Sumario

Producción Animal

Evaluación de la eficacia del programa de monitorización de las poblaciones de vectores de lengua azul, *Culicoides imicola* Kieffer, 1913 y complejo *Culicoides obsoletus* Meigen, 1818 (Diptera: Ceratopogonidae), en España
Evaluation of the monitoring programme of populations of the bluetongue vectors Culicoides imicola *Kieffer, 1913 and* Culicoides obsoletus *complex Meigen, 1818 (Diptera: Ceratopogonidae) in Spain*
C. Calvete, R. Estrada, M.A. Miranda, R. Del Rio, D. Borrás, L. Garrido, B. Muñoz, L.J. Romero, J. Lucientes 147

Efectos del nivel de proteína de la dieta, sobre la condición corporal y la calidad reproductiva de reproductores pesados, criados en condiciones tropicales
Effects of the protein level of the diet, in corporal condition and reproductive capacity in heavy broilers breeder males, in tropical conditions
J.A. Miguel, E. Acevedo, J. Ciria, B. Asenjo y J.L. Calvo 161

Una visión sobre la avicultura para la producción de caza en España
A view of the game bird farming in Spain
C. Sánchez García-Abad, M.E. Alonso de La Varga, R. Prieto Martín, V. González Eguren y V.R. Gaudioso Lacasa 169

Producción Vegetal

Conservación y eficiencia productiva: impacto de los programas agro-ambientales en la eficiencia de las explotaciones cerealistas de secano
Impact of agri-enviromental scheme participacion on dry-land cereal farms' efficiency
J. Barreiro-Hurlé, J.M. Martínez-Paz, M. Espinosa-Goded 184

Aprovechamiento del agua en los regadíos de Bardenas
Water use in the Bardenas irrigation district
J. Causapé 202

Evaluación de la eficacia del programa de monitorización de las poblaciones de vectores de lengua azul, *Culicoides imicola* Kieffer, 1913 y complejo *Culicoides obsoletus* Meigen, 1818 (Diptera: Ceratopogonidae), en España

C. Calvete[1]*, R. Estrada**, M.A. Miranda***, R. Del Rio, D. Borrás****, L. Garrido*****, B. Muñoz*****, L.J. Romero*****, J. Lucientes**

* Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza.
** Departamento de Patología Animal. Universidad de Zaragoza. Zaragoza.
*** Laboratorio de Zoología. Universidad de las Islas Baleares. Palma de Mallorca.
**** Instituto de Biologia Animal de las Baleares.
***** Subdirección General de Sanidad de la Producción Primaria. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
[1] Autor para correspondencia: Tel. 976 716453; Fax 976 716335; e-mail: ccalvete@aragon.es

Resumen
La lengua azul es una enfermedad viral que afecta a rumiantes domésticos y silvestres y que es transmitida principalmente por diferentes especies del género *Culicoides* (Latreille, 1809). En la actualidad, la lengua azul está todavía en fase de expansión en la España peninsular en donde se considera que los principales vectores implicados en su transmisión son *Culicoides imicola* (Kieffer, 1913) y el complejo de especies *Culicoides obsoletus* (Meigen, 1818). En 2004 se puso en marcha un programa nacional de vigilancia entomológica con el objetivo de monitorizar las poblaciones de estos vectores. En el presente trabajo se hace un primer análisis de las características del plan de muestreo y de los resultados obtenidos hasta la fecha. El área de monitorización considerada, que comprende España peninsular e islas Baleares, se ha dividido en dos estratos diferenciados en base a criterios biológicos (principalmente variaciones en la dinámica poblacional de ambos vectores) y territoriales (límites provinciales y regionales). Se ha comprobado que a escala nacional los patrones de variación de las poblaciones de ambos vectores son coincidentes con los patrones descritos en trabajos anteriores realizados a escala local o regional, y que la precisión (en tanto por uno) alcanzada en estas estimas (utilizando la ley de Taylor) ha oscilado entre el 0,21 y el 0,12. Cálculos realizados en base a la misma ley han sugerido que reduciendo a la mitad aproximadamente el actual esfuerzo de muestreo sería todavía posible alcanzar niveles de precisión comprendidos entre 0,25 y 0,35, considerados suficientes para detectar cambios con significación biológica en la abundancia de los vectores.

Palabras clave: *Culicoides*, España, lengua azul, vigilancia entomológica

Summary
Evaluation of the monitoring programme of populations of the bluetongue vectors *Culicoides imicola* Kieffer, 1913 and *Culicoides obsoletus* complex Meigen, 1818 (Diptera: Ceratopogonidae) in Spain
Bluetongue is a viral disease that is mainly transmitted among their vertebrate hosts (mainly ruminants) by several species of biting midges of the genus *Culicoides* (Diptera: Ceratopogonidae). Currently, bluetongue is still spreading across peninsular Spain where the main vector species incriminated in viral transmission are *Culicoides imicola* and species of the *C. obsoletus* complex. A national surveillance programme was started in 2004 to monitor bluetongue vector populations at weekly

intervals. In the present work, the performances and design of the monitoring sampling are revised. Monitoring area, comprising peninsular Spain and Balearic Islands, was divided in two strata on the basis on biological (population dynamics of both vector species) and geographical (provincial and regional boundaries) criteria. Estimated patterns of population variability for both *Culicoides* species at national scale were similar to patterns reported in previous works at local or regional scale. Using the Taylor's power law, the precision level currently reached by the monitoring programme ranged from 0.21 to 0.12, however, precision levels ranging from 0.25 to 0.35, which are considered an amount of variation that would still allow biologically significant abundance differences to be apparent, would be reached by, approximately, halving the current sampling effort.

Key words: Bluetongue, *Culicoides*, entomological surveillance, Spain

Introducción

La lengua azul es una enfermedad infecciosa producida por un virus perteneciente al género *Orbivirus,* el cual presenta una amplia distribución geográfica a escala mundial. El principal interés de esta enfermedad radica en el grave impacto que puede ocasionar en la rentabilidad de la ganadería de rumiantes domésticos debido a su elevada morbilidad y, en ocasiones, mortalidad, dependiente tanto del serotipo implicado como de la especie y raza afectada (Taylor, 1986). Este virus, que cuenta en la actualidad con 24 serotipos diferentes reconocidos, se transmite entre sus hospedadores vertebrados a través de la picadura de dípteros del género *Culicoides* (Latreille, 1809; Du Toit, 1944; Mellor y Pitzolis, 1979), lo que implica que el conocimiento de la biología, distribución y dinámica poblacional de las especies de vectores implicadas es un factor esencial para caracterizar la epidemiología de la enfermedad y establecer las correspondientes estrategias de control.

Históricamente, la Península Ibérica y, más recientemente, las Islas Baleares han sufrido incursiones esporádicas de esta enfermedad (Manso-Ribeiro *et al.*, 1957; Miranda *et al.*, 2003). No obstante, en el año 2004 se inició una nueva epizootía de lengua azul afectando a la España peninsular que todavía sigue activa en la actualidad y en la que se han visto implicados varios serotipos del virus. Desde entonces, el actual Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España (MARM) puso en marcha un programa de vigilancia entomológica a escala nacional con el fin de caracterizar la distribución de las poblaciones de vectores (Calvete *et al.,* 2006) y monitorizar su abundancia.

En sus inicios, el diseño de este programa estuvo orientado eminentemente a la monitorización de *Culicoides imicola* (Kieffer, 1913), especie distribuida principalmente por el cuadrante suroeste de la Península Ibérica y que, históricamente, ha sido considerada el principal vector de lengua azul en esa área (Mellor *et al.*, 1983; Ortega *et al.*, 1997; Calvete *et al.*, 2008b). No obstante, la implicación del complejo de especies *Culicoides obsoletus* (Meigen, 1818) en la transmisión de algunos serotipos de lengua azul en Europa (Purse *et al.*, 2007) y también en España (Calvete *et al.*, 2008a) motivó la ampliación del programa de vigilancia con el objetivo de monitorizar también las poblaciones de este complejo de especies en nuestro país.

Los programas de vigilancia entomológica son herramientas indispensables para la monitorización, control y toma de decisiones sobre numerosas enfermedades transmitidas por vectores. Este tipo de actuaciones conllevan unos elevados costes de ejecución, por lo que es necesario revisar periódicamente su

diseño y resultados con el fin de ajustar los recursos a los objetivos del programa de vigilancia o, al menos, caracterizar el nivel de precisión alcanzado con los esfuerzos que es factible aplicar. El objetivo del presente trabajo es revisar los resultados alcanzados hasta ahora por el programa de vigilancia entomológica de los vectores de lengua azul promovido por el MARM y, basándose en aquellos, optimizar su implementación en el futuro diferenciando los posibles estratos geográficos de interés y estableciendo los esfuerzos de muestreo necesarios en cada uno de ellos para alcanzar niveles de precisión suficiente en las estimas de abundancia de las poblaciones de vectores en nuestro país.

Materiales y Métodos

Programa de vigilancia entomológica

El programa de vigilancia entomológica consistió en la realización de una captura semanal utilizando trampas CDC (Miniature Blacklight model 1212, John Hock Company, Gainesville, FL, EEUU). Este tipo de trampas está dotado de luz ultravioleta y se considera una herramienta estándar para la monitorización de las poblaciones de *Culicoides* (Mellor *et al.*, 2004). Durante cada sesión de trampeo, de una noche de duración, las trampas se activaron y desactivaron al anochecer y al amanecer respectivamente con el fin de realizar la captura únicamente durante el período de máxima actividad de *Culicoides*. Cada trampa se ubicó de forma permanente en una misma localidad o municipio y en las proximidades de una instalación ganadera, con el fin de estimar las variaciones mensuales de abundancia de *Culicoides*.

La disposición geográfica de las estaciones de muestreo se intentó ajustar en sus principios a una distribución homogénea, basada en una retícula de cuadrículas de 50x50km. No obstante, condicionantes logísticos, económicos o de interés epidemiológico de determinadas áreas, supusieron algunas desviaciones del diseño inicial, de tal manera que en algunas áreas la intensidad de muestreo fue mayor de la inicialmente prevista. Pese a estas desviaciones, la distribución final se pudo considerar representativa de todo el territorio nacional (figura 1B).

El programa de monitorización comenzó en el año 2004, sin embargo debido al reducido número de estaciones de muestreo que fueron funcionales al inicio del programa, para el presente análisis se tuvo en cuenta únicamente los datos de capturas recogidos entre agosto de 2005 y julio de 2008. Durante este período, el número de trampas o estaciones permanentes de muestreo que conformó la red nacional de monitorización (excluyendo las Islas Canarias) osciló entre las 160 y las 190 entre los años 2005 y 2007, llegando a las 231 en la primavera-verano de 2008 debido al incremento de estaciones de monitorización en el norte de España como consecuencia de la expansión de la lengua azul por esta área. No obstante, el número de datos efectivos sobre abundancia de *Culicoides* que se obtuvieron cada semana fue siempre inferior al número de estaciones de muestreo, ya que, por problemas variados como falta de personal, imposibilidad de acceso temporal a los lugares de muestreo, accidentes, errores durante el muestreo, problemas técnicos, etc, un porcentaje variable de estaciones no fue funcional en cada muestreo. Por ejemplo, de las casi 200 estaciones como media, que funcionaron entre junio de 2007 y julio de 2008, el número de datos efectivos obtenidos en cada sesión de muestreo osciló entre 150-180.

Identificación de las especies de *Culicoides*

Los ejemplares capturados por cada trampa y sesión de captura, fueron conservados en etanol al 70% y remitidos al laboratorio,

donde se procedió a la identificación de las diferentes especies de interés. En el presente trabajo, se analizaron únicamente los datos de abundancia de los principales vectores implicados en la transmisión del virus de lengua azul, *C. imicola* y el complejo de especies *C. obsoletus*. En España este complejo ha comprendido históricamente cuatro especies que se distribuyen geográficamente de una manera muy similar en nuestro país: *C. obsoletus* sensu extricto, C. *scoticus* (Downes y Kettle, 1952), *C. montanus* (Schakirzjanova, 1962) y *C. dewulfi* (Goetghebuer, 1936). Esta última especie fue recientemente clasificada como una especie diferente del complejo *C. obsoletus* (Meiswinkel *et al.*, 2004), no obstante, debido a la gran dificultad (si no imposibilidad) para diferenciar las cuatro especies en base a las características morfológicas de las hembras (que son los individuos capturados mayoritariamente por las trampas de luz ultravioleta) y al hecho de que *C. dewulfi* haya sido también denunciado como un vector potencial del virus de lengua azul (Meiswinkel *et al.*, 2007), laboratorialmente no se procedió a la diferenciación de esta especie, por lo que en el presente trabajo el complejo *C. obsoletus* siguió comprendiendo las cuatro especies anteriormente citadas.

Estimación de los estratos geográficos

El número de estaciones permanentes necesarias para monitorizar con un determinado nivel de precisión las poblaciones de *Culicoides* puede variar geográficamente debido a diferencias espaciales en la abundancia, grado de agregación o dinámica poblacional de las especies a monitorizar. La división del área muestreada en estratos dentro de los cuales estos parámetros sean más homogéneos, es recomendable para obtener mejores estimas del tamaño muestral necesario en cada estrato. En el presente trabajo esta estratificación se realizó mediante un análisis cluster en el que se utilizaron como variables de agrupamiento las abundancias medias anuales de ejemplares de *C. imicola* y del complejo *C. obsoletus* capturados en cada estación y su coeficiente de variación (CV) intra-anual, considerado éste como un indicador de la estacionalidad o amplitud de las variaciones en abundancia a lo largo del año. También, y con el objetivo de obtener estratos geográficamente contiguos, en el análisis cluster se incluyeron como variables de agrupamiento las coordenadas geográficas de cada estación de muestreo. Para esta estimación se excluyeron todas aquellas estaciones que, dentro de un mismo año de funcionamiento, en algún momento no fueron funcionales durante tres semanas consecutivas o más.

Estimación del tamaño de muestra requerido y niveles de precisión

Para la estimación del tamaño muestral se procedió al cálculo de la varianza (s^2) y la media (m) del número de ejemplares de *C. imicola* y del complejo *C. obsoletus* capturados en todas las estaciones funcionales de un mismo estrato en cada muestreo semanal. Posteriormente, la relación de ambos parámetros fue estimada en base a la ley de Taylor (Taylor, 1961), expresada por la siguiente fórmula $s^2 = am^b$, la cual puede ser transformada logarítmicamente a la ecuación linear $\log_{10}(s^2) = \log_{10}(a) + b\log_{10}(m)$. El ajuste de esta ecuación mediante un modelo de regresión linear proporciona estimaciones para $\log_{10}(a)$ o intersepto y para b o pendiente de la recta. El valor de a es un factor de escala dependiente del tamaño muestral mientras que b es una medida de la agregación de las poblaciones de la especie analizada, de tal manera que valores de b inferiores, próximos o superiores a 1 indican distribuciones uniformes, al azar o agregadas, respectivamente, de las poblaciones (Taylor, 1961).

Idealmente la estimación de los parámetros *a* y *b* debería ser realizada a partir de series de datos que sean completas tanto espacial como temporalmente (es decir, que las estaciones de muestreo sean siempre las mismas y que todas hayan proporcionado datos de capturas durante todo el periodo de monitorización), ya que de lo contrario el ajuste del modelo de regresión linear puede verse afectado, disminuyendo la exactitud y precisión de las estimas de ambos parámetros. En el presente trabajo, sin embargo, se optó por utilizar los datos de todas las estaciones permanentes, incluidas aquellas con series anuales de datos incompletas, ya que se consideró que debido a las numerosas ocasiones en que alguna estación no fue funcional en algún muestreo, la utilización únicamente de los datos de estaciones con series completas habría supuesto una reducción drástica del tamaño muestral.

Los valores de *a* y *b* fueron estimados para cada uno de los vectores en cada uno de los estratos. Para la asignación a uno u otro estrato de las estaciones con series anuales incompletas (que no fueron usadas en el análisis clúster) se tuvo en cuenta la provincia en la que estuvieron localizadas, de tal manera que fueron asignadas al mismo estrato que las estaciones con datos anuales completos de la misma provincia. En el caso de estaciones con series incompletas localizadas en provincias sin ninguna estación con serie completa, aquellas fueron asignadas a uno u otro estrato de forma discrecional, teniendo en cuenta tanto la distribución y abundancia predicha para ambos vectores en Calvete *et al.* (2008c) como la comunidad autónoma a la que pertenecía la provincia en la que estuvieron localizadas. Se consideró que estas pautas de asignación a uno u otro estrato fueron las más adecuadas para delimitar estratos geográficos de significación epidemiológica que a su vez se solapasen, en la medida de lo posible, con los límites territoriales provinciales y de las comunidades autónomas.

Posteriormente, los valores de *a* y *b* fueron utilizados para calcular el tamaño muestral mínimo *n* (número mínimo de estaciones permanentes) requerido para estimar el número medio de capturas por trampa (como un índice relativo de abundancia poblacional) de cada uno de los vectores en cada uno de los estratos con un nivel determinado de precisión utilizando la expresión $n = am^{(b - 2)}*(t/D)^2$, donde *m* es la media esperada de *C. imicola* o del complejo *C. obsoletus* capturados por trampa y muestreo, *t* = 1,96 (estimas realizadas con un intervalo de confianza del 95%), y *D* es el nivel de precisión deseado (error estándar/media) (Southwood y Henderson, 2000). Las estimaciones de *n* se hicieron para tres niveles de precisión, 0,15, 0,25 y 0,35, ampliamente utilizados para calcular el tamaño muestral en programas de monitorización o de estimas de la distribución de mosquitos u otros insectos (Zhou *et al.*, 2004; Williams *et al.*, 2007) ya que se consideró que implican una variación suficiente como para permitir la detección de cambios con significación biológica o epidemiológica en la abundancia de la especie muestreada. Por ejemplo, un nivel de precisión de 0,25 debería permitir la detección de cambios que supusiesen un aumento al doble o una reducción a la mitad de la abundancia.

Los cálculos de *n* fueron realizados para cada mes del año, tomando como valores esperados de *m* el valor mínimo, medio y máximo de las medias de todos los muestreos semanales realizados en un mismo mes a lo largo de todo el periodo de monitorización considerado, excepto cuando *m* = 0, ya que en ese caso no fue posible calcular *n*. De forma inversa, y a partir de las medias estimadas de todos los muestreos semanales realizados en un mismo mes se calculó el nivel de precisión alcanzado para cada vec-

tor en cada estrato durante el último período del programa de monitorización, desde junio de 2007 hasta julio de 2008.

