106
Alcubierre	645	4	335	1.555
Alerre	562	5		25
Almuniente	461		238	855
Arguís			404	
Banastás	19			
Barbués	224			229
Caldearenas	825	15	212	20
Capdesaso	31		501	42
Chimillas	129			
Grañén	1.498	15	12.281	1.576
Huerto	237	7	369	403
Huesca	1.175	4	4.679	553
Igriés	123	8	596	149
Lalieza	2.055	19	6.118	1.150
Lanaja	1.689	21	2.517	1.247
Loporzano	1.584	39	547	88
Monflorite-Lascasas	114		2.159	109
Nueno	1.194	59	518	28
Piracés			3.419	218
Poleñino	48		1.291	566
Quicena	185	1	6	0
Robles	2.203	9	2.886	1.479
Sabiñánigo	4.510	139	2.211	115
Sangarren	294	2	1.404	184
Sariñena	4.660	39	7.573	1.499
Senes de Alcubierre			581	106
Tardienta	1.824	21	1.440	199
Tierz	84		521	101
Torralba de Aragón	932	12	329	109
Torres de Barbués	274		1.237	239
Tramaced	278		4.805	202
Vicién	550		424	
Sotonera (la)	4.307	3	850	331
Total Cuenca	34.034	458	71.480	14.025

Cuadro A.11. Emisiones de N₂O del manejo de estiércol (t CO₂ eq)

Municipio	Ovino	Caprino	Bovino	Porcino
Albalatillo			2.121	28
Albero Alto				43
Albero Bajo	66		413	19
Alberuela de Tubo	415	398	1.091	18
Alcubierre	235	42	110	260
Alerre	205	59		4
Almuniente	168		78	143
Arguís			133	
Banastás	7			
Barbués	81			38
Caldearenas	301	165	70	3
Capdesaso	11		165	7
Chimillas	47			
Grañén	546	162	4.034	263
Huerto	86	73	122	67
Huesca	428	42	1.541	92
Igriés	45	82	196	25
Lalueza	749	209	2.002	192
Lanaja	615	231	829	208
Loporzano	577	431	180	15
Monflorite-Lascasas	42		711	18
Nueno	435	640	171	5
Piracés			1.126	36
Poleñino	18		425	94
Quicena	67	9	2	0
Robles	803	104	950	247
Sabiñánigo	1.643	1.523	728	19
Sangarren	107	24	440	31
Sariñena	1.698	424	2.480	250
Senes de Alcubierre			191	18
Tardienta	665	231	474	33
Tierz	30		172	17
Torralba de Aragón	340	127	108	18
Torres de Barbués	100		407	40
Tramaced	101		1.582	34
Vicién	200		140	
Sotonera (la)	1.569	31	280	55
Total Cuenca	12.400	5.007	23.471	2.342