Resultados

El análisis cluster agrupó las estaciones permanentes con series anuales de datos completas en dos estratos geográficos (estrato norte y estrato sur) claramente diferenciados (figura 1A). El análisis de la varianza mostró que el estrato sur se caracterizó por unas capturas medias de *C. imicola* superiores ($P < 0,01$), unas capturas medias del complejo *C. obsoletus* inferiores ($P < 0,01$) y un CV de *C. imicola* superior ($P < 0,0001$) en comparación al estrato norte, si bien, ambos estratos presentaron un CV de las capturas similar para el complejo *C. obsoletus* ($P > 0,05$) (tabla 1).

Del total de 231 estaciones permanentes de muestreo, 133 fueron adscritas al estrato norte y las restantes 98 al estrato sur (figura 1B). Los límites geográficos aproximados de ambos estratos se solaparon en gran medida con el de las comunidades autónomas, con excepción de Castilla-La Mancha, incluida en el estrato sur salvo las provincias de Guadalajara y gran parte de Cuenca, y sendas estaciones de muestreo localizadas en el sur de Madrid y Ávila respectivamente, adscritas al estrato sur por el análisis cluster debido a las elevadas capturas de *C. imicola*, mientras que ambas provincias fueron adscritas en su mayoría al estrato norte. La delimitación de los límites de ambos clusters entre las provincias de Salamanca y Cáceres, y entre Valencia y Alicante estuvo motivada, principalmente por el criterio de no fragmentar las áreas pertenecientes a una misma comunidad autónoma.

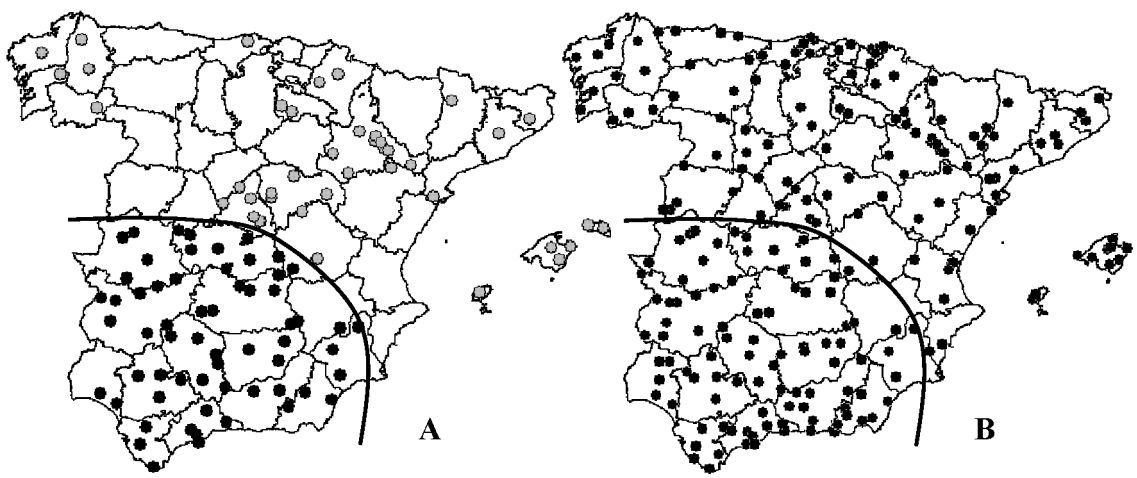


Figura 1. Distribución de las estaciones de muestreo permanente en los dos estratos geográficos. A: segregación mediante análisis cluster de las estaciones permanentes con serie temporal completa de datos igual o superior a un año (gris: estrato norte; negro: estrato sur). B: Asignación del total de estaciones permanentes a ambos estratos. Los límites aproximados de éstos se han delimitado con una línea continua.

Figure 1. Distribution of sampling stations across both geographical strata. A: classification by cluster analysis of sampling stations with complete annual data series (grey dots: north stratum; black dots: south stratum). B: Distribution of the overall sampling stations across both strata. Approximate strata limits have been delimited by a continuous line.

Tabla 1. Media (desviación estándar) y coeficiente de variación CV (desviación estándar) de las capturas de *C. imicola* y del complejo *C. obsoletus* en cada uno de los estratos geográficos
Table 1. Mean (SD) and variation coefficient CV (SD) of captures of C. imicola *and* C. obsoletus *complex in both geographical strata*

	Media *C. imicola*	Media *C. obsoletus*	CV *C. imicola*	CV *C. obsoletus*
Estrato norte	1,35	17,50	177,32	378,40
	(4,54)	(38,53)	(222,49)	(153,70)
Estrato sur	46,12	3,07	320,16	387,69
	(90,81)	(7,95)	(131,31)	(186,88)

La variación del número medio de ejemplares capturados por trampa cada mes (figura 2) mostró claramente las diferencias en la dinámica poblacional de ambos vectores. La dinámica poblacional para *C. imicola* o para el complejo de especies *C. obsoletus* fue muy similar en ambos estratos geográficos, con un patrón de variación estacional de las capturas que fue relativamente sincrónico para ambos estratos y la misma especie o grupo de especies. En el caso de *C. imicola*, el período de máximas capturas medias estuvo localizado en los meses de agosto-septiembre, mientras que éstas fueron prácticamente inexistentes de diciembre a abril. En el caso del complejo *C. obsoletus*, el período de máximas capturas estuvo comprendido entre mayo-julio, mientras que el de mínimas se registró entre noviembre y marzo. Sin embargo, a diferencia de lo observado para *C. imicola*, el complejo *C. obsoletus* fue capturado con relativa frecuencia durante este período de mínimas capturas, especialmente en las estaciones localizadas en el estrato norte. La elevada desviación estándar estimada para cada media mensual en ambos vectores fue debida, no sólo a las variaciones interanuales sino también a la marcada variabilidad en el número de capturas entre los muestreos semanales realizados dentro de un mismo mes y año.

La relación entre la media y la varianza de las capturas de los dos vectores en ambos estratos siguió en gran medida la ley de Taylor, permitiendo unos excelentes ajustes de los modelos de regresión linear (tabla 2). Los valores de *b* estimados a partir de los cuatro modelos de regresión fueron muy similares entre sí y superiores a 1, indicando una agregación de las poblaciones muy

Tabla 2. Valores estimados para los parámetros *a* y *b* de la ley de Taylor y ajuste de los modelos de regresión linear
Table 2. Estimated values for a *and* b *Taylor's power law parameters and coefficient of determination of the linear regression models fitted*

	a	*b*	R^2	*P*
Estrato norte *C. imicola*	14,54	1,91	0,99	< 0,0001
Estrato sur *C. imicola*	19,59	1,89	0,99	< 0,0001
Estrato norte *C. obsoletus*	10,43	1,97	0,98	< 0,0001
Estrato sur *C. obsoletus*	22,09	1,95	0,98	< 0,0001

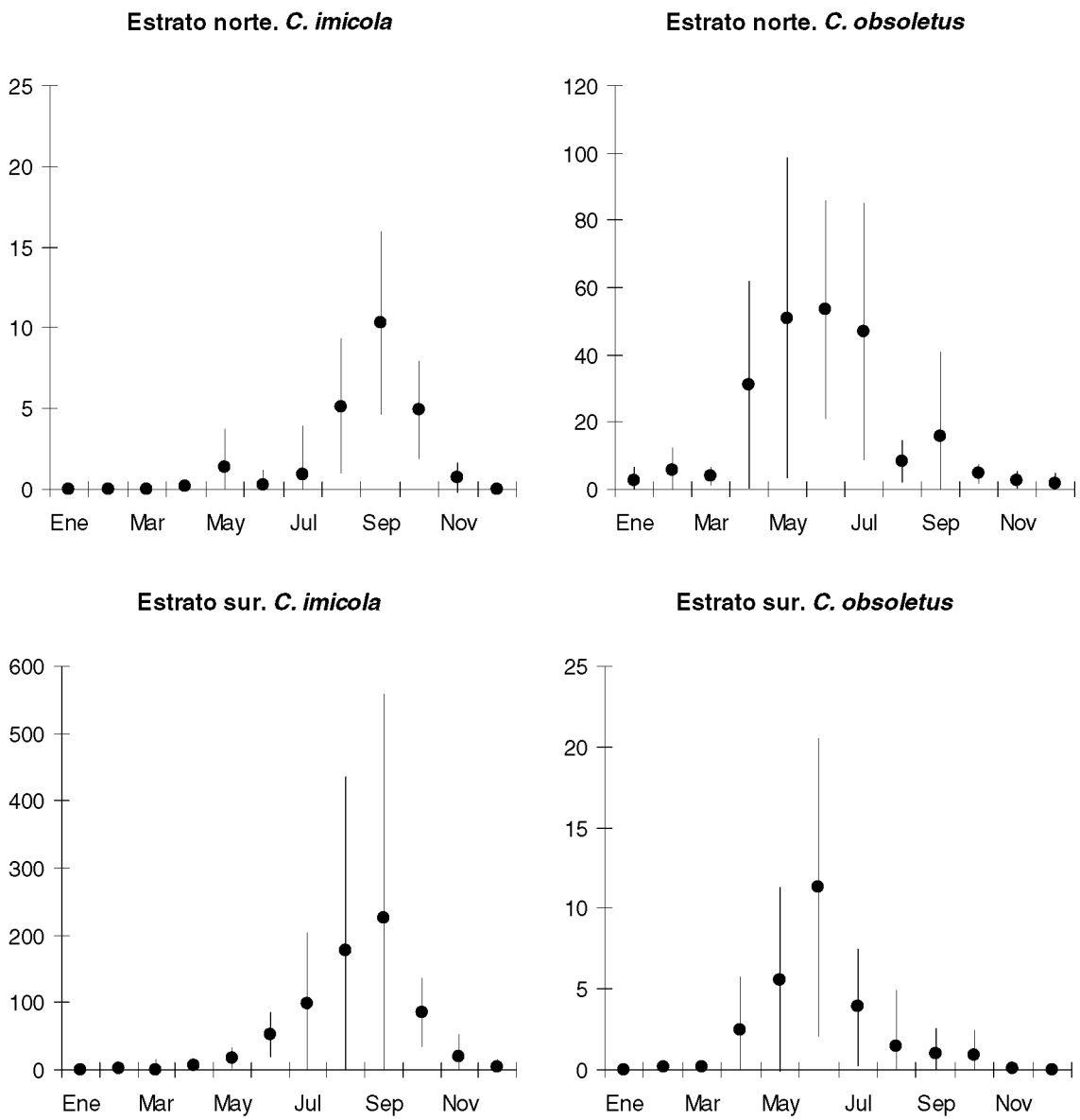


Figura 2. Media y desviación estándar del número de ejemplares de cada vector capturados por trampa y muestreo semanal en cada mes. La media se ha estimado a partir del número medio de ejemplares capturados por trampa en cada muestreo semanal.

Figure 2. Mean and standard deviation of the number of C. imicola *and* C. obsoletus *complex caught per trap, weekly sampling and month. The monthly mean has been estimated from the mean number of* Culicoides *caught per trap during each weekly sampling.*

similar para ambos vectores en los dos estratos geográficos. De este modo, el número de estaciones requerido para estimar variaciones en el número de ejemplares capturados con los tres niveles de precisión *D* fue relativamente similar para los dos vectores (tablas 3 y 4).

El número requerido de estaciones varió considerablemente a lo largo del año, en consonancia a la variación observada en el número de capturas. Considerando el número de estaciones calculado a partir de los valores medios de capturas mensuales y dividiendo el número máximo por el núme-

Tabla 3. Número de estaciones permanentes necesario para estimar la abundancia de *C. imicola* en cada uno de los estratos geográficos con tres niveles de precisión *D*. El tamaño muestral se ha calculado sobre la base de una abundancia esperada igual a la abundancia media (mínima/máxima) estimada para cada mes. Cuando la abundancia estimada fue igual a 0, no se calculó el tamaño muestral (-)
Table 3. Required sample size (number of traps) to estimate C. imicola *abundance within both geographical strata for three precision levels* (D). *Sample size has been calculated at expected abundances equal to observed monthly mean (minimum/maximum) abundance. When observed abundance was 0, required sample size was not calculated (-)*

	Estrato norte			Estrato sur		
	D			D		
	0.15	0.25	0.35	0.15	0.25	0.35
Enero	188 (159/-)	68 (57/-)	35 (29/-)	166 (138/-)	60 (50/-)	31 (25/-)
Febrero	209 (178/-)	75 (64/-)	38 (33/-)	119 (89/-)	43 (32/-)	22 (16/-)
Marzo	188 (163/-)	68 (59/-)	35 (30/-)	126 (106/165)	45 (38/59)	23 (19/30)
Abril	157 (131/-)	57 (47/-)	29 (24/-)	99 (83/186)	36 (30/67)	18 (15/34)
Mayo	130 (108/-)	47 (39/-)	24 (20/-)	90 (79/146)	32 (28/52)	17 (15/27)
Junio	150 (134/-)	54 (48/-)	28 (25/-)	80 (72/88)	29 (26/32)	15 (13/16)
Julio	135 (111/-)	49 (40/-)	25 (20/-)	74 (64/98)	27 (23/35)	14 (12/18)
Agosto	115 (105/145)	42 (38/52)	21 (19/27)	70 (57/86)	25 (20/31)	13 (10/16)
Septiembre	108 (103/130)	39 (37/47)	20 (19/24)	68 (55/88)	24 (20/32)	12 (10/16)
Octubre	116 (107/134)	42 (39/48)	21 (20/25)	75 (71/84)	27 (26/30)	14 (13/16)
Noviembre	137 (121/-)	49 (43/-)	25 (22/-)	88 (73/169)	32 (26/61)	16 (13/31)
Diciembre	186 (158/-)	67 (57/-)	34 (29/-)	104 (83/147)	37 (30/53)	19 (15/27)

Tabla 4. Tamaño muestral (número de estaciones permanentes) necesario para estimar la abundancia del complejo C. obsoletus en cada uno de los estratos geográficos con tres niveles de precisión D. El tamaño muestral se ha calculado sobre la base de una abundancia esperada igual a la abundancia media (mínima/máxima) estimada para cada mes. Cuando la abundancia estimada fue igual a 0, no se calculó el tamaño muestral

Table 4. Required sample size (number of traps) to estimate C. obsoletus *complex abundance within both geographical strata for three precision levels* (D). *Sample size has been calculated at expected abundances equal to observed monthly mean (minimum/maximum) abundance. When observed abundance was 0, required sample size was not calculated (-)*

	Estrato norte			Estrato sur		
	D			D		
	0.15	0.25	0.35	0.15	0.25	0.35
Enero	157 (150/171)	57 (54/61)	29 (27/31)	183 (167/-)	66 (60/-)	34 (31/-)
Febrero	154 (148/166)	55 (53/60)	28 (27/30)	161 (145/-)	58 (52/-)	30 (27/-)
Marzo	155 (152/176)	56 (55/63)	29 (28/32)	159 (153/169)	57 (55/61)	29 (28/31)
Abril	147 (142/159)	53 (51/57)	27 (26/29)	139 (128/179)	50 (46/64)	26 (24/33)
Mayo	145 (141/155)	52 (51/56)	27 (26/28)	134 (124/156)	48 (45/56)	25 (23/29)
Junio	145 (143/153)	52 (51/55)	27 (26/28)	129 (123/151)	46 (44/54)	24 (23/28)
Julio	146 (141/151)	52 (51/55)	27 (26/28)	136 (128/150)	49 (46/54)	25 (23/28)
Agosto	152 (148/162)	55 (53/58)	28 (27/30)	143 (133/167)	51 (48/60)	26 (24/31)
Septiembre	150 (144/157)	54 (52/57)	28 (26/29)	146 (133/174)	52 (48/63)	27 (24/32)
Octubre	154 (152/159)	56 (55/57)	28 (28/29)	147 (133/184)	53 (48/66)	27 (24/34)
Noviembre	157 (152/-)	56 (55/-)	29 (28/-)	165 (152/184)	60 (55/66)	30 (28/34)
Diciembre	159 (151/173)	57 (54/62)	29 (28/32)	174 (159/184)	63 (57/66)	32 (29/34)

ro mínimo mensual de estaciones de muestreo requeridas para cualquiera de los niveles de precisión, en el caso de *C. imicola*, se obtuvo un coeficiente de 2,5 para el estrato sur, mientras que para el estrato norte el coeficiente se redujo a 1,9. En el caso del complejo *C. obsoletus* estos coeficientes fueron inferiores, con un valor de 1,4 en el estrato sur y de 1,1 en el estrato norte. Es decir, para éste último caso, por ejemplo, haría falta un número similar de estaciones de muestreo tanto en períodos de máximas como de mínimas capturas anuales.

Por otro lado, para cualquiera de los dos vectores en cualquiera de los estratos, el incremento del nivel de precisión de 0,35 a 0,15 implicaría un aumento aproximado de

5,4 veces el número necesario de estaciones de muestreo permanentes en todos los meses del año, mientras que pasar de un nivel de 0,35 a 0,25 implicaría un aumento aproximado de 2. El aumento del nivel de precisión de 0,25 a 0,15, por su parte, requeriría el incremento del número de estaciones por un factor de 2,8.

El número de estaciones funcionales durante el último período del programa de monitorización (133 en el estrato norte y 98 en el estrato sur), este número fue superior al requerido en cualquier mes para obtener estimas con un nivel de precisión de 0,25 o inferior. Así, en base a los valores medios de capturas mensuales (figura 2), y a partir de los meses con las medias máxima y mínima de capturas de cada vector en cada estrato, el nivel de precisión alcanzado durante el último período del programa de monitorización osciló entre 0,13 y 0,18 o 0,12 y 0,19 en el estrato norte y sur respectivamente para *C. imicola*, mientras que en el caso del complejo *C. obsoletus*, el nivel de precisión fue de 0,16 en el estrato norte y varió entre 0,17 y 0,21 en el estrato sur.

Discusión

El presente trabajo es la primera evaluación realizada a un programa de monitorización de vectores implementado a escala nacional en nuestro país. Los resultados obtenidos han sugerido que el esfuerzo de muestreo aplicado ha sido más que suficiente para detectar cambios en el número de capturas de ambos vectores a niveles de precisión considerados adecuados para este fin y que, posiblemente, con un esfuerzo menor el programa podría seguir manteniendo su eficacia desde el punto de vista epidemiológico.

La división del área monitorizada en diferentes estratos es una práctica frecuente en la optimización del uso de los recursos dedicados al muestreo, pues permite ajustar el esfuerzo de monitorización en función de las características poblacionales de la especie objeto de seguimiento en cada uno de ellos (Southwood y Henderson, 2000). En el presente trabajo el área correspondiente a España peninsular e islas Baleares ha sido dividida en dos estratos diferenciados en base tanto a la dinámica poblacional de los dos vectores como al componente territorial (geográfico y político). Ello ha supuesto que, si bien para *C. imicola*, con un área de distribución muy localizada, ambos estratos representan escenarios biológicos claramente distintos, probablemente esta significación biológica se haya visto parcialmente reducida para el complejo *C. obsoletus* por ser un grupo de varias especies y contar con un área de distribución más extensa que *C. imicola* (Calvete *et al.*, 2008c). Como contrapartida a la posible pérdida de significación biológica, no obstante, la delimitación de ambos estratos teniendo en cuenta aspectos territoriales se ha considerado de utilidad desde el punto de vista de la gestión del programa de monitorización por parte del MARM y de las propias comunidades autónomas.

La evolución de las capturas medias mensuales de ambos vectores observadas a lo largo de un año a escala nacional, fueron plenamente coincidentes con los patrones de variación descritos anteriormente por otros autores a escala local o regional en nuestro país (Ortega *et al.*, 1998; Ortega *et al.*, 1999; Miranda *et al.*, 2004). Este patrón de variación se ha caracterizado por una fuerte estacionalidad de las capturas en ambos vectores, y con un pico máximo de capturas que se alcanza más prematuramente para el complejo *C. obsoletus* que en *C. imicola*. Si se asume que el número medio de capturas es un índice relativo de la abundancia poblacional, el patrón de variación combinado para ambos vectores implica que, en general, el

periodo comprendido entre abril y octubre se podría considerar como el periodo de máxima abundancia de vectores de lengua azul en contraposición al periodo comprendido entre noviembre y marzo, en donde la abundancia de ambos es mínima y que, por lo tanto, el riesgo de transmisión del virus debería ser menor en comparación con el periodo de máxima abundancia. Esta disminución sustancial del riesgo de transmisión, no obstante, si bien es factible asumirla en la práctica para *C. imicola*, no lo sería tanto para el complejo *C. obsoletus*, en el que la existencia de unos niveles de población activa y su aparente implicación en el mantenimiento y transmisión del virus durante este período de mínima abundancia han sido denunciados recientemente (Losson *et al.*, 2007).

La definición de un periodo de baja transmisión del virus de la lengua azul en Europa resulta de gran importancia a nivel epidemiológico y comercial, ya que asegura periodos del año en los que se puede dar movimiento de animales con un bajo riesgo de transmisión del virus, aunque se puedan capturar individuos de cualquiera de las especies de vectores de forma esporádica (Varios Autores, 2008). No obstante, para poder determinar de forma precisa los periodos de riesgo de transmisión será necesario conocer mejor las estrategias de hibernación de las diferentes especies de vectores (Miranda *et al.*, 2008), así como la influencia de la sensibilidad de los sistemas de muestreo utilizados, en este caso las trampas de luz sobre la precisión de las estimas, especialmente en los periodos de bajos niveles poblacionales (Del Río *et al.*, 2008).

Con relación a la precisión de las estimas y al número de estaciones requerido, el excelente ajuste obtenido en los modelos de regresión linear ha sugerido que la utilización de los datos de estaciones permanentes con series de datos incompletas no ha supuesto una pérdida significativa de exactitud y precisión a la hora de estimar los parámetros *a* y *b* necesarios para el cálculo del tamaño muestral en base a la ley de Taylor. Los resultados del análisis han evidenciado que con el esfuerzo de muestreo utilizado se han alcanzado, en la estimación de la variación de la abundancia de ambos vectores, unos niveles de precisión a escala nacional que se consideran suficientes para los objetivos de un programa de vigilancia entomológica. Los mismos resultados han sugerido que los objetivos del programa podrían también alcanzarse reduciendo el número de estaciones permanentes a costa de rebajar la precisión de las estimaciones a niveles todavía asumibles en un programa de este tipo. De este modo, considerando el número de estaciones requeridas en cada estrato para los niveles de precisión de 0,25 y 0,35 (tablas 2 y 3), tomando como nivel de estima las capturas medias observadas en cada mes, y teniendo en cuenta el mes para el que se ha calculado el mayor número de estaciones necesarias (independientemente del vector considerado), en el caso del estrato norte, y en contraposición a las 133 estaciones funcionales actuales, podría ser suficiente con disponer de un número comprendido entre 75 y 38 estaciones para obtener estimas a lo largo del año con niveles mínimos de precisión (en los meses de máxima abundancia la precisión se incrementaría) comprendidos entre 0,25 y 0,35 para *C. imicola.* Esta precisión se incrementaría para el complejo *C. obsoletus*, ya que el número de estaciones estimado para éste ha sido inferior, entre 57 y 29 respectivamente para ambos niveles de precisión. En el caso del estrato sur, se tomaría como referencia el número de estaciones calculado para el complejo *C. obsoletus*, de tal manera que las 98 estaciones actuales podrían reducirse a un número comprendido entre 66 y 34 para obtener estimas a niveles de precisión comprendidos entre 0,25 y 0,35 respectivamente. En este caso la

precisión sería superior para *C. imicola*. Teniendo en cuenta el número de provincias que componen cada estrato, para alcanzar los niveles mínimos de precisión comprendidos entre 0,25 y 0,35 el número necesario de estaciones se alcanzaría, aproximadamente, manteniendo entre 1 y 2 estaciones funcionales por provincia en el caso del estrato norte y entre 3 y 5 por provincia en el estrato sur. Esta simple regla implicaría una notable reducción de los recursos, y por lo tanto de los costes, dedicados a la monitorización de las poblaciones de vectores sin comprometer la utilidad de los resultados obtenidos

Además, e independientemente del nivel de precisión, el estrato considerado y los vectores implicados, mediante este trabajo se ha demostrado que haría falta el doble de estaciones permanentes entre el periodo de máximas capturas y el de mínimas para obtener una estimación adecuada a lo largo del año. Esto permitiría reducir a la mitad el esfuerzo de muestreo durante los periodos de máxima abundancia, así como el tiempo dedicado al procesamiento de muestras e identificación de las especies de vectores, con lo que el programa de vigilancia entomológica a nivel nacional ganaría en eficacia.

Agradecimientos

El desarrollo del programa de monitorización de las poblaciones de *Culicoides* no sería posible sin el esfuerzo de numerosos técnicos, de las Administraciones regionales y de los propietarios de las explotaciones ganaderas en donde se llevan a cabo los muestreos semanales. El programa de monitorización está financiado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino al que queremos expresar nuestros agradecimientos por los datos facilitados dentro del marco del convenio que mantiene con la Universidad de Zaragoza. También queremos expresar nuestro agradecimiento a dos evaluadores anónimos por sus sugerencias.

Referencias bibliográficas

Calvete C, Miranda MA, Estrada R, Borrás D, Sarto V, Collantes F, García de Francisco JM, Moreno N, Lucientes J, 2006. Spatial distribution of *Culicoides imicola*, the main vector of the Bluetongue virus, in Spain. Vet. Rec. 158: 130-131.

Calvete C, Estrada R, Calvo JH, Calavia R, Miranda MA, Borrás D, Mañuz B, Romero L, Lucientes J, 2008a. *Culicoides* species and transmission of bluetongue virus in Spain. Vet. Rec. 162: 255.

Calvete C, Estrada R, Miranda MA, Borrás D, Calvo JH, Lucientes J, 2008b. Ecological correlates of bluetongue virus in Spain: Predicted spatial occurrence and its relationship with the observed abundance of the potencial *Culicoides* spp. Vector. Vet. J. (en prensa) doi:10.1016/j.tvjl.2008.06.010.

Calvete C, Estrada R, Miranda MA, Borrás D, Calvo JH, Lucientes J, 2008c. Modelling the distributions and spatial coincidence of the bluetongue vectors *Culicoides imicola* and *Culicoides obsoletus* group throughout the Iberian Peninsula. Med. Vet. Entomol. 22: 124-134.

Del Río R, Monerris M, Miranda MA, Calvete C, Borràs D, Miquel M, Estrada R, Lucientes J, 2008. Traps used in different European countries for the monitoring of vectors of Bluetongue (BT) and African Horse Sickness (AHS). XXIII International Congress of Entomology. Durban. Sudáfrica.

Du Toit RM, 1944. The transmission of blue-tongue and horsesickness by *Culicoides*. Onderstepoort J. Vet. 19: 7-16.

Losson B, Mignon B, Paternostre J, Madder M, De Deken R, De Deken G, Deblauwe I, Fassotte C, Cors R, Defrance T, Delécolle JC, Baldet T, Haubruge E, Frédéric F, Bortels J, Simonon G, 2007. Biting midges overwintering in Belgium. Vet. Rec. 160: 451-452.

Manso-Ribeiro JJ, Rosa-Azevedo A, Noroña FO, Braco-Forte MC, Grave-Pereira C, Vasco-Fernández M, 1957. Fiebre catarrhale du mouton (Bluetongue). Bull. Off. Int. Epizoot. 48: 350-367.

Meiswinkel R, Gomulski LM, Delécolle JC, Goffredo M, Gasperi G, 2004. The taxonomy of *Culicoides* vector complexes – unfinished business. Vet. Ital. 40: 151-159.

Meiswinkel R, Van-Rijn P, Leijs P, Goffredo M, 2007. Potential new *Culicoides* vector of bluetongue virus in northern Europe. Vet. Rec. 161: 564-565.

Mellor PS, Pitzolis G, 1979. Observations on breeding sites and light trap collections of *Culicoides* during an outbreak of bluetongue in Cyprus. Bull. Entomol. Res. 69: 229-234.

Mellor PS, Boorman JPT, Wilkinson PJ, Martinez-Gomez F, 1983. Potential vectors of bluetongue and African horse sickness viruses in Spain. Vet. Rec. 112: 229-230.

Mellor PS, Tabachnick W, Baldet T, Baylis M, Bellis G, Calistri P, Delécolle JC, Goffredo M, Meiswinkel R, Mullens B, Scaramozzino P, Torina A, Venter G, White D, 2004. Conclusion of working groups – vectors. Vet. Ital. 40: 715-717.

Miranda MA, Borrás D, Rincón C, Alemany A, 2003. Presence in the Balearic Islands (Spain) of the midges *Culicoides imicola* and *Culicoides obsoletus* group. Med. Vet. Entomol. 17: 52-54.

Miranda MA, Rincón C, Borrás D, 2004. Seasonal abundance of *Culicoides imicola* and *C. obsoletus* in the Balearic Islands. Vet. Ital. 40: 292-295.

Miranda M A, Del Río R, Monerris M, Miquel M, Calvete C, Estrada R, Lucientes J, Borràs D, 2008. Overwintering of *Culicoides* spp. in the western Mediterranean Basin. XXIII International Congress of Entomology. Durban. Sudáfrica.

Ortega MD, Lloyd JE, Holbrook FR, 1997. Seasonal and geographical distribution of *Culicoides imicola* Kieffer (Diptera: Ceratopogonidae) in southwestern Spain. J. Am. Mosquito Contr. 13: 227-232

Ortega MD, Mellor RS, Rawlings P, Pro MJ, 1998. The seasonal and geographical distribution of *Culicoides imicola*, *C. pulicaris* group and *C. obsoletus* biting midges in central and southern Spain. Arch. Virol. 14 (Suppl.): 85-91.

Ortega MD, Holbrook FR, Lloyd JE, 1999. Seasonal distribution and relationship to temperature and precipitation of the most abundant species of *Culicoides* in five provinces of Andalusia, Spain. J. Am. Mosquito Contr. 15: 391-399.

Purse BV, Mellor PS, Baylis M, Mccormick BJJ, Rogers DJ, 2007. Incriminating bluetongue virus vectors with climate envelope models. J. Appl. Ecol. 44: 1231-1242.

Southwood TRE, Henderson PA, 2000. Ecological methods, 3rd ed. Blackwell, Oxford, United Kingdom.

Taylor LR, 1961. Aggregation, variance and the mean. Nature 189: 732-735.

Taylor WP, 1986. The epidemiology of bluetongue. Rev. Sci. Tech. OIE. 5: 351-356.

Varios autores, 2008. Bluetongue Scientific Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare (Question No EFSA-Q-2007-201) The EFSA Journal (2008) 735: 36-70. http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753812_1211902008725.htm

Williams CR, Long SA, Webb CE, Bitzhenner M, Geier M, Russell RC, Ritchie SA, 2007. *Aedes aegypti* population sampling using BG-sentinel traps in North Queensland Australia: statistical considerations for trap deployment and sampling strategy. J. Med. Entomol. 44: 345-350.

Zhou G, Minakawa N, Githeko A, Yan G, 2004. Spatial distribution patterns of malaria vectors and sample size determination in spatially heterogeneous environments: a case study in the West Kenyan Highland. J. Med. Entomol. 41: 1001-1009.

(Aceptado para publicación el 9 de diciembre de 2008)

Efectos del nivel de proteína de la dieta, sobre la condición corporal y la calidad reproductiva de reproductores pesados, criados en condiciones tropicales

J.A. Miguel[1,]*, E. Acevedo**, J. Ciria*, B. Asenjo* y J.L. Calvo*

[1] autor para correspondencia: telf. 975129404, email: jangel@agro.uva.es
* Area de Producción Animal. E.U. Ingenierías Agrarias de Soria. Universidad de Valladolid. Campus Universitario s/n 42004 Soria. España.
** Universidad Nacional Experimental del Táchira. Avenida Universidad, San Cristóbal, Estado Táchira. Venezuela.

Resumen
Se evalúa el efecto de diferentes niveles de proteína en la ración sobre la capacidad reproductora de machos en condiciones comerciales, en un ambiente de bosque húmedo tropical. Un total de 96 gallos Avían Farm fueron alimentados con piensos isocalóricos que contenían: 10, 12, 14, y 16% de proteína, desde la semana 20 hasta la 64 de edad y todos recibían la misma cantidad de alimento (130 g/día). El tratamiento de 16% de proteína sirvió como control. La condición corporal (peso corporal y excoriaciones plantares), calidad seminal (volumen, densidad, motilidad, espermatozoides totales y pH) y parámetros productivos de la incubación (porcentaje de fertilidad y nacimiento), fueron evaluados durante 10 períodos, cada uno de 28 días, desde las 28 a las 64 semanas de edad. No se observaron diferencias significativas en peso corporal entre tratamientos (4.584, 4.502, 4.547 y 4.733 kg para 10, 12, 14 y 16% de proteína, respectivamente) ni en la calidad seminal (volumen, densidad, motilidad, espermatozoides totales y pH). En excoriaciones plantares se observan diferencias altamente significativas entre los tratamientos ($p<0,01$), destacándose menor nivel de excoriaciones para el tratamiento de 10% y mayor para el de 16% de proteína (1,417 vs 1,621). Los parámetros productivos de la incubación presentaron diferencias estadísticas, el porcentaje de fertilidad ($p<0,05$) y porcentaje de nacimiento ($p<0,01$), entre los tratamientos, favorables al tratamiento de 16% de proteína pero similares al de 10% (95,61 vs 94,54) y (90,12 vs 88,53), respectivamente. Los presentes resultados nos permiten concluir que una reducción del nivel de la proteína en la dieta no afectó el peso vivo ni la calidad seminal, pero sí a los parámetros productivos de la incubación y a las excoriaciones plantares.

Palabras clave: machos, reproductores pesados, semen, fertilidad, proteína

Summary
Effects of the protein level of the diet, in corporal condition and reproductive capacity in heavy broilers breeder males, in tropical conditions
An experiment was conducted to study the effects of different levels of protein in the diet over the reproductive capacity of heavy broiler breeder males, fed separately from the Females on tropical commercial conditions. Ninety six Avian Farm males were assigned to either 10, 12, 14 or 16% protein diet (isocaloric) from 20 to 64 weeks of age, and all groups received equal quantities of feed (130g/day). The 16 % protein diet served as control treatment. Corporal condition (body weight, and foot pad score), semen quality (volume, density, motility spermatozoa per ejaculated and pH), total eclosion (fertility and hatchability of egg) were evaluated during 10 periods, each one of 28 days. The results showed that protein treatment had no significant effects on body weight (4,584, 4,502, 4,547 y 4,733 for 10, 12, 14 and 16% protein) and semen quality (volume, density, motility, spermatozoa per

ejaculated and pH). Foot pad score showed significant ($p<0.01$) differences among treatments. Foot pad score was lower for the treatment of 10% and greater for the 16% of protein (1.417 and 1.621). Total eclosion presented difference statistics, fertility ($p<0.05$) and hatchability ($p<0.01$), between the treatments, favorable to treatment of 16% of protein but similar to that of 10% (95.61 vs 94.54) and (90.12 vs 88.53), respectively. Results from this broiler breeder study indicated that males can be fed 10% of dietary protein on a restricted basis with no adverse effects on body weight and semen quality, but it affects highly the total eclosion and food pad score.

Key words: males, heavy breeder, semen, fertility, protein.

Introducción

La avicultura venezolana es una de las grandes industrias generadoras de productos de fácil acceso al consumidor, sin embargo, para que ese acceso continúe con la misma tendencia se hace necesario producir mayores volúmenes y en forma más eficiente. El estudio del manejo reproductivo y los factores que inciden directamente sobre la fertilidad del gallo reproductor pesado, pueden contribuir a mejorar la productividad de las aves reproductoras. Cabe señalar que, aunque existen gran cantidad de estudios sobre el comportamiento reproductivo de las aves (machos) y los factores que directa o indirectamente afectan la fertilidad de los gallos reproductores pesados, la mayor parte de ellos han sido realizados con animales seleccionados y criados en climas templados, siendo pocos los estudios realizados con estos animales en condiciones tropicales. Por lo tanto, consideramos que el estudio de los factores que influyen en la fertilidad de los machos reproductores bajo esas condiciones tropicales de explotación, puede contribuir a la mejora de la producción y la productividad de la industria avícola.