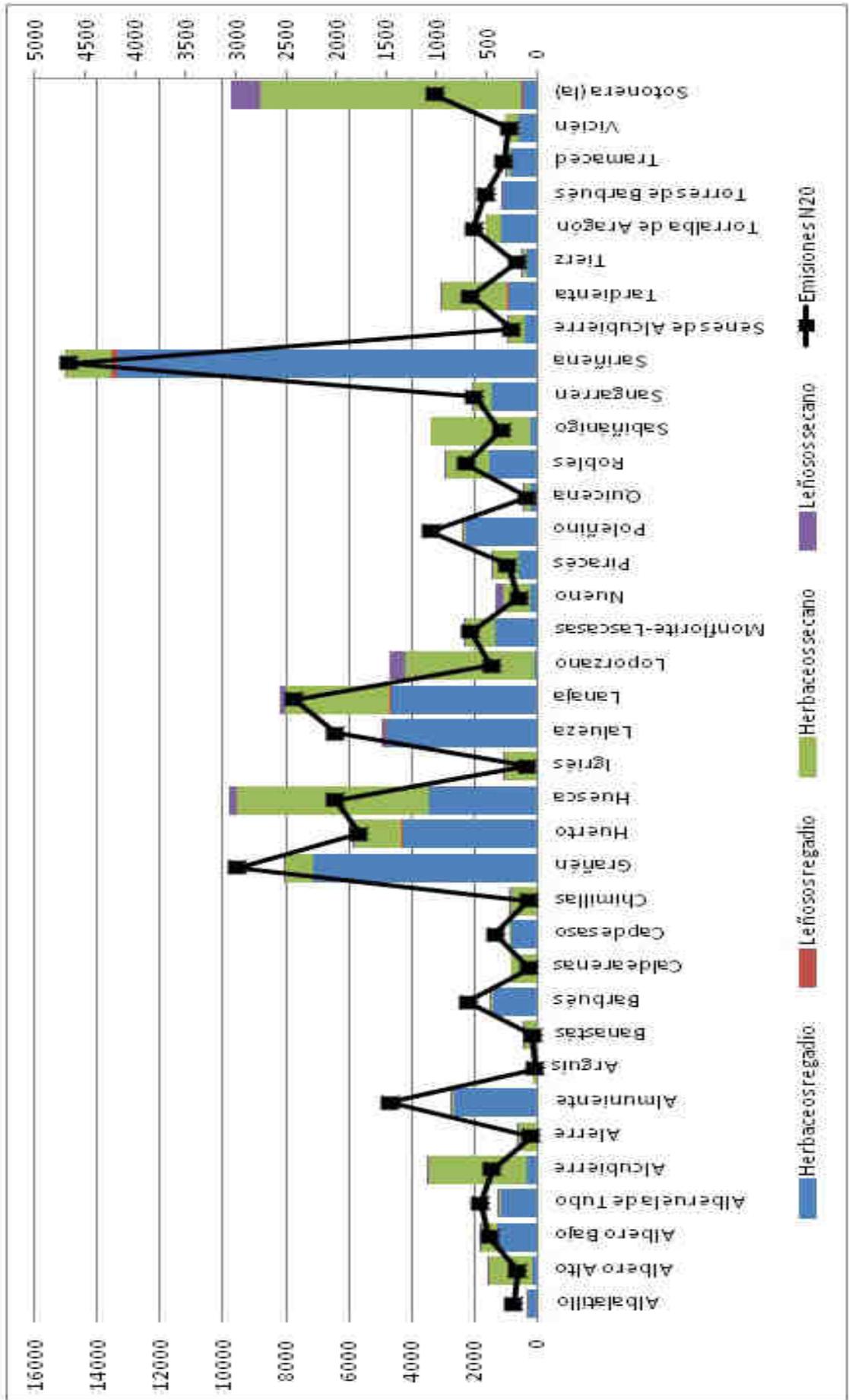
Cuadro A.12. Producción de nitrógeno excretado en estiércol y purín (t N).

Municipio	Ovino	Caprino	Bovino	Porcino	Total
Albalatillo	0	0	233	157	390
Albero Alto	0	0	0	99	99
Albero Bajo	8	0	45	69	122
Alberuela de Tubo	47	3	120	429	598
Alcubierre	27	0	12	611	650
Alerre	23	0	0	41	64
Almuniente	19	0	9	480	507
Arguís	0	0	14	86	100
Banastás	1	0	0	17	18
Barbués	9	0	0	220	229
Caldearenas	34	1	7	8	50
Capdesaso	1	0	18	17	36
Chimillas	5	0	0	52	57
Grañén	62	1	438	618	1.120
Huerto	10	0	13	199	223
Huesca	48	0	167	271	486
Igriés	5	1	21	57	83
Lalueza	85	1	217	644	947
Lanaja	70	2	90	1.240	1.401
Loporzano	65	3	20	57	145
Monflorite-Lascasas	5	0	78	42	125
Nueno	49	4	19	15	87
Piracés	0	0	124	255	379
Poleñino	2	0	46	226	275
Quicena	8	0	0	3	11
Robles	91	1	103	572	767
Sabiñánigo	186	10	77	44	317
Sangarren	12	0	47	206	266
Sariñena	192	3	270	588	1.053
Senes de Alcubierre	0	0	21	41	61
Tardienta	75	2	52	76	205
Tierz	3	0	18	88	110
Torralba de Aragón	38	1	12	254	305
Torres de Barbués	11	0	44	98	153
Tramaced	11	0	174	77	263
Vicién	23	0	15	0	38
Sotonera (la)	177	0	30	127	334
Total Cuenca	1.402	33	2.555	8.083	12.072

Cuadro A.13. Stock y Fijación anual de carbono en masa forestal medidos en t CO₂ equivalentes.