Son numerosas las referencias sobre los factores que afectan directa e indirectamente la acción reproductiva de *Gallus domesticus*, de hecho, factores externos como la fotoestimulación, la nutrición, las interacciones sociales y factores internos como la edad, el peso corporal, el tipo genético, los hormonales y el metabolismo afectan al comportamiento reproductivo, aun cuando, los factores relacionados con el manejo general y sus interrelaciones con el ambiente constituyen la base fundamental de las variaciones totales.

Varios trabajos (Wilson *et al.*, 1979; Sexton, 1983; Sauveur, 1988 y Moya, 1991) han contribuido a la recopilación de información sobre los factores que afectan la capacidad reproductiva del gallo. Otros estudios sobre sistemas de alimentación y nivel de proteína (McDaniel, 1989; Wilson *et al.*, 1987a; Fontana *et al.*, 1990b y Hocking, 1989) y sobre características espermáticas (Brillard y McDaniel, 1985), luminosidad y ambiente (Ingkasuwan y Ogasawara, 1966; Clark y Sarakoon, 1967; Siegel *et al.*, 1969 y Edens, 1983), demuestran que existen variaciones en el comportamiento reproductivo de esta especie, en lo que respecta al manejo general de las líneas, manejo de los sistemas de alimentación y medio ambiente. También se ha observado (Crawford, 1990) que las aves introducidas desde Europa o Norte América a países Tropicales son menos tolerantes a las condiciones ambientales y climáticas que aquellas de origen indígena.

El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto de diferentes niveles de proteína en la ración, sobre la condición corporal y la capacidad reproductiva de machos reproductores pesados, alimentados independientemente de las hembras, bajo explotación comercial en condiciones tropicales.

Materiales y Métodos

Material animal y manejo

Un total de 12.000 hembras y 1.500 machos reproductores pesados de la línea Avían Farm fueron criados, siguiendo las instrucciones de la guía de manejo y equipamiento para reproductores hembra y macho recomendada por Avian Farm Internacional (1985), en la granja de reproducción denominada "La Bonita", situada geográficamente a 71° 48' 58" de longitud oeste y 8° 28' 22" de latitud norte, clasificada como Bosque Húmedo Tropical con temperaturas promedio de 27,10°C y 57,60% de humedad relativa, a 410 metros sobre el nivel del mar, con precipitación promedio anual de 174,90 mm y localizada a 700 kilómetros de Caracas. Al llegar las aves fueron acondicionadas en dos naves comerciales de 100 metros de largo por 12 de ancho, subdividido en ocho apartados internos de 12x12 metros, provista de 3/4 de perchas, donde se alojaron 600 hembras y 60 machos por división. Cada parque fue dotado de comederos automáticos con rejilla para hembras y de comederos normales manuales para machos. La iluminación artificial se inició con 14 horas de luz a la edad de 20 semanas, aumentando hasta las 20 horas diarias a la edad de 56 semanas.

A la edad de 24 semanas se eligieron al azar 96 machos (6 por división) a los que se les determinó el peso corporal y se identificaron, procediéndose a asignar 6 machos a cada una de las 4 repeticiones de los 4 tratamientos. Inmediatamente se realizó el sorteo de las dietas proteicas que contenían 10, 12, 14 y 16% de proteína, respectivamente, y 2.769 kcal de EM/kg (tabla 1). La dieta con el 16% de proteína fue designada como dieta control. El consumo de alimento por gallo fue restringido en todos los tratamientos a la cantidad de 130 g/animal/día.

Controles

Previo al inicio de las evaluaciones, cada gallo identificado fue desplumado en su parte cloacal al objeto de obtener las muestras de semen en la forma más limpia posible; seguidamente se determinó su peso corporal. A continuación fue estimado, mediante observación visual, el estado de excoriación presente en los tarsos, clasificándolas de acuerdo al grado de destrucción del tejido conjuntivo del cojinete plantar en normal (1), ligera (2) y severa (3).

La recolección del semen, con una frecuencia de 48 h (según algunos investigadores como McDaniel y Sexton (1977) y Hernández *et al.* (2005), es como se obtiene el semen de mejor calidad), se realizó mediante el método de masaje abdominal de gallos identificados y previamente entrenados (Francesch, 1994), obtenido el semen en tubos de centrífuga, midiendo inmediatamente su volumen en ml y su densidad en tres tonalidades: blanco lechoso (3), blanco intermedio (2) y blanco claro (1). El pH fue medido con ayuda de un pHmetro portátil Crison 507, usando solución de calibración de pH 4,00 y 7,02. La motilidad se determinó a partir de una gota de semen colocada en un portaobjetos y observada al microscopio, determinando el tipo de movimiento del espermatozoide. La técnica a seguir para evaluar la motilidad se basa en determinar el tipo de movimiento del espermatozoide en el eyaculado, según una clasificación de 0 a 5 que comprende: 0=Espermatozoides inmóviles. 1=Espermatozoides con movimientos lentos sin desplazamientos. 2=Espermatozoides con movimientos más vigorosos y casi ninguna o poca progresión. 3=Espermatozoides con movimientos y desplazamientos lentos. 4=Espermatozoides con progresiones rápidas. 5=Espermatozoides con movimientos progresivos muy rápidos (forma de tirabuzón).

Tabla 1. Composición y valor nutritivo de las raciones experimentales
Table 1. Composition and nutritive value of the experimental rations

Ingredientes	Contenido en proteína (%)			
	16	14	12	10
Sorgo (g/kg)	602,0	625,0	643,0	659,0
Soja 48,5% (g/kg)	158,0	100,0	44,0	10,0
Salvado de trigo (g/kg)	196,0	230,0	268,0	283,0
Pronaquin 9/22,5 (g/kg)	19,0	19,0	19,0	19,0
Fosfato (g/kg)	7,0	7,0	7,0	7,0
Carbonato Cálcico (g/kg)	11,0	11,0	11,0	11,0
Sal (g/kg)	3,0	3,6	3,5	3,7
DL Metionina (g/kg)	1,0	1,4	1,5	1,7
L Lisina HCL (g/kg)	-	-	-	2,6
Premezcla Vitamínica (1)	2,5	2,5	2,5	2,5
Premezcla Mineral (1)	0,5	0,5	0,5	0,5
Análisis químico				
E. Metabolizable (kcal/kg)	2770	2770	2770	2770
Arginina (g/kg)	5,3	5,3	5,6	5,6
Lisina (g/kg)	5,4	5,6	5,4	5,6
Metionina (g/kg)	3,2	3,2	3,1	3,1
Metionina+Cistina (g/kg)	5,0	5,3	4,8	4,6
Calcio (g/kg)	10,3	10,2	10,1	10,1
Fósforo (g/kg)	4,2	4,2	4,2	4,2
Fibra Bruta (g/kg)	36,6	38,0	39,3	39,7
Sodio (g/kg)	2,0	2,2	2,0	2,1

(1) Composición de la premezcla vitamínica y mineral por kg de ración: vitamina A, 37 mg; vitamina D mg; riboflavina, 20 mg; colina, 500 mg; niacina, 35 mg; vitamina B12, 20 mg; manganeso, 625 mg; zinc, 100 mg; hierro, 250 mg; cobre, 43,8 mg; cobalto, 0,55 mg; sulfato potásico, 18,8 mg y sodio, 0,7 mg.

La concentración se determinó mediante el recuento de los espermatozoides en la cámara de Neubauer, previa dilución de 1/1.000 en un matraz aforado de 50 ml con cloruro de sodio al 3%. El recuento de espermatozoides en la cámara de Neubauer se realizó por duplicado para obtener el promedio de las dos lecturas, obteniéndose de esta manera el número de espermatozoides por ml (Brillard y McDaniel, 1985). Los espermatozoides totales por eyaculado se determinaron mediante la multiplicación del volumen del eyaculado por la concentración determinada x 1.000.

Para evaluar la fertilidad, los huevos eran conservados en refrigeración a 18ºC y 70% de humedad, y sin incubación previa, fueron observados con una fuente de luz intensa, para detectar si eran fértiles o infértiles. Finalmente se seleccionaron 720 huevos por cada tratamiento, los cuales fueron mantenidos en las mismas condiciones de temperatura y humedad antes señaladas durante dos días, para ser enviados a la planta de incubación. Al finalizar el período de eclosión, se determinó el porcentaje total de nacimientos sobre la base del total de huevos colocados por tratamiento.

El diseño utilizado fue el completamente aleatorio con cuatro tratamientos, cuatro repeticiones y seis observaciones por repetición (Steel y Torrie, 1980).

Análisis estadístico

Los datos se analizaron mediante modelo lineal general de análisis de varianza del programa informático SPSS 10.0 para Windows (1999). Se aceptó un nivel de significación de $p<0,05$ y $p<0,01$ y se utilizó el método de Scheffé para comparar medias.

Resultados y Discusión

Condición corporal

En la tabla 2 se presenta el peso corporal de machos reproductores pesados, en función de los niveles de proteína en la ración.

Los promedios sobre el peso corporal no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos que consumieron la ración control (16%) y aquellos alimentados con 10, 12 y 14% de proteína, destacándose el menor peso corporal para los gallos alimentados con 12% de proteína, lo cual concuerda con lo descrito por Wilson *et al.* (1987a), mientras que otros autores (Brown y McCartney, 1983) encontraron pérdidas de peso corporal cuando sometieron gallos a una dieta de 17% de proteína, con un consumo de 131 g de alimento y 390 kcal/día, lo cual discrepa con los presentes resultados.

Sin embargo, estos resultados concuerdan con otras investigaciones (Wilson *et al.*, 1987b) en las que trabajando con niveles de 9, 12 y 15% de proteína y 2819 Kcal/kg de energía metabolizable y consumo de 120 g/día, encuentran un efecto lineal sobre el peso corporal, aunque estas diferencias no fueron significativas (Wilson *et al.*, 1987a). En la misma línea de estos resultados se

Tabla 2. Medias ± SEM del efecto de la utilización de diferentes niveles de proteína sobre la condición corporal, la calidad del semen, la fertilidad y el porcentaje de nacimientos en reproductores pesados
Table 2. Means ± SEM effect of different protein levels on body condition, semen quality, fertility and hatchability from heavy breeder males

		Nivel de proteína (%)				
		10	12	14	16	
Condición corporal	Peso vivo (g)	4584±421	4502±364	4547±260	4733±381	n.s.
	Excoriaciones plantares (1-3)	1,42±0,65^{a}	1,53±0,65^{b}	1,54±0,69^{b}	1,62±0,73^{b}	**
Calidad del semen	Volumen (ml)	0,17±0,09	0,17±0,09	0,18±0,12	0,16±0,09	n.s.
	Densidad (1-3)	1,90±0,92	2,15±0,88	2,14±0,49	2,09±0,92	n.s.
	Motilidad (1-5)	3,88±0,91	3,80±0,92	3,77±0,95	3,69±0,95	n.s.
	Espermatozoides totales (x10^{9})	4,16±3,42	3,56±2,70	3,65±2,97	3,72±3,29	n.s.
	pH (1-14)	7,26±0,51	7,22±0,49	7,15±0,54	7,15±0,48	n.s.
Parámetros productivos de la incubación	Porcentaje de fertilidad (%)	94,54±2,13^{ab}	94,06±2,35^{b}	94,99±2,10^{ab}	95,61±2,23^{a}	*
	Porcentaje de nacimientos (%)	88,53±3,45^{ab}	87,79±3,49^{b}	89,22±2,97^{ab}	90,12±3,20^{a}	*

n.s.: diferencias no significativas, * ($p<0,05$), ** ($p<0,01$)

encuentran otros (Fontana *et al.*, 1990a) en que trabajando con niveles de proteína de 12 y 14% no encontraron diferencias significativas entre los tratamientos.

De la misma manera, se presentan en la tabla 2 los valores correspondientes a las excoriaciones plantares, donde se obtienen diferencias altamente significativas para la variable en estudio, destacándose mayor nivel de excoriación para el tratamiento con 16% de proteína y menor para el menor nivel de proteína, en consecuencia, se puede concluir que independientemente del nivel de proteína se observa cierta tendencia al aumento del grado de excoriación asociado con el consumo proteico y aunque no se encontraron diferencias en el peso corporal. Se ha apuntado por otros autores (McDaniel, 1989) que la baja en la fertilidad y el nacimiento de los pollitos es producto de la baja eficiencia y frecuencia de cruzamiento de los gallos, como consecuencia de un aumento desmesurado en su peso corporal. Igualmente, debido al exceso de peso corporal que originan las excoriaciones plantares, estas dificultan la copulación.

Calidad del semen

El análisis de los resultados, en forma general, para la calidad del semen se realizó sobre la base de 804 eyaculados, y en la tabla 2 se presenta el valor medio y la desviación estándar de las medias totales para las variables en estudio (volumen, densidad, motilidad, espermatozoides totales y pH).

No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna de las variables relacionadas con la calidad del semen estudiado. Estos resultados concuerdan con los previamente citados en donde los machos fueron alimentados con dietas de baja proteína en la etapa de cría y producción sin afectar significativamente los parámetros estudiados (Arscott y Parker, 1963; Jones *et al.*, 1967 y Wilson *et al.*, 1987a). Similares resultados fueron obtenidos en otros trabajos (Hocking, 1989) con niveles desde 8 a 40% de proteína, no observando evidencias de interacción entre la edad y el tratamiento en el volumen y la concentración del semen eyaculado. De la misma manera Fontana *et al.* (1990a), utilizando niveles de 12 y 14% de proteína en la dieta, observan que estos niveles proteicos tienen un mínimo efecto sobre los parámetros de calidad del semen.

En otro trabajo McDaniel (1986) estudió el efecto del nivel de proteína en la dieta sobre la producción de semen de machos reproductores en un período de edad de 48 a 53 semanas, encontrando que el nivel del 18% de proteína reduce el volumen de semen a 0,34 ml, mientras que con un nivel proteico del 12% la producción fue de 0,55 ml por eyaculado. No obstante, la concentración espermática demuestra mayores valores para el nivel más bajo de proteína (4,79 millones/ml) y 5,63 para el nivel más alto, como también ocurre para el parámetro espermatozoides por eyaculado, con valores de 2,43 y 3,34 millones, respectivamente.

Fertilidad y nacimientos

Según se recoge en la tabla 2, se observaron diferencias significativas ($p<0,05$) en función del nivel de proteína, señalándose un mayor porcentaje de fertilidad para el nivel de 16% de proteína. Estos resultados concuerdan con los señalados por otros autores (Brown y McCartney, 1983), utilizando reproductores pesados y un nivel del 17% de proteína.

Similares resultados han sido descritos en otras publicaciones (Wilson *et al.*, 1965), trabajando con machos White Leghorn y en condiciones de monta natural. Estos autores no encontraron diferencias significativas en el volumen del semen, ni en el nacimiento

de huevos fértiles al utilizar cuatro niveles de proteína (16; 9; 6,7 y 4,5%) durante cría y recría y 17% durante el periodo de producción, aún cuando, se nota un retraso en el tiempo para lograr la madurez sexual en los niveles más bajos de proteína. Sin embargo, la fertilidad fue mayor en los niveles intermedios de proteína.

En un trabajo con machos Ross (Attia *et al.*, 1993), se evaluaron en condiciones de piso y monta natural con consumos de 17,5 g de proteína y 340 kcal de energía por macho y día, encontrando un 91,1% de fertilidad, inferior al observado en el presente estudio.

Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos en estudio sobre el porcentaje de nacimientos, siendo más favorables para el mayor nivel proteico, y aunque no es diferente del nivel bajo de proteína estudiado, sí lo es del nivel del 12%. Los presentes resultados discrepan de los señalados por otros autores (Brown y McCartney, 1983) que encuentran porcentajes de nacimiento de 82,4% para reproductoras pesadas, siendo estos porcentajes superiores en este estudio, y también mayores a los observados en otros trabajos con reproductores ligeros (Arscott y Parker, 1963).

A la vista de los resultados obtenidos, observamos que una reducción del nivel de la proteína en la dieta utilizada para la alimentación de reproductores pesados, en las condiciones descritas y criados en clima tropical, no afectaron el peso vivo ni la calidad seminal, pero sí al porcentaje de fertilidad y de nacimientos y también a las excoriaciones plantares.

Referencias bibliográficas

Arscott GM y Parker JE, 1963. Dietary protein and fertility of male chickens. J. Nutrition 80: 311-314.

Attia YA, Yamani KA y Burke WH, 1993. Daily energy allotment and reproductive performance of broiler breeder males. Poultry Science 72: 42-50.

Avian Farms, International LTD, 1985. Guía de Manejo para Reproductores Hembra y Macho. Connecticut. U.S.A.

Brillard JP y McDaniel GR, 1985. The reliability and efficiency of various methods for estimating spermatozoa concentration. Poultry Science 64: 155-158.

Brown HB y McCartney GR, 1983. Effects of dietary restriction on reproductive perfomance of broiler breeder males. Poultry Science 62: 1885-1888.

Clark CE y Sarakoon K, 1967. Influence of ambient temperature on reproductive traits of male and female chickens. Poultry Science 46:1093-1098.

Crawford RD, 1990. Poultry Breeding and Genetics. En: Quantitative Genetics and Selection. Genetics of Growth and Meat Production in Chickens, pp.599-644. Elsevier, New York.

Edens FW, 1983. Effect of environmental stressors on male reproduction. Poultry Science 62:1676-1689.

Fontana EA, Weave WD y Van Krey HP, 1990a. Reproductive perfomance of broiler breeders fed separately and together in small pens. Poultry Science 69:166 (abstract).

Fontana EA, Weaver WD y Van Krey HP, 1990b. Effects of various feeding regimens on reproduction in broiler breeder males. Poultry Science 69:209-216.

Francesch A, 1994. Inseminación Artificial en gallinas. Arte Avícola, 5-7.

Hernández PJE, Fernández RF y Rodríguez SJL, 2005. Obtención y congelación de semen de gallo doméstico usando un diluyente con glutamato sódico. Revisión Salud Animal 27: 124-128.

Hocking PM, 1989. Effect of dietary crude protein concentration on semen yield and quality in male broiler breeder fowls. British Poultry Science 30: 935-945.

Ingkasuwan P y Ogasawara FX, 1966. The effect of light and temperature and their interaction on the semen production of White Leghorn males. Poultry Science 45: 1199-1206.

Jones JD, Wilson HR, Harms RH, Simpson CF y Waldroup PW, 1967. Reproductive performance in male chickens fed protein deficient diets during the growing period. Poultry Science 46: 1569-1577.

McDaniel GR y Sexton TJ, 1977. Frequency of semen collection in relation to semen volume, sperm concentration and fertility in the chicken. Poultry Science 56: 1989-1993.

McDaniel GR, 1986. Eliminando la gordura de sus machos reproductores. Industria Avícola 22-28.

McDaniel GR, 1989. Sex separate feeding of broiler parent stock. 7ter European Symposion on Poultry Nutrition. Girona. España.

Moya A, 1991. Inseminación artificial en gallinas. Centro de Investigación para el Mejoramiento Animal. Ministerio de la Agricultura de Cuba. 1991: 3-65.

Sauveur B, 1988. Reproduction des volailles et production d'oeufs. INRA. Paris. pp 141-208.

Sexton TJ, 1983. Maximizing the utilization of the male breeder: A review. Poultry Science 62: 1700-1710.

Siegel HS, Siegel PB y Beane WL, 1969. Semen characteristics and fertility of meat-type chickens given increasing daily photoperiods: Poultry Science 48: 1009-1013.

SPSS base 10.0 for windows user's guide 1999. SPSS Inc., Chicago IL.

Steel RDG y Torrie JH, 1980. Principle and Procedures of Statistic. Second Edition. Mc Grawn Hill Book Company. New York.

Wilson HR, Piesco NP, Miller ER y Nesbeth WG, 1979. Prediction of the fertility potential of the broiler breeder males. World's Poultry Science Journal 35: 82-95.

Wilson JL, McDaniel GR y Sutton CD, 1987a Dietary protein levels for broiler breeder males. Poultry Science 66: 237-242.

Wilson JL, McDaniel GR, Sutton CD y Render JA, 1987b. Semen y carcass evaluation of broiler breeder males. Fed low protein diets. Poultry Science 66: 1535-1540.

Wilson MR, Waldroup PW, Jones JE, Duerre DF y Harms RN, 1965. Protein levels in growing diets and reproductive performance of cockerels. Journal Nutrition 85: 29-37.

(Aceptado para publicación el 26 de diciembre de 2008)

Una visión sobre la avicultura para la producción de caza en España

C. Sánchez García-Abad*, M.E. Alonso de La Varga, R. Prieto Martín, V. González Eguren y V.R. Gaudioso Lacasa

* Grupo de Producción y Gestión Cinegética, Dpto. Producción Animal, Universidad de León. 24071 León

Resumen
Se aborda la situación de la producción de aves para la Caza en España. Para ello se analiza la evolución histórica del sector desde sus comienzos hasta la actualidad, realizando una descripción de los sistemas productivos propuestos en las distintas etapas, enumerando los logros y problemas más notables y ofreciendo datos relativos al número de granjas y cantidad de aves producidas. En líneas generales el sector ha evolucionado hacia la obtención de un gran número de animales aptos para su caza directa mediante sistemas de producción intensiva, distribuidos en la mayor parte de la geografía nacional. Sin embargo, han aparecido un gran número de alteraciones de potencialidades etológicas, ya que un elevado porcentaje de individuos producidos no son capaces de expresar patrones antipredatorios correctamente, lo cual dificulta la supervivencia en el medio natural de la mayoría de los individuos liberados y ponen en riesgo las poblaciones silvestres. En consecuencia, urge el desarrollo de nuevos sistemas alternativos de producción semi-intensivos y semi-extensivos, compatibles con las nuevas directrices de sostenibilidad, bienestar animal y fomento de la biodiversidad, con el fin de obtener productos diferenciados de calidad y alto valor económico, en nuestro caso aves capaces de integrarse y reproducirse en el medio natural.

Palabras clave: comportamiento, codorniz, crianza, desafíos, faisán, granja, perdiz roja.

Summary
A view of the game bird farming in Spain
The situation of game bird's captivity breeding in Spain has been tackled in this paper. We examine the historical evolution of the captivity breeding since its beginning until today, with a description of the proposed production systems at different stages, listing the most notable achievements and problems and offering data on the number of farms and animals produced. The sector has evolved toward obtaining a large number of animals for hunting directly through intensive farming, distributed in the whole country. However, these rearing methods have generated a large number of behavioural defects that hamper survival in the natural environment of most individuals released and threatening wild populations. The development of new alternative systems of semi-intensive and extensive farming is needed, in agreement with the new guidelines for sustainability, animal welfare and promotion of biodiversity, in order to obtain differentiated products of high quality and value, in our case game birds capable of integrating and reproduce in the wild.

Key words: behaviour, breeding, challenges, farming, pheasant, quail, red-legged partridge.

Introducción

La Caza, entendida como actividad lúdica compatible con la sostenibilidad y rentabilidad del medio ambiente y las especies que lo habitan, es una de las alternativas de futuro para nuestro Campo. En la mayoría de los cotos españoles la Caza complementa a la Agricultura y Ganadería, generando unos ingresos que, en ocasiones, superan con creces a los obtenidos por los últimos. Las estimaciones apuntan que la Caza mueve en España más de 3.000 millones de euros al año y existen más de 100.000 empleos relacionados, directa e indirectamente, con la Caza (Garrido, 2004).

Como consecuencia de la gran demanda de animales para la Caza y ante la imposibilidad de que las poblaciones autóctonas ofrezcan el número de efectivos deseados, en España se han desarrollado desde los años cincuenta sistemas de producción de especies cinegéticas (Sánchez y col., 2007), diferenciados de la ganadería clásica, dado el tipo de animales que se producen (distintos de las especies útiles habituales) y el tipo de producto obtenido, en nuestro caso producción de comportamiento, entendido como la explotación de determinados patrones etológicos requeridos para el lance cinegético, tales como el mimetismo, la respuesta de huída, etc.

De entre todas las especies cinegéticas introducidas en los sistemas de producción, a lo largo de casi cincuenta años, destaca el caso de las aves de Caza. Éstas fueron las primeras criadas en sistemas con niveles de intensificación y control crecientes. De ellas existe un gran número de granjas en buena parte de la geografía peninsular e insular y pueden considerarse parte de un sector dinámico que busca la mejora de sus producciones, tanto en cantidad como en calidad (Padrós, 1991; Nadal, 1992; Sacristán, 1997; González-Redondo, 1999, 2005). Pretendemos aquí realizar una breve revisión sobre la historia de la producción en España (1), evaluar la situación actual de la explotación de las principales especies (2) y enunciar los desafíos dominantes a los que se enfrenta el sector (3).

Para ello se realizó una revisión bibliográfica sobre la evolución de los sistemas de producción en España desde su nacimiento hasta la actualidad (años cincuenta), se recopilaron artículos científicos que identifican problemas surgidos en la cría en cautividad y, por último, se analizaron datos del Registro General de Explotaciones Ganaderas (REGA, diciembre de 2007) y estimaciones realizadas en los últimos años sobre la dimensión de las principales producciones.

Historia y evolución del sector

Los inicios de la producción cinegética en España (1949-1959)

La crianza de aves de Caza no puede considerarse un hecho reciente en España (Pérez, 1981; Jiménez y Rodríguez, 2007), pero en lo que se refiere a la introducción de estos animales en sistemas de explotación propiamente dichos hay que buscar los orígenes en la primera mitad del siglo XX. Algunas fechas son de interés en este capítulo: en 1928 se funda el Consejo Superior de Caza y Pesca y en 1951 se crea el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza (S.N.P.F.C.), órgano administrativo que a partir de 1970 pasaría a llamarse ICONA (Abella, 1973). Este servicio asume la ordenación cinegética en nuestro país, lo cual incluía el impulso de programas de reproducción en cautividad de especies cinegéticas autóctonas y alóctonas (Muñoz, 1962). El S.N.P.F.C intenta imitar a la *Office National de la Chasse* (Francia) y *The Game Conservancy Trust* (Reino Unido),

organismos científicos que, junto con los ya creados en EE.UU., suponían la vanguardia en la gestión y conservación de los recursos cinegéticos del momento.

Al igual que en los países más desarrollados del entorno europeo, la necesidad de producir Caza en España respondía a la regresión de las poblaciones autóctonas registrada durante el período de "entre guerras" (1919-1939). La perdiz roja (*Alectoris rufa* Linnaeus *1756*), especie cinegética emblemática en la Península Ibérica, sufrió una fuerte regresión de sus poblaciones durante este período aumentando las repoblaciones a partir de animales capturados en el campo (Silos, 1953), práctica que finalmente se consideró inviable. Al mismo tiempo la caza en ojeos se extendió en buena parte de los cotos de la mitad sur peninsular (Medem, 1997; González Redondo, 2004).

Una vez que la dotación presupuestaria para el Servicio comienza a incrementarse de forma casi exponencial (1960-1970), las fincas adquiridas por el Patrimonio Forestal del Estado y S.N.P.F.C. (Sánchez y col., 2007) se van convirtiendo en "Granjas y Centros de Aclimatación y Cría". El objetivo de estos centros es claro: repoblar aquellos entornos que habían perdido sus poblaciones originales e introducir especies alóctonas para incrementar la rentabilidad. De este modo, cada centro se especializa en una o en varias especies, quedando conformado el siguiente "mapa cinegético" según los datos de 1963 (Sánchez y col., 2007);

1. Los Quintos de Mora (Toledo). Granja de perdiz roja.

2. Lugar Nuevo (Jaén). Granja de colín de California (*Lophortis californica,* L.) y colín de Virginia (*Colinus virginianus,* L.).

3. Dodro (La Coruña). Granja de perdiz roja, faisán (*Phaisanus colchicus,* L.) y ambas especies de colines.

La falta de experiencias científicas en España sobre la cría de la Caza, y por ende la ausencia de profesionales experimentados, generó una doble problemática, sin embargo, el Ministerio de Agricultura encuentra ayuda en los antecedentes del Consejo Superior de la Caza de Francia (Pringalle, 1957; Feuillet, 1960; Fol, 1961; Lucas, 1963). Comienzan a formarse equipos multidisciplinares en los Centros mencionados (Veterinarios, Ingenieros de Montes, Biólogos, Guardas de Caza…), ya que sólo desde un trabajo en equipo podían obtenerse resultados aceptables, tal y como sucedió en Los Quintos de Mora. Estos grupos de trabajo aplican los escasos estudios científicos que llegan a España e incorporan los sistemas de la producción animal de la época (González-Redondo, 2004; Sánchez y col., 2006).

Los primeros frutos: el "boom" de las repoblaciones (1960-1969)

Los años sesenta son, sin lugar a dudas, un punto de inflexión para el sector cinegético español porque, tras más de diez años de trabajo, el sistema empieza a dar sus primeros frutos. De este modo y en apenas dos, tres años, Los Quintos de Mora, Lugar Nuevo y Dodro comienzan a producir miles de aves que serán soltadas en distintos puntos geográficos. Según los datos del S.N.P.F.C. (1970) en el período 1965-1969 se habían producido 11.201 perdices, 22.632 colines y 2.253 faisanes. Quisiéramos destacar el éxito singular de Quintos de Mora, ya que las técnicas ensayadas y desarrolladas en la finca de Los Yébenes constituyen el origen de los cientos de granjas de perdices que existen actualmente en España (González Redondo, 2004). El trabajo realizado por José Lara (Dr. Ingeniero de Montes) Florentino Pérez y Octavio Arenzana (Veterinarios), entre otros, recogido en *"La cría y cultivo de la perdiz roja"* (1965), puede calificarse como

uno de los éxitos más rotundos. Además, el equipo de Quintos se anticipa a la problemática de la crianza de la especie y su rendimiento en las repoblaciones, porque no sólo se idean sistemas intensivos de explotación sino, también, semi-intensivos en los que prima el desarrollo del comportamiento natural de la especie (Gaudioso *et al.*, 2002). Tras Quintos, Lugar Nuevo y Dodro, el ICONA (Flores, 1979) desarrolla nuevas granjas en Toledo (Olías del Rey y Sevilleja de La Jara), Ciudad Real (Peñas Negrillas), Valencia (El Saler) y Cataluña (Torre Ferrusa, Esterri de Aneu), entre otras. Los Cotos Sociales (creados a partir de la Ley de Caza de 1970, B.O.E. el 6 de abril) presencian la suelta de la mayor parte de las perdices producidas en los primeros ciclos; según los datos del S.N.P.F.C., tras la liberación de perdices de "Quintos de Mora" en Sevilleja de la Jara (Toledo, 18.519 has) y Coto de las Anchuras (Ciudad Real, 12.261 has) las poblaciones autóctonas se recuperaron de forma satisfactoria en ambos enclaves (González-Redondo, 2004; Sánchez y col., 2007).

La crianza de colines de Virginia y California y el faisán son una realidad en 1963, ya que las granjas de Lugar Nuevo y Dodro comienzan a dar resultados satisfactorios. En principio, la introducción de estas especies alóctonas buscaba una diversificación del interés en las aves de Caza Menor (concentrada en la perdiz roja) y la revalorización de los cotos con nuevos atractivos venatorios. En lo que se refiere a los colines, los trabajos realizados en cautividad fueron positivos y se pensó que estas especies podrían adaptarse plenamente a los hábitats españoles. Pontevedra, Asturias, León, Guipúzcoa, Burgos, Huesca, Albacete, Sevilla, Jaén y Guadalajara, entre otras, recibieron cientos de colines desde 1963, realizándose una evaluación "satisfactoria" conjunta un año después (Calderón, 1964). Sin embargo, las primeras sueltas ya delatan que los colines son más aptos para su caza intensiva que para la repoblación, motivo por el cual la crianza parece detenerse unos años después, siendo mantenida testimonialmente en granjas cinegéticas ligadas a cotos intensivos y salvo contadas excepciones, no se registran poblaciones silvestres reproductoras (Díaz y col., 1996). El faisán sí consigue introducirse con mayor éxito, aunque sus poblaciones quedan limitadas a ciertas áreas del norte y noreste peninsular (Martínez, 2003) en las que se realizan periódicamente las sueltas y que reúnen las mejores condiciones de hábitat para la especie (especialmente al norte del Ebro). Por la bibliografía consultada (Calderón, 1964) creemos que el esfuerzo económico y técnico realizado fue mayor para los colines, si bien el faisán puede considerarse como la única ave cinegética introducida con éxito en España (Lucio, 1997; Ballesteros, 1998; Martínez, 2003), obviando las introducciones ilegales de codorniz japonesa. Ballesteros (1998) sugiere que esta faisánida debe seguir siendo conservada y gestionada en aquellos entornos que alberguen poblaciones reproductoras.

A grandes rasgos, los sistemas de producción planteados, ya desde los primeros ensayos, son similares a los que existían en avicultura clásica para la producción del pollo de carne (Durigen, 1947), con la lógica salvedad de la utilización de voladeros y otras dependencias anejas para facilitar la posterior aclimatación al campo en las distintas modalidades de suelta. Los pioneros de estas producciones inciden en que los sistemas utilizados se diseñaron tomando como referencia la producción avícola española y la producción cinegética francesa. Los elementos básicos de aquellos sistemas son similares a los actuales (Calderón, 1964; Lara y Arenzana, 1965). Como sucede en la avicultura clásica, las características del sistema implican la inexistencia de los padres durante la crianza de los hijos. Según los resultados de Pérez

en perdiz roja (2006), este hecho incide de forma negativa tanto en el etograma de huída como en la supervivencia de los animales liberados si se compara con los individuos silvestres.

En los inicios (González-Redondo, 2004), la producción más extendida es de ciclo cerrado y sus características son;

1. Separación de los animales en función del estado productivo de los mismos: reproducción, cría y recría.

2. Selección de los reproductores por su aptitud para el vuelo.

3. Utilización de instalaciones provistas de control ambiental reducido.

4. Emparejamiento forzado de los reproductores en jaulas con espacio limitado.

5. Utilización de incubadoras y nacedoras.

6. Diseño de piensos formulados preparados para cubrir las necesidades específicas de cada etapa.

7. Realización de programas sanitarios e higiénicos específicos, aplicando el principio de "todo dentro, todo fuera".

El destino de las aves producidas es en su mayoría la repoblación (acción que tiene por objeto incrementar el tamaño o la distribución geográfica de la población de una especie autóctona existente utilizando medios artificiales, UICN, 1998) y reintroducción (intento para establecer una especie en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o de la cual se extinguió, UICN, 1998). Para intentar incrementar el éxito de estas sueltas comienzan a ponerse en práctica técnicas de gestión cinegética (Lara y Arenzana, 1965), muy extendidas en la actualidad, consistentes en realizar intervenciones sobre el hábitat y los predadores naturales de las aves para reducir la mortalidad e incrementar la posibilidad de completar el ciclo vital por parte de los individuos liberados (Leopold, 1933; Peiró, 1997).

Las consecuencias de la industrialización y el ocaso de las poblaciones autóctonas (1970-2007)

En este prolongado período, cuya duración alcanza casi cuatro décadas, suceden tres circunstancias claves para entender la situación actual del sector: los fuertes cambios registrados en la demografía española (iniciados ya en los años sesenta), la profunda transformación de los sistemas de producción agrícola y la diversificación de la producción de aves de Caza (Vargas, 2002; González Redondo, 2005).

El abandono del Campo y el aumento del nivel de vida, y por tanto del tiempo libre y las actividades lúdicas, han generado una mayor demanda de Caza, incrementándose gradualmente el valor económico de las piezas y los entornos que las albergan (Bernabéu, 2000). La carrera iniciada por el S.N.P.F.C. y continuada por el ICONA se ve eclipsada por la iniciativa privada y, en apenas 15-20 años, aparecen multitud de criaderos. Según González-Redondo (2004), la cría de perdiz roja se extiende por todo el país, incluso en regiones que no reúnen condiciones óptimas para su crianza en el medio natural. Conjuntamente con esta tendencia se consolida la producción de faisán en la franja norte peninsular y la cría de codorniz (*Coturnix coturnix,* L.) deja de ser anecdótica (Pérez, 1974; Luccotte, 1980; Dalmau, 1994; Caballero y Peña, 1997). Unas aves se incorporan a la producción con fines cinegéticos, como la paloma bravía (*Columba livia*, L.) y la perdiz pardilla (*Perdix perdix* L.), mientras que otras van desapareciendo hasta hacerse casi inexistentes, como el caso de los colines (Rodríguez y Herrera, 1980; Martínez y Cimas, 1997; Ballesteros, 1998).