Municipio	Stock t CO₂ eq	Fijación anual t CO₂
Albero Alto	458	14
Albero Bajo	514	13
Alberuela de Tubo	6.241	177
Alcala del Obispo	1.517	54
Alcubierre	219.582	6.219
Alerre	28.553	857
Almudevar	92	4
Almuniente	23.797	590
Arguis	413.030	11.102
Banastas	12.945	378
Barbues	2.100	85
Caldearenas	16.821	512
Capdesaso	37	0
Castejon de Monegros	650	19
Chimillas	1.914	56
Farlete	0	0
Grañen	42.404	1.248
Huesca	53.198	1.743
Igries	57.186	1.086
La Sotonera	12.150	417
Lalueza	5.746	201
Lanaja	118.286	4.118
Leciñena	2.551	0
Loporzano	13.317	89
Monegrillo	70.313	4
Monflorite-Lascasas	1.274	25
Nueno	838.869	20.237
Perdiguera	25.209	0
Piraces	4.333	150
Quicena	584	21
Robres	18.927	621
Sabiñanigo	158.453	4.524
Sariñena	116.342	3.377
Senes de Alcubierre	3.414	93
Sietamo	175	6
Tardienta	17.527	942
Tierz	588	17
Torralba de Aragon	4.920	136
Torres de Barbues	5.412	196
Tramaced	2.430	66
Total general	2.300.342	59.342

Figura A.1. Representación gráfica de la relación establecida en el grupo de cultivo y emisiones contaminantes de óxido nítrico por municipio



Capítulo 5. Resumen y conclusiones

En este capítulo se presentan las principales conclusiones de los temas analizados en la tesis: la asignación de agua en una comunidad de regantes ante escenarios de escasez, el problema de la contaminación difusa por nitratos en la agricultura, y las políticas para la mitigación y adaptación del cambio climático en los subsectores agrícola, ganadero y forestal del sector primario.

La escasez de los recursos hídricos es un problema serio en la mayoría de las cuencas de la península Ibérica. La actual escasez se agravará en las próximas décadas como consecuencia del cambio climático, con el aumento de la temperatura y la evapotranspiración, la disminución de las precipitaciones, y el incremento de la frecuencia y duración de los fenómenos climáticos extremos.

En el capítulo 2 se analizan distintas reglas de reparto de agua examinando sus resultados respecto a la eficiencia y productividad del agua. La regla de reparto de agua actual basada en derechos tradicionales se compara con otras reglas de reparto alternativas, en una comunidad de regantes en situación de escasez de agua. El estudio de la escasez de agua en el regadío tiene importancia por la presión sobre los recursos hídricos de las actividades económicas y del impacto del cambio climático.

Se han estudiado cuatro reglas de reparto de agua: la regla proporcional o situación actual, la regla uniforme, la regla secuencial, y la regla de mercado. Para cada regla de reparto se han simulado dotaciones de agua entre escasez severa ($3.000 \text{ m}^3/\text{ha}$) y una situación sin escasez ($8.000 \text{ m}^3/\text{ha}$). Los principales resultados son los siguientes: en situaciones de ausencia de escasez, los cultivos en riego por aspersión alcanzan el óptimo económico entre 5.000 y $5.500 \text{ m}^3/\text{ha}$, mientras que los cultivos en riego por gravedad alcanzan el óptimo entre 8.000 y $8.500 \text{ m}^3/\text{ha}$. En consecuencia, los cultivos en riego por inundación son los más propensos a generar mayores pérdidas en situaciones de sequía. El factor tipo de suelo no tiene gran influencia en el óptimo económico.

En relación al bienestar social generado por las reglas, la regla actual de reparto es la que proporciona un menor bienestar, mientras que la regla de mercado es la que proporciona el mayor nivel de bienestar en todos los escenarios de dotaciones iniciales. La diferencia de bienestar entre las reglas es mayor bajo escasez moderada (entre 4.500 y $6.000 \text{ m}^3/\text{ha}$) que bajo escasez severa (entre 3.000 y $4.500 \text{ m}^3/\text{ha}$). Por tanto, la ganancia potencial derivada de un cambio de reglas de reparto es significativa en situaciones de escasez severa, cuya frecuencia y duración aumentará con el cambio climático. En

situaciones sin sequía, donde la oferta de agua cubre las necesidades de los cultivos (entre 6.500 y 8.000 m³/ha), las diferencias derivadas del cambio de reglas se reducen considerablemente ya que cualquier regla de reparto proporciona el agua necesaria para los cultivos.