A partir de los años ochenta se observa un descenso acusado en las poblaciones silvestres de perdiz roja (González Redondo, 1993; Aebischer y Potts, 1994) y codorniz (Saint-Jalme y Guyomarch, 1990). Esta situación se hace "dramática" en los años noventa para la perdiz y codorniz (figura 1), una vez que la Política Agraria Común (PAC) se encuentra implantada en el Campo Español (Vargas, 2002; Pérez, 2006). Para la mayoría de los autores, la PAC ha sido perjudicial para la Caza Menor en general, y las aves en particular, ya que se han eliminado fuentes de alimentación y refugio, elementos básicos para su reproducción (Leopold, 1933). La producción cinegética alcanza en pocos años el apelativo de industria y se confirma como un sector ganadero consolidado (Buxadé y Notario, 1997). Aparecen nuevos productos que diversifican la producción, aumentando el número de granjas de carne, huevos y reclamos (en la perdiz roja). En pocos años se crean un gran número de cotos intensivos y se generalizan las sueltas de perdiz roja, codorniz y faisán. La producción de aves de caza sustenta y asegura la actividad de un elevado porcentaje de cotos privados y crea recursos turísticos en los cazaderos de toda España, con especial mención a la mitad sur peninsular (Garrido, 2004).

Partiendo de las características de los sistemas de producción descritas para el anterior período (1960-1969) podemos deducir, como diferencias más significativas, el desarrollo de la producción en ciclo abierto (1), la potenciación de ciertos parámetros biológicos no relacionados con la etología de las especies en su estado silvestre, tales como el incremento de la puesta (2), el aumento del control ambiental (3) y el perfeccionamiento de la alimentación, higiene y profilaxis en las explotaciones (4).

La gran demanda de animales desvía los sistemas hacia la intensificación en todas las especies y aptitudes (figuras 2 y 3), lo cual genera consecuencias negativas en los parámetros biológicos, con especial mención a la respuesta de huída y comportamiento anti-

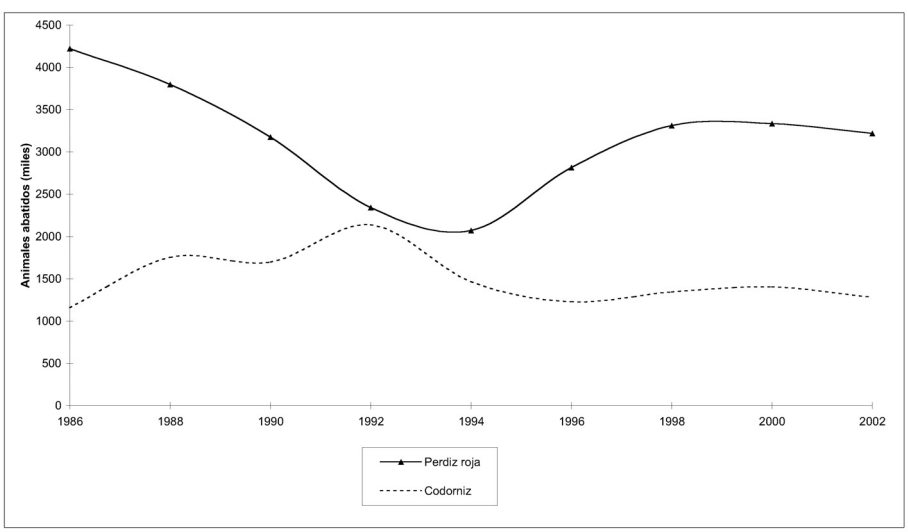


Figura 1. Evolución del número de perdices rojas y codornices abatidas en España durante el período 1986-2002. Fuente: Anuario Estadística Agroalimentaria MAPA, 1986-2002).
Figure 1. Number of red-legged partridges and quails shot in Spain from 1986 to 2002.

predatorio (Zilleti y col., 1993; Pérez y col., 2004). Además, el desarrollo industrial de las distintas aptitudes introduce la hibridación de las especies tradicionales con otras emparentadas para aumentar la rentabilidad de las explotaciones; en el caso de la perdiz roja ésta se hibrida con la perdiz chukar (*Alectoris chukar*, Gray, 1830) y perdiz griega (*Alectoris graeca*, Meisner, 1804) (Cañón, 1997), mientras que la codorniz es hibridada con la especie japonesa (*Coturnix coturnix japonica*, Temminck y Schlegel, 1849) en todas sus aptitudes (Béjar, 1992; Caballero y Peña, 1997). El seguimiento de las repoblaciones con aves de granja revela que la supervivencia es menor cuanto mayor sea la intensificación del sistema productivo (Mayot, 1991). Estudios realizados en España y otros países europeos, muestran que tanto la perdiz roja (Alonso *et al.*, 2005), el faisán (Sage y col., 2001) y la perdiz pardilla (Putaala y col., 2001), criadas en sistemas intensivos, tienen dificultades para sobrevivir en aquellos entornos en los que existan predadores naturales, tanto terrestres como aéreos. Por este motivo, desde los años ochenta existe un debate fundado sobre la calidad de la "Caza Industrial": algunos estudios confirman que la predomesticación y amansamiento de las aves de Caza han inducido cambios perjudiciales para la supervivencia e integración en el medio natural de los animales liberados, así como un déficit en la pureza genética y en la sanidad de los mismos. A modo de síntesis, los cambios y deficiencias detectados son:

a) Fisiológicos y morfológicos. Las aves criadas en sistemas intensivos han sido seleccionadas para prolongar el período de cría y aumentar el tamaño de la puesta, lo cual margina a la cloquez, al no permitirse o atenuarse su expresión (Coll, 1987; Dalmau, 1994; Robles, 1998; Gaudioso *et al.*, 2002). Incluso se ha demostrado que la crianza intensiva continuada modifica la esplacnometría de la perdiz roja, de modo que el peso del corazón, hígado, bazo y la longitud de los ciegos se disminuye y con ello la capacidad de adaptación de los animales al medio del que, en origen, provienen (Millán y Gortázar, 2001).

b) Etológicos. El método de cría influye en la respuesta de huída de los animales (Zilleti y col., 1993; Dowell, 1990), de modo que si las instalaciones y el manejo no permiten el contacto entre las aves y sus predadores, éstas carecerán de patrones antipredatorios adecuados tras la suelta, y por ende tendrán una mayor susceptibilidad a ser predadas. En este sentido, Csemerly *et al.* (1983) demostraron que el contacto ave-hombre en la explotación inhibe las respuestas antipredatorias de los animales.

c) Sanitarios. Pese al avance de los programas higiénicos y profilácticos, varias investigaciones alertan sobre la liberación de aves con un estado sanitario deficiente, lo cual podría introducir nuevas enfermedades en las poblaciones autóctonas e inferir en el éxito de las repoblaciones (Millán *et al.*, 2002 y 2004).

d) Genéticos. Se ha demostrado la presencia en el campo de animales híbridos de perdiz roja y codorniz que podrían poner en peligro la pureza genética de las poblaciones autóctonas (Barilani *et al.*, 2005; García y Arruga, 2007; Puigcerver *et al.*, 2007).

Como respuesta a las deficiencias etológicas de los animales, en los últimos años se ha producido un cambio de mentalidad en cazadores, gestores y productores de Caza. Se apuesta por la gestión cinegética para mantener las poblaciones autóctonas (Peiró, 1997) y se sugiere la posibilidad de transformar los sistemas de producción hacia un modelo semi-intensivo para obtener animales que puedan defenderse de sus predadores naturales (Robles, 1998).



Figura 2. Jaulas de puesta en una granja intensiva de perdiz roja.
Figure 2. Red-legged's layer cages in intensive farming.



Figura 3. Detalle de un voladero en una granja de perdiz roja.
Figure 3. Flight pen in a red-legged partridge farm.

El sector en cifras: distribución, número y tipo de granjas

Según los datos facilitados por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MMARM, anteriormente de Agricultura, Pesca y Alimentación), a diciembre de 2007, en el Registro General de Explotaciones Ganaderas (REGA), estaban registradas 1.291 granjas de aves de Caza; 669 de perdiz roja, 334 de codorniz y 288 de faisán. En cinco CC.AA se concentran el 75% de las explotaciones: Cataluña (286), Extremadura (205), Castilla-La Mancha (176), Castilla y León (171) y Andalucía (131). Según el REGA, no existen granjas registradas en Ceuta, Melilla y País Vasco, si bien para esta última Comunidad se consultó a un productor que declaró que hay varios núcleos reproductores con cerca de 20.000 animales, todos ellos registrados por la Administración regional (figura 4). Según González Eguren (2007), las CCAA con más cotos de caza son Andalucía (23,7%), Castilla y León (18,5%), Castilla-La Mancha (17,4%) y Extremadura (12,4%), seguido de lejos por Cataluña (4%), por lo que, salvo esta última comunidad, la mayor parte de las granjas se encuentran en las zonas que aglutinan el 72% de los cotos en España, existiendo por tanto una fuerte zonificación de la producción.

En cuanto a la clasificación zootécnica (tabla 1), encontramos cuatro tipos básicos de explotaciones (incubadora, selección, multiplicación y producción) en tres aptitudes (huevos, carne y caza de repoblación). El tipo de explotación más frecuente teniendo en cuenta todas las especies es la de producción para caza para repoblación (343), seguida de la granja para producción de carne (213) y granja de cría para caza para repoblación o aves de cría (155). Según los datos del REGA, existe un número elevado de granjas "sin clasificar" (n = 262) que se corresponden con explotaciones que no "encajan" en los perfiles zootécnicos establecidos por el MMARM.

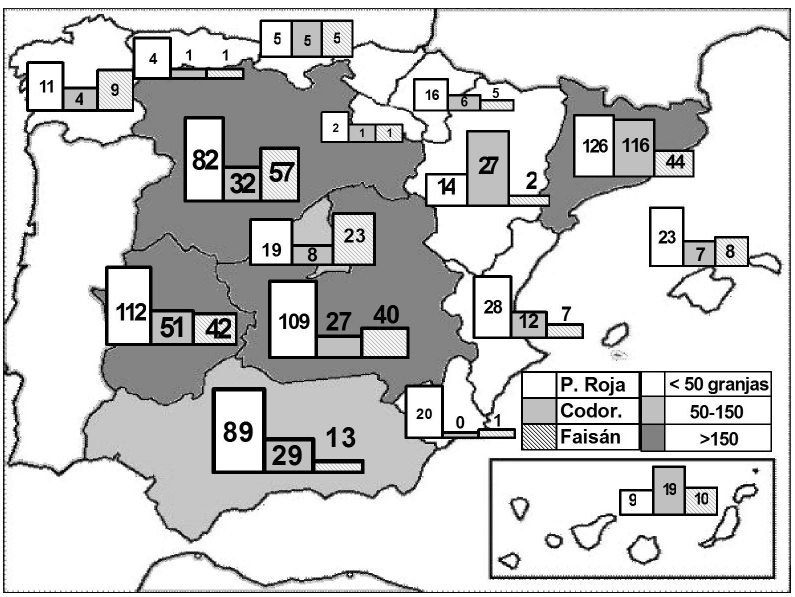


Figura 4. Número de granjas de perdiz roja, codorniz y faisán por Comunidades Autónomas.
Figure 4. Number of red-legged, quail and pheasant farms per Autonomous Communities.
Fuente: MAPA.

La producción, que tradicionalmente ha sido de ciclo cerrado, está evolucionando hacia el abierto, ya que ciertos inconvenientes como la necesidad de espacio, el incremento de riesgos sanitarios e imposibilidad de realizar la práctica "todo dentro-todo fuera", aumentan el número de puntos críticos que el avicultor alternativo ha de conocer y controlar (Sacristán, 1997).

El análisis del número de granjas por especie nos permite establecer un perfil de explotación, relacionado con la demanda de aves para la caza, carne o huevos. En la perdiz roja cerca del 70% de las explotaciones están destinadas a completar el ciclo de crianza para su caza, mientras que para el faisán este porcentaje se sitúa en el 50% y en la codorniz está próximo al 30% (tabla 1).

Dimensión de las producciones

Resulta problemático establecer cuántas aves con destino a la caza se producen anualmente en España. Los últimos datos disponibles en el Anuario de Estadísticas Forestales (MMARM, 2008) afirman que en 2006, se liberaron 1.763.915 perdices, 313.682 faisanes y 157.117 codornices, aunque se puntualiza que sólo pudo ser recogida información del 32% de las provincias. En el caso de la perdiz roja algunos autores estiman una producción anual de tres a cinco millones de individuos (Blanco y col., 2003; Cardenal, 2003), de los cuales, aproximadamente, la mitad son producidos por un sólo criador. Por otra parte, hace más de diez años ya eran liberados anualmente unos 100.000 faisanes (Lucio, 1997) y en la actualidad

Tabla 1. Clasificación zootécnica y número de granjas de Perdiz roja, Codorniz y Faisán existentes en España, diciembre de 2007
Table 1. Farm classification and number of red-legged partridge, quail and pheasant farms existing in Spain to December, 2007

Tipo de explotación	Perdiz roja	Codorniz	Faisán	Totales
Granjas de selección para carne	4	3	3	10
Granjas de selección para huevos	2	0	0	2
Granjas de selección para caza para repoblación	65	32	34	131
Granjas de multiplicación para carne	7	7	4	18
Granjas de multiplicación para huevos	1	0	1	2
Granjas de multiplicación para caza para repoblación	37	4	3	44
Granjas de producción para carne	67	105	41	213
Granjas de producción para huevos	5	17	2	24
Granjas de producción para caza para repoblación	236	40	67	343
Granjas de cría para carne (aves de cría)	28	34	8	70
Granjas de cría para huevos	2	3	0	5
Granjas de cría para caza para repoblación (aves de cría)	106	21	28	155
Incubadora	10	5	0	15
Sin Clasificar	99	68	95	262
Subtotales	669	334	288	1.291
Total				1.291

Fuente: MMARM.

entre 200.000 y 500.000 codornices (Caballero y col., 2007).

Las estimaciones siguen siendo confusas y están basadas en las cifras de producción que los criadores declaran, datos a nuestro juicio subjetivos que sólo son orientativos de la dimensión del sector que nos ocupa.

Conclusiones

Algunos autores alertan de que una excesiva intensificación y artificialización de la caza podría hacer que esta actividad no fuera compatible con la gestión y conservación de los recursos naturales (Vargas, 2007). Los desafíos de futuro se centran en dos puntos básicos: el mantenimiento de la pureza genética de todos los individuos liberados (Casas, 2008) y el desarrollo de nuevos sistemas de producción que potencie la calidad del producto obtenido (Robles y col., 2001; Gaudioso y col., 2002; Pérez y col., 2004; Alonso y col., 2005).

Para el cumplimiento del primero de los fines la estrategia debe pasar por una planificación y control de la "calidad genética" en las granjas, con el objetivo de evitar que animales híbridos pudieran ser liberados y, por ende, entrar en contacto con individuos autóctonos. Ciertas Administraciones Públicas ya exigen "certificados de pureza genética" a las granjas cinegéticas (Duarte, 2007), lo cual responde a los estudios que alertan sobre el peligro que supone la suelta de individuos hibridados (Casas, 2008). Por su parte, el desarrollo de sistemas de producción acordes con la oferta de un tipo de animal más parecido al silvestre no parece ser aceptado o considerado por los productores, aunque se han materializado experiencias científicas, en el caso de la perdiz roja, que invitan a tener en cuenta esta tendencia (Pérez, 2006; Prieto, 2008). Las características de estos sistemas semi-intensivos son;

1. Crianza de la descendencia con sus progenitores (Robles, 1998).

2. Selección de los reproductores por su aptitud para la cloquez, puesta y comportamiento epimelético.

3. Utilización de instalaciones que permitan la interacción entre aves, entorno y predadores naturales (Beani, 1988).

4. Emparejamiento libre y aumento del espacio disponible para las parejas reproductoras (Prieto, 2008).

5. Utilización de alimentación natural complementaria.

6. Realización de programas sanitarios e higiénicos específicos respetando el desarrollo de la inmunidad natural, evitando los tratamientos masivos.

Lógicamente, la puesta a punto de sistemas más cercanos a la producción semi-intensiva y extensiva podría parecer una "marcha atrás" desde la rentabilidad económica de las explotaciones, pero esta afirmación carece de veracidad si el precio fuera marcado por la "calidad" e integración en el medio del producto, si se concibiera como una producción ecológica que cumple con los criterios de bienestar animal, sostenibilidad y biodiversidad, contenidos en el Rglto. CEE 2092/91 y sus modificaciones posteriores.

Así como la producción se ha ido diversificando, durante las últimas décadas, en aptitudes diversas y singulares (caza, carne, huevos), debería plantearse el nacimiento de líneas de producción ecológica de aves de caza, enfocada bien a la "siembra" (caza directa intensiva), bien a la repoblación. Ello permitiría la aparición de productos diferenciados, sujetos a marcas de calidad, con un alto valor económico siendo necesaria una evaluación constante y periódica del

comportamiento expresado por las aves, tanto en granja como en Campo. Sumado a lo anterior, debiera conocerse de forma más precisa el número de animales que son producidos y realmente liberados cada temporada, porque las cifras actuales son confusas y finalmente no es posible determinar de entre los animales abatidos, cuáles son silvestres y cuáles provienen de la cría en cautividad.

Sólo desde esta perspectiva podría recuperarse la filosofía iniciada en España en los años 60 (criar caza para repoblar) y permitiría modificar la concepción actual de la producción cinegética intensiva, en sintonía con lo apuntado por Aldo Leopold (Game Management, 1933): la producción de caza es una forma intensiva de la gestión cinegética.

Agradecimientos

Quisiéramos expresar nuestro agradecimiento a la Dirección General de Recursos Agrícolas y Ganaderos del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino por los datos ofrecidos y a los revisores por sus correcciones y comentarios que sin duda enriquecieron este trabajo.

Bibliografía

Abella M, 1973. Manual del derecho de Caza. Publicaciones Abella. Madrid.

Aebischer NJ, Potts GR, 1994. Red-legged partridge (Alectoris rufa). En: Tucker GM y Heath MF, Birds in Europe: their conservation status. Bird Life International.

Alonso ME, Pérez JA, Gaudioso VR, Díez C, Prieto R, 2005. Study of survival, dispersal and home range of autumn-released red-legged partridges (Alectoris rufa). British Poultry Science. 46 (4): 401-406.

Barilani M, Deregnaucourt S, Gallego S, Galli L, Mucci R, Piombo N, Puigcerver M, Rimondi S, Rodríguez-Teijeiro JD, Spanò S, E Randi, 2005. Detecting hybridization in wild (Coturnix c. coturnix) and domesticated (Coturnix c. japonica) quail populations Biological Conservation. 126: 445-455.

Beani L, 1988. Un fattore critico nella riproduzione della starna (Perdix perdix) in cattivitá: il punto di nidificacione. Tai del I Convengo Nazionale dei Biologi della Selvaggina, vol. XIV.

Béjar I, 1992. Avances en la cría intensiva y manejo de reproductores en granja. En: La perdiz roja. Gestión del hábitat. Fundación La Caixa. Ed. Aedos. Pp 19-25.

Bernabéu RL, 2000. Evaluación económica de la caza en Castilla La Mancha. Tesis. IREC, Universidad de Castilla La Mancha, Spain.

Blanco JA, Virgós F, Villafuerte R, 2003. Perdiz roja, Alectoris rufa. En: Atlas de las aves reproductoras de España. R Martí y JC del Moral (Eds.): pp. 212-213. Ed. Dirección General de Conservación de la Naturaleza (MMA). Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Buxadé C, Notario R, 1997. La actividad cinegética en España: estructura y situación. En: Producciones cinegéticas, avícolas y otras. Zootecnia. Bases de producción animal Tomo XII. Cap. I, pp: 16-31.

Caballero JR, Peña JC, 1997. La explotación cinegética de la codorniz. En: Producciones cinegéticas, avícolas y otras. Zootecnia. Bases de producción animal Tomo XII. Cap. VI, pp: 111-123.

Caballero JR, 1999. Planificación de la explotación y manejo de la perdiz roja. En: Explotaciones cinegéticas y de avestruces. Proceedings jornadas técnicas. Cap. II, pp: 61-81.

Caballero JR, Peña JC, Calle MI, Caballero JV, 2007. Análisis de la morfología del pollito de codorniz europea y sus híbridos de codorniz japonesa. En: XXXVIII Jornadas sobre producción animal. AIDA-ITEA. Zaragoza.

Calderón JM, 1963. El colín en España. Documentos Técnicos, Serie Cinegética nº 2. Ed. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Madrid.

Cañón A, 1997. Estudios de pureza genética. En: III Seminario de Producción y Patología Aviar: La perdiz roja. Manuel Pizarro y Roberto Elices (coordinadores). Libro de resúmenes, pp 33-42. Facultad de Veterinaria, Universidad Complutense de Madrid.

Cardenal JP, 2003. El emperador de las perdices rojas. Revista Magazine (El Mundo), 174.

Casas F, 2008. Consecuencias fenotípicas y sobre la eficacia biológica de la introgresión genética en poblaciones silvestres de perdiz roja Alectoris rufa. En: Gestión agracia y cinegética: efectos sobre la perdiz roja (Alectoris rufa) y aves esteparias protegidas. Tesis doctoral. IREC. pp. 94-121.

Cerviño B, Marín M, 1993. La repoblación con perdiz roja de granja. Mundo Ganadero 10: 60-66.

Coll M, 1965. Cría artificial de la perdiz roja. Montes, 123: 223-227.

Coll M, 1987. Experiencias de campo sobre el instinto maternal de la perdiz roja española. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 14 pp.

Csemerly D, Mainardi D, Spanó S, 1983. Escape reaction of captive young red-legged partridges (Alectoris rufa) reared with or without visual contact with man. Applied Animal Ethology, 11: 177-182.

Dalmau A, 1994. Manual de la codorniz. Cría industrial y para la Caza. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Díaz M, Asensio B, Tellería JL, 1996. Aves Ibéricas. I. No paseriformes. JM Reyero (Ed.) Madridi. 303 pp.

Dowell SD, 1990. The development of anti-predator responses in gray partridge and common pheasants. En: Pheasants of Asia 1989, DA Hill, PJ Garson y D Jenkins (Eds.). World Pheasant Association, Reading U.K.: 193-199.

Duarte J, 2007. Calidad en la Gestión Cinegética de la perdiz roja. En: Carranza J y Vargas JM. Criterios para la Certificación de la Calidad Cinegética en España, Servicio de Publicaciones UNEX, Cáceres, pp. 65-73, 2007.

Durigen B, 1947. Tratado de Avicultura. Especies y Razas. Tomo I. Gustavo Gili, S.A.. Barcelona, 737 pp.

Feulliet GL, 1960. Le colín de Virginia. Crepin Leblond et Cie. Editeurs, París.

Flores AJ, 1979. Contribución al estudio de algunos caracteres étnicos de la perdiz roja española (Alectoris rufa) en cautividad. Nuestra cabaña, 76 : pp. 18-53.

Foll R, 1961. Le faisan et son élevage. La Maison Rustique. París.

García CB, MV Arruga, 2007. Diferenciación de especies de perdiz mediante caracterización de SNPS. Arch. Zootec. 56: 403-408

Garrido JL, 2004. El dinero de la caza. Escuela de Caza de la Federación Española de Caza.

Gaudioso VR, Alonso ME, Robles R, Garrido JA, Olmedo JA, 2002. Effects of housing type and breeding system on the reproductive capacity of the red-legged partrigde (Alectoris rufa). Poultry Science, 81: 169-172.

González Redondo P, 1993. Repoblación con Perdiz roja. Trofeo 278: 30-33.

González Redondo P, 1999. Marketing y comercialización de la producción en las granjas cinegéticas de perdiz roja. Selecciones avícolas, 51: 494-508.

González Redondo P, 2004. Un caso de cambio en el manejo de los recursos cinegéticos: la historia de la cría en cautividad de la perdiz roja. Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros, nº 204: 179-203.

González Redondo P, 2005. Evolución y situación actual de las granjas de perdiz roja. En: desarrollo sostenible de especies cinegéticas y su entorno. Eurocaza 2005. Ed. Ceder Campiña Sur. Azuay (Badajoz), pp. 11-23.

González Eguren V, 2007. Economía y comercialización de la Caza en España. En: III Jornadas Técnicas sobre Caza Industrial (inédito), WAVES-Colegio de Veterinarios de Segovia. 65 pág.

Jiménez F, Rodríguez J, 2007. El reclamo en los libros; historia de la caza de la perdiz con

reclamo a través de la bibliografía. Revista Trofeo. 442, pp: 42-44.

Lara J, Arenzana O, 1965. La cría y cultivo de la perdiz roja. Experiencias realizadas en los Montes de Mora. Ed. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Madrid.

Leopold A, 1933. Game management. Charles Scribner's Sons. Madison, Wisconsin (EEUU).

Leranoz I, Castien E, 1989. Repoblaciones con perdiz roja. Experiencias controladas. Gobierno de Navarra. Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes.

Lucas A, 1963. La perdrix; son élevage, ses maladies. Crepin Leblond et Cie. Editeurs, París.

Luccotte G, 1980. La codorniz. Cría y explotación. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Lucio AJ, 1997. Faisán vulgar. En: Purroy FJ (Coord.), Atlas de las Aves en España (1975-1995). S.E.O./Birdlife, Linx Ed. Barcelona. 150-151.

Martínez JJ, Cimas JMª, 1997. Perdiz pardilla: Cría en cautividad, Gestión Cinegética y modelo de reintroducción en algunas zonas de la provincia de Léon. En: Máster en Veterinaria y Fauna Salvaje. Tomo II. Waves-Colegio de Veterinarios de Zamora 145-211.

Martínez A, 2003. ¿Quién se preocupa de la perdiz en España? Revista Trofeo, 397: 40-41.

Martínez JM, 2003. Faisán vulgar Phaisanus colchius. En: R Martí y JC del Moral (Eds.): Atlas de las Aves Reproductoras de España, pp. 632-633. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología.

Medem Sanjuan R, 1997. 100 años de perdiz en ojeo. Tomo I (1895-1972). Autor Editor. 294 pp.

Millán J, Gortázar R, 2001. Marked differences in the splacnometry of farm-bred and wild red-legged partridges (Alectoris rufa L) Poultry Science. 80: 972-975.

Millán J, Gortázar C, Tizzani P, Buenestado E, 2002. Do helminths increase the vulnerability of released pheasants to fox predation? Journal of Helminthology. 76: 225-229.

Millán J, Gortázar C, Martín-Mateo MP, Villafuerte R, 2004. Comparative survey of the ectoparaiste fauna of wild and faro-reared red-legged partridges (Alectoris rufa), with an ecological study in wild populations. Parasitology Research. 93: 605-611.

MMARM, 2008. Anuario de Estadísticas Forestales. En: http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/montes_politica_forestal/estadisticas_forestal/produccion_2006.htm#3. Consultado el 15/12/2008.

Muñoz G, 1962. Decreto de 21 de diciembre de 1951 por el que se organiza el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. En: Parques Nacionales Españoles, pag. 113. Serie histórica. Ed. Organismo autónomo de Parques Nacionales. Madrid.

Nadal J, 1992. Problemática de las poblaciones de perdiz roja, bases ecoetológicas para tener éxito con las repoblaciones. pp. 87-100. La perdiz roja. Gestión del Hábitat. Fundación La Caixa, Barcelona, España.

Padrós J, 1991. Situación actual del sector. Presente y futuro. In La perdiz roja, pp. 7-10. Fundación la Caixa, AEDOS, Barcelona.

Peiró V, 1997. Gestión ecológica de los recursos cinegéticos. Universidad de Alicante, pág. 99.

Pérez F, 1974. Coturnicultura, Tratado de cría y explotación industrial de codornices. Ed. Científico-Médica. Madrid.

Pérez F, 1981. La perdiz roja española. Ed. Marban. Madrid.

Pérez JA, 2006. Determinación de los principales parámetros ecoetológicos de la perdiz roja (A rufa L) y su aplicación a la evaluación de animales destinados a la repoblación. Tesis doctoral. Universidad de León. 406 pp.

Pérez JA, Alonso ME, Gaudioso VR, Olmedo JA, Díez C, Bartolomé D, 2004. Use of radiotracking techniques to study a summer repopulation with red-legged partridge (Alectoris rufa) chicks. Poultry Science, 86: 882-888.

Prieto R, 2008. La perdiz roja (Alectoris rufa, L) en cautividad: etograma e influencia del sistema de emparejamiento sobre el comportamiento,

bienestar y productividad. Tesis Doctoral, Universidad de León. 601 pp.

Pringalle G, 1957. Centre experimental d'elevage de perdrix des Vaux de Cernay, 1956-1957, compte-rendu des travaux. Bulletin special du Conseil Supérieur de la Chasse, 3: 3-10.

Pringalle G, Biadi F, 1965. Elevage des perdrix grises et rouges. Bulletin spècial du Conseil Sup. de la Chasse, 8: 3-37.

Puigcerver M, Vinyoles D, Rodríguez-Teijeiro JD, 2007. Does restocking with Japanese quail or hybrids affect native populations of common quail Coturnix coturnix? Biological Conservation, 136: 628-635.

Putaala A, Turtola A, Hissa R, 2001. Mortality of wild and released hand-reared grey partridges (Perdix perdix) in Finland. Game and Wildlife Science, vol. 18 (3-4): 291-304.

Robles R, 1998. Sistemas alternativos de cría y manejo de perdiz roja (Alectoris rufa) bajo condiciones naturales semicontroladas. Tesis doctoral. Universidad de León.

Robles R, Alonso ME, Sánchez JM, Olmedo JA, Gaudioso VR, 2001. Nesting type choice in the red-legged partridge (Alectoris rufa). Animal Science 72: 29-34.

Rodríguez J, Herrera M, 1980. Aproximación al estudio de de una explotación de paloma bravía semidoméstica en viñedos del sur de España. Arch. Zootec. 29: 1-7.

Sacristán A, 1997. La perdiz roja: situación actual del sector. En: III Seminario de Producción y Patología Aviar: La perdiz roja. Manuel Pizarro y Roberto Elices (coordinadores). Libro de resúmenes, pp 3-16. Facultad de Veterinaria, Universidad Complutense de Madrid.

Sage RB, Robertson PA, Wide DR, 2001. Survival and breeding success of two pheasant (Phaisanus colchicus) strain released into the wild. Game and Wildlife Science, vol. 18 (3-4): 331-340.

Saint-Jalme M, Guyomarch JC, 1990. Recent changes in population dynamics of European quail in the western parts of its breeding range. Trans. 19th IUGB Congress, Trondheim 1989. pp 130-135.

Sánchez C, 2006. Florentino Pérez Escribano (1912-1996). Veterinario pionero en la producción de perdiz roja. En: XXXVII Congreso Internacional de Historia de la Veterinaria. León. Libro de actas, pp: 277-281.

Sánchez C, Gaudioso VR, Alonso ME, 2007. Los inicios de la producción cinegética en España; la cría industrial de perdiz roja (Alectoris rufa) en "Los Quintos de Mora". En: XIII Congreso Nacional de Historia de la Veterinaria, Gerona 19-21 octubre 2007.

Servicio Nacional de Pesca Continental, Caza y Parques Nacionales (Ed.), 1971. Informe de actividades.

Silos F, 1953. Repoblaciones cinegéticas en España. Montes, 50. pp 143-153.

UICN, 2008. Guías para Reintroducciones de la UICN. Preparados por el Grupo Especialista de Reintroducción de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, 20 pp.

Vargas JM, 2002. Alerta cinegética. Reflexiones sobre el futuro de la caza en España. Ed. Otero SL Málaga. 399 pp.

Vargas JM, 2007. Introducción: la certificación de la calidad cinegética en el contexto actual de la Caza. En: Carranza J y Vargas JM. Criterios para la Certificación de la Calidad Cinegética en España, Servicio de Publicaciones UNEX, Cáceres, pp. 17-19, 2007.

Varios autores, 1992. La perdiz roja. Gestión del hábitat. Fundación "La Caixa", Ed. Aedos. 147 pp.

Zilleti B, Venturato E, Beani L, 1993. Comportamento anti-predatorio nella pernice rossa (Alectoris rufa): Influenza dell'allevamento. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXI: 661-667.

(Aceptado para publicación el 3 de febrero de 2009)

**Nota: se realizaron entrevistas personales a D. José Lara Alen (1997) y Mariano Coll Aguado (2008).

Conservación y eficiencia productiva: impacto de los programas agro-ambientales en la eficiencia de las explotaciones cerealistas de secano[1]

J. Barreiro-Hurlé*,[1], J.M. Martínez-Paz**, M. Espinosa-Goded*

* Área de Economía y Sociología Agraria (AESA), Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) – Junta de Andalucía, Centro Camino de Purchil, Apdo de Correos 2027, 18080 Granada
** Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo - 30100 Murcia
[1] Autor al que debe dirigirse la correspondencia, Tel. 00 34 958 895 260. Fax. 00 34 958 895 203, Correo-e: jesus.barreirohurle@gmail.com

Resumen
En este trabajo se estudia la eficiencia técnica de producción de las explotaciones agrarias y su relación con la participación en un programa agroambiental específico existente en Andalucía. Así, en primer lugar se construye una función frontera de producción, mono-output y multi-input mediante la técnica del Análisis Envolvente de Datos (DEA), evaluando la eficiencia técnica relativa del conjunto de 128 explotaciones cerealistas de secano. Los resultados obtenidos muestran para la totalidad de las explotaciones un nivel de eficiencia técnica pura alto (83%), pero con presencia de economías de escala decrecientes que dan lugar a una eficiencia de escala media (74%), con lo que la eficiencia técnica global alcanza un nivel medio (59%). En segundo lugar se realiza un análisis comparativo de la eficiencia entre los agricultores participantes y no en programas agroambientales, del que cabe destacar como las explotaciones acogidas tienen un nivel de eficiencia técnica pura significativamente inferior respecto a las no acogidas. Un análisis más profundo de los factores que inciden en la eficiencia técnica pura, utilizando un modelo de regresión censurada, rebaja dicho diferencial a la mitad, al considerar otros factores de las explotaciones que también inciden en los niveles de eficiencia medidos.

Palabras clave: Agricultura, Conservación de la Naturaleza, Análisis Envolvente de Datos, Medida de Barbecho Agroambiental, Granada, Andalucía.

Summary
Impact of agri-enviromental scheme participacion on dry-land cereal farms' efficiency
This paper analyses farm productive technical efficiency and its relationship with enrolment in an agri-environmental program in Andalusia (Spain). First, a mono-ouput multi-input production frontier function is estimated for 128 dry-land cereal farms using data envelopment analysis (DEA). The results obtained show high efficiency indexes for all farms (83%). However, scale efficiency is lower (74%) due to the presence of decreasing economies of scale, which leads to medium global efficiency in the

1. El presente trabajo ha sido financiado por el INIA-MICCIN y los fondos comunitarios FEDER en el marco del proyecto DISOPTIPOL (RTA2005-020). JBH participa en el programa de incorporación de doctores al sistema INIA-CCAA, parcialmente financiado por el FSE. Los autores quieren agradecer los comentarios realizados por dos revisores anónimos a la versión original remitida a la revista. Dichos comentarios han permitido mejorar la presentación del artículo publicado, por supuesto, cualquier error que persista en éste es responsabilidad única de los autores.

agro-ecosystem (59%). When considering the impact of agri-environmental programs, comparing efficiency levels between enrolled and non-enrolled farm a significant difference is found, with lower efficiency indexes found for participating farms. When considering additional factors that can explain efficiency differences, these are reduced although significant negative impacts are still associated with participation in agri-environmental schemes.

Key words: Agriculture, nature conservation, Data Envelopment Analysis, Agri-environmental fallow scheme, Granada, Andalusia, Spain.