El cambio de una regla proporcional a una regla uniforme genera un aumento significativo del bienestar a partir de dotaciones de 5.500 m³/ha. Este nivel de dotación permite alcanzar el óptimo económico a algunos cultivos generando un excedente de agua que puede reasignarse. La regla uniforme posee mecanismos para reasignar el agua sobrante de los cultivos que alcanzan su óptimo. Para dotaciones menores a ese nivel no existen diferencias entre las reglas proporcional y uniforme bajo ningún escenario.

El cambio de la regla actual a una regla secuencial sirve para que las explotaciones con riego por aspersión alcancen su óptimo económico con menores dotaciones, por lo que aumentos en la dotación disminuyen su productividad marginal por debajo de la productividad marginal de las explotaciones con riego por inundación. El cambio de regla aumenta el bienestar, aunque las explotaciones con riego por aspersión reducen sus beneficios respecto a la regla de reparto actual, lo que podría dificultar el cambio de regla. El aumento del beneficio de las explotaciones con riego por inundación es superior a la pérdida de las explotaciones con riego por aspersión, lo que permitiría compensar a estas últimas para que acepten el cambio de regla. La cuantía mínima de compensación varía según el escenario de dotación inicial.

El cambio a una regla de mercado logra una asignación óptima del recurso. La regla de mercado sirve para maximizar los beneficios individuales y alcanzar el máximo bienestar de todas las explotaciones. El mercado de agua sirve para aumentar los beneficios tanto de los demandantes como de los oferentes del recurso respecto a la regla de reparto actual. Al no existir explotación que se encuentre en peor situación bajo la regla de mercado, no existen incentivos para negarse al cambio de regla y no será necesaria ninguna compensación. El precio de equilibrio del mercado es proporcional al grado de escasez, con una variación entre 41 céntimos €/m³ para dotaciones de 3.000 m³/ha (escasez severa), y los 5 céntimos €/m³ cuando la dotación es 8.000 m³/ha (abundancia).

El problema de la contaminación difusa por lixiviado de nitrógeno en la agricultura se estudia en el capítulo 3. La calidad de las masas de agua es una cuestión tan importante como la cantidad, y un factor significativo es la contaminación difusa proveniente de la agricultura.

El análisis de las medidas para reducir la contaminación difusa presenta grandes

dificultades derivadas del coste prohibitivo que tiene la información sobre las emisiones en el origen (parcela), la complejidad de los procesos de transporte y destino de los contaminantes del origen al ambiente, los incentivos al comportamiento estratégico de los agentes, y los problemas de información asimétrica entre los agentes y el regulador. Por ello es necesario utilizar otros tipos de políticas de control de la contaminación distintas a las de la contaminación puntual, lo que impide aplicar el principio de quien contamina paga.

En el trabajo se plantean tres escenarios para el control de la contaminación: medidas heterogéneas de control, distinguiendo tres umbrales de reducción de contaminación diferentes según cada tipo de suelo (20%, 12%, 8%), medidas homogéneas con un umbral único de reducción de contaminación independiente del tipo de suelo, y un umbral conjunto de reducción del 15% de las emisiones agregadas de la cuenca, correspondiente al precio sombra de la contaminación.

Los resultados indican que existen ventajas en las medidas de control “first-best” (óptimas) que tienen en cuenta la heterogeneidad de las explotaciones. Estas medidas son la medida que incorpora distintos umbrales de contaminación para cada tipo de suelo, o la medida que fija un umbral de reducción del 15 por cien para las emisiones conjuntas de la cuenca. Este tipo de políticas genera mayor bienestar social a un coste moderado de la política en términos de pérdida de renta por parte de los agricultores, alcanzando un nivel óptimo de contaminación para el conjunto de la cuenca.

Las políticas que tienen en cuenta la heterogeneidad de las explotaciones consiguen que las explotaciones más productivas reduzcan sus emisiones en menor proporción que las explotaciones menos productivas, con lo que se logra mantener la renta de la cuenca.

Los resultados de algunos escenarios son similares. Así, el establecimiento de un umbral conjunto de reducción de emisiones agregadas en toda la cuenca es equivalente a aplicar umbrales heterogéneos de reducción por tipo de suelo. La fijación de un umbral conjunto es un instrumento que simplifica y abarata los costes de implementación y control de la contaminación, utilizando mediciones de la carga de contaminación en las salidas de los polígonos a los cursos de agua, que estén ligadas a incentivos del cumplimiento de la política en forma de penalización o bonificación. Por otra parte, esta política de umbral conjunto permite una mayor libertad en la toma de decisiones coordinadas por parte de los agricultores.

Las políticas de medidas homogéneas establecen un umbral único de reducción para todas las explotaciones, que puede ser del 8, 12 o del 20 por cien. El bienestar social que se logra es inferior al que se alcanza con la aplicación de medidas heterogéneas. El umbral del

8 y el umbral del 12 por cien se sitúan por debajo de la reducción óptima, mientras que el umbral del 20 por cien está por encima. El bienestar social de las medidas homogéneas aumenta al pasar de un umbral único del 8 al umbral del 12 por cien, pero el bienestar disminuye con un umbral único del 20 por cien con el que se obtienen los peores resultados. Es coste de reducir la contaminación en cada escenario viene dado por la pérdida de renta neta de los agricultores. La pérdida de renta es proporcional a la reducción de contaminación que se consigue en cada escenario.

Otro problema asociado a la implementación de medidas de reducción homogéneas es la fijación del umbral de reducción. Con un umbral demasiado bajo se genera un nivel de contaminación superior al óptimo, mientras que con un umbral demasiado alto se limita de forma excesiva el beneficio privado de los agricultores. Una selección errónea del umbral de reducción puede provocar una disminución del bienestar social respecto a la situación actual, y costes desproporcionados para los agricultores que se opondrán a la medida y la harán fracasar.

En el caso de superar el nivel de contaminación conjunta, debido a la imposibilidad de conocer a los infractores individuales, la penalización vendrá dada por el coste de daño del exceso de emisiones (53,9 euros/ha) que se impondría a cada explotación de la cuenca. En el escenario de medidas heterogéneas, este óptimo de contaminación se alcanzaría, ya que la penalización de 53,9 euros/ha supera al coste de cumplir con los umbrales de reducción.

Si el regulador decide establecer una medida homogénea, se fijará un umbral de reducción aproximado según la información de la que disponga el regulador y su viabilidad política. Si el umbral seleccionado es un 8 o un 12 por cien, los agricultores cumplirán con el umbral de reducción ya que la penalización por incumplimiento es superior al coste de la medida para los agricultores. Si el umbral seleccionado es del 20 por cien o incluso superior, el coste de la medida para las explotaciones en suelo Planteros supera a la penalización por incumplimiento, por lo que habrá incentivos de incumplimiento. Este incumplimiento tendrá como consecuencia penalizaciones no solo para las explotaciones de ese tipo de suelo sino para todas las explotaciones de la cuenca. En ese caso, el sistema de penalización idéntica no asegura el óptimo de emisiones, ya que algunas explotaciones pueden preferir incumplir el umbral y pagar la penalización.

La mejor opción es conseguir la acción colectiva en el control de la contaminación, estableciendo un límite de las emisiones a nivel de cuenca, dejando que de forma interna los agricultores se organicen en el control de la contaminación y su cumplimiento de la forma que deseen.

En el capítulo 4 se examinan las emisiones y captura de gases de efecto invernadero, y se plantean políticas de mitigación para reducir el balance de emisiones de estos gases a la atmósfera. El análisis del sector primario se realiza diferenciando los subsectores agrícola, ganadera y forestal, y examinando políticas de reducción de la contaminación que se adapten a cada subsector.

El subsector agrícola y el subsector ganadero son emisores de este tipo de gases. En cada subsector se evalúan tanto las emisiones directas como las emisiones indirectas. El subsector forestal captura carbono en la biomasa de los árboles. El balance de gases de efecto invernadero del sector primario alcanza unas emisiones netas de 205.000 t CO₂ equivalente. Este balance es la suma de 101.000 t CO₂ emitidas por el subsector agrario, 163.000 t CO₂ emitidas por el subsector ganadero, y 60.000 t CO₂ capturadas por el subsector forestal.

A nivel municipal, en 33 municipios hay emisiones netas y en 12 capturas netas. Entre los mayores emisores destacan Robles, Lanaja, Huesca y Lalueza con emisiones por encima de las 10.000 t CO₂, y en especial Grañen y Sariñena con 30.000 t CO₂. Entre los municipios con mayores capturas netas destacan Arguís y Nueno, con capturas superiores a las 10.000 t CO₂.

En el trabajo se han examinado distintas políticas de reducción de la contaminación en los subsectores primarios de la cuenca del Flumen. En el sector agrícola se analizan las políticas de reducción de la contaminación difusa por nitratos que ya se han considerado en el capítulo 3. En el sector ganadero se examina el cumplimiento de las normas que recomiendan usar los nitratos procedentes del sector ganadero como abonado en el sector agrario. De esta forma, se reduce las emisiones de GEI y la contaminación de las masas de agua. En el sector forestal se examinan políticas de mitigación del cambio climático mediante medidas de gestión silvícola que tengan como objetivo aumentar la fijación de carbono en la biomasa de los árboles.

Los principales resultados de las políticas analizadas son los siguientes. En el sector agrícola, la contaminación por lixiviado de nitrógeno es superior a la contaminación óptima que se emitiría al internalizar el coste medioambiental producido por el daño. El bienestar social aumenta al introducir medidas de control de la contaminación difusa. Ahora bien, un umbral de reducción erróneo muy elevado provocaría la caída del bienestar social por debajo de la situación actual, y unas pérdidas elevadas de renta de los agricultores..

La reducción óptima de contaminación ha de fijarse teniendo en cuenta la heterogeneidad de las explotaciones. Las políticas que alcanzan un mayor bienestar social

cercano a los 9,59 millones de Euros, son las que incorporan la heterogeneidad de las explotaciones, como el escenario de medidas heterogéneas o el escenario de límite conjunto de contaminación.

Las pérdidas de renta de los agricultores son moderadas en todos los escenarios de política, entre el 2 y el 5 por cien. La pérdida mayor de renta del 5 por cien corresponde a un umbral de reducción por encima del umbral óptimo del 15 por cien. Estas pérdidas moderadas tienen su fundamento en que el maíz es un cultivo de elevado beneficio económico, con lo que internaliza el coste del daño medioambiental sin una reducción significativa de la actividad ni de la renta de los agricultores.

Tanto la implantación de un límite conjunto como un umbral homogéneo del 12 por cien tienen un coste similar para los agricultores. Los costes para los agricultores del límite conjunto son inferiores a los costes de medidas heterogéneas. La medida de límite conjunto tiene unos costes de implementación y control para el regulador mucho menores que los costes prohibitivos de la medida de umbral único para todas las explotaciones. Otra desventaja del umbral único es que no tiene en cuenta las diferencias de productividad o de beneficio económico, obligando a reducir a todas las explotaciones su contaminación en el mismo porcentaje, lo que ocasiona pérdidas injustificadas en muchas explotaciones. Ahora bien, la medida de límite conjunto requiere de la cooperación de los agricultores para llevarse a cabo, sin la que no podría ser viable.

Opciones alternativas a los umbrales de reducción de contaminación consistirían en introducir mecanismos económicos correctores mediante impuestos que graven las emisiones con una tasa igual al coste del daño ocasionado. Esta medida controla la contaminación pero supone un inmenso esfuerzo por parte de los agricultores que ven reducida su renta en un 25 por cien, llegando a ser inviables la continuidad de muchas explotaciones con pérdidas de la actividad y la población rural. Además, el esfuerzo del regulador para el cumplimiento de un impuesto sobre emisiones individuales sería impracticable.

El sector ganadero en Aragón se caracteriza por una elevada concentración de explotaciones ganaderas de porcino, que dificulta el cumplimiento de la normativa medioambiental actual. Según esta normativa, los purines y estiércoles de la ganadería han de utilizarse como abonado orgánico en el sector agrícola. Los purines y estiércoles son aportados habitualmente de forma gratuita por los ganaderos, pero los costes de transporte, almacenado y aplicación limitan su utilización como abonado solo a distancias relativamente pequeñas.

El análisis de la generación de purines y su uso se realiza a escala agregada para la cuenca, y a escala municipal. Se analizan tres posibles casos: i) sin limitación en el abonado orgánico de los cultivos sobre el abonado total; ii) con las limitaciones de la Directiva de Nitratos, una general de 210 kg N/ha para abonado orgánico y otra específica de 170 kg N/ha para las zonas declaradas vulnerables; y iii) un caso más realista que consiste en cumplir los límites de la Directiva de Nitratos junto con un uso efectivo de abonado orgánico del 25-30 por cien respecto al abonado total.

En el primer caso, la demanda de abonado a nivel agregado (13.860 tN) supera la oferta de purines (12.070 tN). A nivel municipal aparecen desajustes en 15 municipios que no pueden absorber su producción de purines, con excedentes que varían entre 3 y 417 tN, por lo que sería necesario algún mecanismo que facilite la exportación de purines entre municipios.

En el segundo caso, la demanda de nitrógeno en la cuenca a nivel agregado (13.000 tN) sigue estando por encima de la oferta de purines (12.070 tN), y son mayores los desajustes a nivel municipal donde no se pueden absorber los purines de sus explotaciones.

En el tercer caso, la demanda a nivel agregado no puede absorber la oferta de purines, y a nivel municipal aparecen excedentes en 33 de los 37 municipios que no pueden absorber sus purines como abonado. Por lo tanto, la oferta de purines de la ganadería en la cuenca se sitúa muy por encima de la capacidad real de absorción que posee su agricultura, y los purines no se pueden utilizar como abonado orgánico para cumplir la normativa medioambiental.

En consecuencia, parece necesario crear mecanismos para incrementar la demanda de purines. Estos mecanismos podrían ser ayudas para el transporte y aplicación de purines a zonas más alejadas, inversiones en plantas de tratamiento de purines, o reducciones de la oferta de purines disminuyendo la concentración de la cabaña de porcino y compensando las pérdidas de renta de la población rural con la introducción de otras actividades. Tanto la medida de transportar el estiércol a mayor distancia como la mediad de plantas de tratamiento requieren subvenciones significativas para su funcionamiento. Los estudios empíricos muestran que la solución de utilizar purines como abonado no es rentable económicamente cuando la distancia de la granja a la parcela supera los 10 kilómetros (Iguacel et al., 2007).

Por último, se evalúa la función del sector forestal como sumidero de carbono. La utilización de las masas forestales es un elemento importante en las políticas de mitigación del cambio climático. Una gestión silvícola orientada al aumento de la biomasa y la captura

de carbono de las masas forestales permite aumentar significativamente la fijación de carbono de la atmosfera. En este trabajo se examina la gestión de las cuatro especies predominantes de la zona. Los resultados muestran que es posible aumentar de forma sustancial el carbono fijado en la biomasa, pero también que los resultados difieren enormemente entre distintas especies y políticas de gestión.

En la especie predominante, *Pinus halepensis*, se puede conseguir un incremento de hasta el 70 por cien del carbono fijado, mientras que en la especie del *Pinus nigra* el incremento es únicamente del 6 por cien con la mejor alternativa de gestión. Los resultados muestran la importancia de concentrar los esfuerzos de cambio de gestión en las especies con mayor potencial de incremento de captura de carbono. Incluso para una misma especie, la diferencia de resultados según el tipo de gestión indican que en algunas alternativas de gestión pueden incluso reducir la fijación de carbono. Las herramientas de gestión de bosques deben estar basadas en una información lo más exacta posible tanto de la zona concreta como de las variedades involucradas. El incremento porcentual medio de captura de carbono al aplicar la mejor alternativa a cada especie, se sitúa cerca del 50 por cien, lo que indica que todavía hay bastante recorrido para posibles mejoras en la gestión de los bosques como sumideros de carbono.

En conclusión, la tesis examina un conjunto de políticas medioambientales de mitigación y adaptación del cambio climático en el sector primario de la cuenca del Flumen. Estas políticas medioambientales se centran en la escasez de agua, la reducción de emisiones GEI y la fijación de carbono por los bosques. La coordinación de estas políticas permite conseguir unos resultados superiores al considerar el sector primario en su conjunto logrando soluciones locales al problema de cambio global. La coordinación de políticas de reducción de emisiones GEI en los sectores agrícola y ganadero junto con una gestión silvícola de fijación de carbono, permite conseguir de manera más eficiente la reducción de emisiones netas de GEI a la atmosfera.

Además, la coordinación de políticas entre los subsectores del sector primario permite potenciar las sinergias positivas de las medidas. Uno de los casos examinados es el problema de los purines y estiércoles y su utilización como insumos de abonado en la agricultura. Con ello se logra que los purines no contaminen el medioambiente, y a la vez que se aprovecha como abonado reduciendo los costes del cultivo. Por otra parte se logra evitar la carga contaminante de los purines sobre los cursos de agua evitando la degradación de la calidad de los recursos hídricos.

La reducción de la contaminación difusa por nitratos se logra limitando la aplicación de

los inputs agua de riego y nitrógeno abonado. El agua de riego que no se utiliza se puede reasignar según reglas de reparto de agua más eficientes, como la regla de mercado o la regla uniforme en lugar de la regla proporcional actualmente en vigor.

La implementación de las políticas medioambientales examinadas ha de contar con la colaboración voluntaria de los agentes involucrados. La imposición de políticas basadas en mando y control o en impuestos, sin la cooperación de los agricultores, tienen pocas probabilidades de éxito, debido a la asimetría de información entre regulador y agricultores, y al comportamiento estratégico de los agricultores. La puesta en marcha de políticas no consensuadas requeriría un enorme esfuerzo de medición, control y cumplimiento por el regulador que las convierte en inviables. España tiene una gran tradición de cooperación entre los usuarios del agua en instituciones como las juntas de explotación, las comunidades de regantes, o las confederaciones que es necesario aprovechar. Para que los agricultores cooperen en el aumento del bienestar social y reduciendo las externalidades negativas (reducción de la contaminación difusa, mitigación del cambio climático) deben tenerse en cuenta sus intereses. Esto puede lograrse si obtienen alguna ventaja o renta adicional, como puede ser una regla de reparto de agua que beneficie a la mayoría, o una reducción de costes por el uso de purines como abonado. La cooperación permite implantar medidas óptimas como la regla de reparto de agua de mercado, la política de reducción de la contaminación difusa basada en las emisiones conjuntas de la cuenca, y por otra parte se reducen los costes de transacción en la implementación, control y cumplimiento de las medidas.

En relación a las futuras líneas de investigación, este trabajo se ha centrado en el cultivo del maíz, que es importante en la zona y además se trata de un cultivo intensivo en los inputs agua y abonado de nitrógeno, con un impacto significativo en la disponibilidad de agua y la carga contaminante de nitrógeno. En el trabajo se han tenido en cuenta los tipos de suelo y los sistemas de riego. Ahora bien, convendría examinar también otros cultivos distintos como el trigo, la cebada y las leguminosas que generan menos renta y que tienen menor carga de contaminación por nitrógeno. Puede ser interesante en futuros estudios la inclusión de estos cultivos y examinar los procesos de sustitución entre cultivos.

Por otra parte, el estudio de la contaminación difusa en la agricultura tiene un componente dinámico de nutrientes en el suelo, y procesos biofísicos de transporte y destino de los contaminantes desde la contaminación en el origen a la contaminación en el medio, la complejidad de estos componentes y procesos ha llevado a simplificar el análisis, y aunque se han incorporado los tipos de suelo y sistemas de riego, no se han incluido los

aspectos dinámicos y los procesos de transporte de los contaminantes. Por lo tanto una tarea pendiente es integrar la dinámica del suelo y el transporte de contaminantes en la modelización.

El trabajo realizado en la tesis se limita al área local de la cuenca del Flumen. Sería interesante ampliar el análisis a zonas espaciales mayores que incluyan varias subcuencas o toda la cuenca del Ebro. Esta tarea supone establecer un equilibrio entre la dimensión espacial del análisis y el nivel de detalle y la complejidad del modelo a utilizar.