Introducción y objetivos

La última reforma de la política agraria comunitaria (PAC), el denominado acuerdo de Luxemburgo (CUE, 2003), supone un nuevo empuje hacia una agricultura más competitiva en los mercados internacionales compatible con asegurar el mantenimiento de un sector agrario europeo que preserve sus características positivas con respecto al medio ambiente y el desarrollo del mundo rural, la denominada multifuncionalidad de la agricultura (Gómez-Limón y Barreiro-Hurlé, 2007). Como una de las herramientas principales para conseguir sus objetivos, esta reforma introducía la condicionalidad, lo cual implica que para poder recibir cualquier tipo de pagos directos, las explotaciones deben cumplir con una serie de requisitos ambientales, agrarios y de bienestar animal. La introducción de esta herramienta ha supuesto un cambio sustancial en el diseño de las medidas agro-ambientales ya que desde la misma, los requisitos necesarios para que una medida sea aprobada deben estar por encima de la condicionalidad (Kristensen y Primdahl, 2006). El objetivo del presente trabajo intenta evaluar la compatibilidad de estos dos objetivos desde un punto de vista de análisis de la eficiencia, analizando los posibles efectos que la implementación de las medidas agro-ambientales tiene sobre la competitividad de las explotaciones agrarias.

Las medidas agro-ambientales han sido la principal herramienta para incentivar la mejora de la relación entre agricultura y medio ambiente en la Unión Europea. Desde su puesta en marcha en 1992 se ha ido incrementado su presencia en la política agraria llegando a suponer en la actualidad un gasto anual de 3.700 millones de euros y afectando a más de 35 millones de hectáreas en el conjunto de la UE-15 (DG AGRI, 2006). Estas medidas son de carácter voluntario y los agricultores que se acogen a las mismas implementan una serie de prácticas tendentes a mejorar el estado del medio ambiente a cambio de un pago anual, calculado como lucro cesante o costes adicionales. Casi todos estos programas agroambientales han sido dirigidos a una gestión más extensiva de la actividad agraria reduciendo la cantidad de inputs utilizados. Es de esperar que en el futuro, a pesar del cambio en los derechos de propiedad sobre el impacto ambiental que supone la condicionalidad, su peso siga siendo significativo. En un contexto de reforma de la política agraria hacia una mayor competitividad de las producciones parece relevante investigar el efecto que dichas medidas tienen sobre la eficiencia productiva de las explotaciones y si es compatible la supervivencia de las explotaciones que siguen modelos de producción respetuosos con el medio ambiente en entornos sin apoyo público.

El estudio de la eficiencia en el sector agrario tiene una amplia tradición, tal y como queda de manifiesto en los meta-análisis que sobre este tipo de trabajos realizan Bravo-Ureta y Pinheiro (1993), que analizan 39 casos, Abdourahmane *et al*. (2001), que

recogen 51 estimaciones de eficiencia técnica proveniente de 32 trabajos o el más reciente de Bravo-Ureta *et al*. (2007) que analiza 167 estudios de eficiencia técnica a nivel de explotación. En España estos trabajos son relativamente menos abundantes, destacando sin duda los dedicados al estudio de la eficiencia de las explotaciones lecheras y ganaderas, entre los que cabe señalar los de Alvarez y González (1999), Cuesta (2000), Alvarez y Arias (2004), Orea *et al*. (2004) o Iraizoz *et al.* (2005). Otros análisis de eficiencia técnica a nivel de explotación para la agricultura española son los de Iraizoz *et al.* (2003), horticultura Navarra, Rodríguez *et al.* (2004), regadío andaluz según los distintos distritos de riego, Colino y Martínez (2007), horticultura intensiva de la Región de Murcia, o Amores y Contreras (2007), olivar andaluz según tipologías de explotaciones.

Sin embargo la interacción entre eficiencia y medio ambiente ha sido menos estudiada. Cabe citar la revisión de Tyteca (1996), que realiza un repaso de los métodos de análisis utilizados hasta el momento en el estudio de la relación eficiencia y parámetros ambientales. Piot-Lepetit *et al*. (1997) analizan el potencial de reducción de usos de fertilizantes y pesticidas (externalidades negativas en cuanto a contaminación) manteniendo el output constante para sistemas cerealistas en Francia. En sus conclusiones resaltan la posibilidad de conseguir beneficios ambientales sin necesidad de compensar por pérdidas de rentas (el sistema en el que se basan los pagos agro-ambientales). Picazo-Tadeo y Reig-Martínez (2006 y 2007) han utilizado el DEA para evaluar distintos aspectos del impacto ambiental de la producción de cítricos. Por un lado analizan el impacto sobre los beneficios empresariales de las explotaciones de una regulación obligatoria sobre reducción de inputs contaminantes (nitrógeno) y su posible compensación vía ganancias en eficiencia. Sus resultados demuestran que en muchos casos la restricción económica asociada a la disminución de contaminación puede ser compensada con ganancias en eficiencia. A partir de este análisis, comparan la eficiencia de distintos instrumentos económicos para llegar a la disminución de contaminación deseada y, observan como un impuesto sobre el input no deseado tiene unos costes de regulación mucho más elevados que simplemente extendiendo el uso de buenas prácticas agrarias. Por su parte, Piot-Lepetit y Le Moing (2007) analizan la senda de evolución de la eficiencia tras la implantación de la directiva de nitratos en el sector porcino francés, sus resultados refuerzan los obtenidos en los modelos estáticos anteriormente citados, mostrando como, tras la introducción de la restricción ambiental, las explotaciones aumentaron su eficiencia para más que compensar los costes adicionales asociados a la misma.

Como antecedente directo al estudio de la eficiencia en el contexto de programas agroambientales cabe citar el trabajo de Latacz-Lohman (2004). En este trabajo se propone el análisis de eficiencia como alternativa al análisis coste beneficio para evaluar las medidas agroambientales. Este desarrollo teórico considera un modelo multi-output (que incluiría un output ambiental en el caso de que el programa buscara aumentar la provisión de bienes públicos) y multi-input (que incluiría un input ambiental en el caso de que el programa buscara minimizar la generación de males públicos). Su enfoque sería similar al que se ha venido realizando para la agricultura ecológica, entendida como alternativa tecnológica más que como programa agroambiental, donde la eficiencia mono-output de la agricultura tradicional es superior a la ecológica pero al considerar como output complementario la diversidad biológica, la diferencia en la eficiencia se vuelve positiva para los productores ecológicos (Arandia y Aldanondo, 2007; Sipiläinen *et al*., 2008).

Debido a la complejidad asociada a la obtención de medidas sobre los beneficios o costes ambientales asociados con medidas agroambientales este enfoque es difícilmente aplicable, especialmente cuando sus beneficios no se relacionan con un input determinado (i.e. uso de nitrógeno). Para superar esta falta de datos sobre impactos ambientales, se puede analizar las diferencias en eficiencia existentes entre distintos grupos de agricultores. Este es el enfoque seguido por Barnes (2006) quien identifica el impacto de la actitud ante la multifuncionalidad en la eficiencia de las explotaciones lácteas en Escocia. Sus resultados, basados en un análisis de segunda etapa, concluyen que la eficiencia productiva de las explotaciones aumenta cuanto más positiva es la actitud hacia la multifuncionalidad y menos hacia una visión meramente productivista de la actividad ganadera. Esta relación, a primera vista contra-intuitiva, se justifica en una gestión basada en la minimización de inputs, resultados similares a los presentados tanto por Picazo-Tadeo y Reig-Martínez (2006) como por Lepetit *et al*. (1997).

En el presente trabajo se opta por una aproximación que mejora el análisis de Barnes (2006) utilizando un indicador de comportamiento frente a los indicadores de actitud utilizados por este autor. Es decir, se contrasta el impacto sobre la eficiencia de la participación real en programas agro-ambientales. Sin embargo, este enfoque no llega a replicar el modelo teórico propuesto por Latacz-Lohman (2004) dado que se carece de un indicador del output que intenta potenciar el programa agro-ambiental que permitiera llegar a desarrollar un modelo multi-output que comparase eficiencia productiva y eficiencia ambiental para los participantes y no participantes en programas agro-ambientales. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo es cuantificar el impacto en la eficiencia productiva de la participación en los mismos. Si este impacto fuera significativo y negativo, el enfoque de Latacz-Lohman (2004) cobraría aún más importancia, sin embargo si la participación en programas agro-ambientales no tiene un efecto significativo en la eficiencia técnica el debate dejaría de ser relevante.

El resto del trabajo se estructura de la manera siguiente. En primer lugar se describe el caso de estudio seleccionado para comprobar las hipótesis propuestas así como el cuestionario utilizado y los fundamentos del análisis de eficiencia aplicado. Seguidamente se presentan los resultados obtenidos tanto para el análisis de eficiencia como para la identificación de factores de eficiencia para terminar el trabajo con una serie de conclusiones derivadas de los resultados así como futuras líneas de investigación.

Metodología

Datos y variables

Las consideraciones anteriormente expuestas han sido contrastadas para una medida agroambiental del periodo de programación 2000-2006 en Andalucía. En concreto la medida escogida es la del barbecho agroambiental (MBA). Los principales requisitos de esta medida quedan recogidos en la tabla 1. En general esta medida puede ser clasificada como poco exigente en cuanto a las prácticas de manejo requeridas para su implementación. Los requisitos se asemejan al manejo tradicional existente en las zonas de secano extremo en Andalucía y la compensación asociada a la sub-medida 1 es suficiente para compensar los costes de sub-contratación de la maquinaria necesaria para picar la paja. El único factor potencialmente limitante para que los agricultores no se acojan a esta medida está asociado a la carga ganadera (Barreiro-Hurlé y Espinosa-Goded, 2007a).

El trabajo de campo se ha llevado a cabo en las comarcas de Baza, Guadix y Huéscar en

Tabla 1. Requisitos de la medida Barbecho Agroambiental
Table 1. Environmental fallow measure requirements

Requisitos	Explotaciones en comarcas IB > 10 Explotaciones con superficie agraria útil de herbáceos en secano Superficie mínima de acogida: 1 hectárea	
Compromisos	Medida	Mantener el cuaderno de explotación Mantener la superficie de rastrojo al menos cinco meses No utilizar productos fitosanitarios durante el periodo de no cultivo La carga ganadera no podrá superar el 80% de la máxima que le corresponde según el Código de Buenas Prácticas Agrarias (1 UGM/ha) Prohibición de cosechar por la noche
	Submedida 1 (adicional)	No levantar el rastrojo del cereal en todas las parcelas destinadas al barbecho medioambiental Picar y dejar la paja del cereal sobre el terreno, en al menos el 50% de la superficie de dichas parcelas El periodo de pastoreo en la rastrojera del cereal no podrá exceder de tres meses, ni ser de tal intensidad que deje el suelo desnudo y desprotegido frente a la erosión
Compensación	Medida	40,87 €/ha y año
	Submedida	19,26 €/ha y año

Fuente: BOE (2002) y elaboración propia.
Source: BOE (2002) and own elaboration.

la provincia de Granada. Esta provincia representa el 45% de los pagos totales de esta medida en Andalucía y además es la única provincia andaluza donde el peso de los programas de extensificación se asemeja a la media del resto del país (Andalucía 2%; Granada 8%, Media general para España 14%). La tabla 2 recoge los principales datos respecto a la población objetivo del estudio (explotaciones elegibles para la medida) diferenciando entre acogidos y no acogidos a la MBA.

Tabla 2. Tamaño de la población objetivo, tamaño muestral y distribución entre acogidos y no acogidos
Table 2. Objective population size, sample size and sample distribution between enrolled and non-enrolled farmers

	Acogidos		No acogidos		Total	
	Población	Muestra	Población	Muestra	Población	Muestra
Baza	69	21	742	63	811	84
Guadix	188	59	829	55	1.017	114
Huéscar	131	40	874	62	1.005	102
Total	388	120	2.445	180	2.833	300

Fuente: elaboración propia a partir del Censo Agrario de 1999 y los informes de seguimiento de las medidas agro-ambientales en Andalucía.
Source: Own elaboration using 1999 Agricultural Census and Agri-environmental scheme monitoring reports for Andalusia.

Como se puede observar esta medida ha tenido un porcentaje de acogida del 16% respecto a agricultores, cifra que se reduce al 4,5% si nos fijamos en la superficie elegible total. Comparando las cifras de agricultores acogidos con los datos disponibles para el conjunto de la comunidad autónoma y del país, podemos observar que a pesar de ser bajo, es bastante superior a la media de ambos (6% y 5% respectivamente, Barreiro-Hurlé y Espinosa-Goded, 2007b).

El cuestionario utilizado fue redactado por el equipo de investigación tras una revisión de la literatura sobre adopción de programas agroambientales y la estructura productiva del sector agrario en la zona de estudio. Una primera versión fue probada en con una muestra de cinco agricultores lo que llevó a algunos cambios en las preguntas para asegurar una comprensión homogénea por parte de los agricultores. Los agricultores encuestados se eligieron de manera aleatoria para cada estrato (agricultores acogidos y no acogidos en cada municipio). El trabajo de campo fue llevado a cabo durante el periodo Junio - Agosto de 2006 mediante entrevistas personales realizadas por encuestadores con formación agronómica y que previamente habían recibido formación específica por parte de los miembros del equipo de investigación.

El cuestionario recogía tres tipos de información. En primer lugar se buscaba caracterizar las explotaciones en su vertiente productiva tanto en inputs como en outputs, seguidamente se preguntaban una serie de cuestiones respecto a actitudes y opiniones respecto a la política agroambiental y la participación de las explotaciones en la misma. Por último se obtenían una serie de datos socio-demográficos para caracterizar al titular de la explotación. Del total de las encuestas realizadas solo se han podido utilizar 128, ya que en el resto faltaba información sobre alguna variable necesaria para el cálculo del modelo de eficiencia o/y el análisis de segunda etapa. Con este tamaño muestral, el error de muestreo del total de 2.833 explotaciones se encontrara entre el 5,3% (proporciones extremas) y el 8,8% (proporciones intermedias) para el caso de una variable binaria, por lo que pese que los análisis presentados en este trabajo no buscan directamente inferencias poblacionales, el rango de error permitirá realizarlas.

El Análisis Envolvente de Datos (DEA)

El concepto básico utilizado en el análisis de la eficiencia es el de frontera de producción (Coelli *et al*., 1998), a partir del cual se comparan los niveles de inputs utilizados y los niveles de outputs obtenidos por cada unidad de producción (DMU) con aquellos que se corresponderían con la aplicación totalmente eficiente de la tecnología de producción existente. De esta manera, la divergencia entre ambos puede ser considerada una medida de la eficiencia relativa en la que opera cada DMU. Para construir las fronteras eficientes respecto a las cuáles se evaluará la eficiencia existen distintas alternativas, éstas pueden ser agrupadas en torno a dos grandes familias en función de la técnica utilizada (Fried *et al*., 1993). En primer lugar están las denominadas t*écnicas econométricas,* que parten de la estimación de una forma funcional a partir de las observaciones disponibles, incorporando las modificaciones necesarias para lograr la característica de frontera. El segundo gran grupo son las *Técnicas de programación matemática*, que no imponen ninguna restricción sobre la forma funcional de la frontera, aunque implica la no separabilidad de los efectos aleatorios sobre la producción de los efectos de la existencia de ineficiencias (Seiford y Thrall, 1980).

La opción elegida para el presente trabajo, el Análisis Envolvente de Datos (DEA), se

encuentra dentro este segundo grupo. El DEA permite evaluar la eficiencia de cada DMU que producen uno o varios outputs a partir de un conjunto común de inputs. La eficiencia de cada unidad se define como el cociente de la suma ponderada de outputs respecto a la suma ponderada de inputs, tal que la misma no es evaluada respecto a una frontera de producción ideal, sino por comparación con las unidades más eficientes de la muestra. Por lo tanto, el concepto usado en todo el análisis es una medida de eficiencia relativa. Sus fundamentos teóricos fueron propuestos por Charnes *et al*. (1978) a partir de la formulación realizada por Farrell (1957) de la isocuanta unitaria, siendo numerosas las extensiones y modificaciones que con posterioridad surgen en lo relativo a la orientación de la medida o la asunción de distintos tipos de escalas en la producción (Seiford, 1996). Por lo que se refiere a la orientación de la eficiencia relativa puede realizarse enfrentando la producción observada y la máxima alcanzable dado un nivel de factores (orientación al output) o considerar el mínimo de factores requeridos y los factores realmente observados para el nivel de producto obtenido (orientación al input). El objetivo de este análisis es obtener una medida de la menor distancia posible, en un espacio de tantas dimensiones como inputs existan en el modelo, entre los parámetros que caracterizan a la DMU en estudio y los mejores resultados del grupo analizado. A través de esta distancia se puede medir la eficiencia de cada DMU, definida como el porcentaje de la distancia existente entre el valor observado y su valor óptimo, siendo éste el obtenido a partir de las explotaciones más eficientes de entre todas las del grupo.

Por lo que se refiere a la existencia de diversos tipos de escala en la producción, la técnica DEA contempla en su formulación la posible existencia de rendimientos de escala variables, lo cual permite, además de identificar la eficiencia técnica total (CRS), descomponer la misma en dos componentes: la eficiencia técnica pura (VRS) y la eficiencia de escala (SE). El lector interesado en un desarrollo completo de todos los aspectos de esta técnica, su formulación y extensiones puede dirigirse a alguna de las muchas referencias existentes en la actualidad, como por ejemplo Färe *et al*. (1994) y Álvarez (2001).

Una vez calculados los índices de eficiencia relativos para cada DMU, es frecuente realizar una segunda etapa en el análisis. En esta segunda etapa se intentan relacionar los índices de eficiencia calculados con otras variables de las DMU y, que a priori, se considera puedan estar asociadas con una mejor o peor gestión de los recursos. Estas variables son los denominados factores de eficiencia (Fried *et al*., 1999). El objeto de dicho análisis es el de encontrar patrones de comportamiento entre las DMU más eficientes, derivándose de éstos líneas de acción que pudieran ser implementadas de cara a mejorar los niveles de eficiencia del conjunto de DMU del sector o a identificar efectos que sobre la eficiencia puedan tener algunas decisiones empresariales.

En el presente trabajo, y dado que su objetivo básico es relacionar la eficiencia con el acogimiento a programas agroambientales, el primer análisis que se ha realizado es estudiar si existe relación entre los índices de eficiencia calculados para cada explotación agraria y el hecho de que estar o no acogidos a programas agroambientales. Dado el carácter no normal de los índices de eficiencia, es necesario utilizar pruebas no paramétricas, y por tanto en este trabajo se ha optado por el test de rangos de Mann-Whitney (Lehmann, 1985).

En segundo lugar se ha estudiado la incidencia sobre el índice de eficiencia técnica pura

(θ_{VRS}) de un conjunto de variables de las que se disponía información, y que no han sido utilizadas en la construcción de la frontera. El método elegido, dada la naturaleza acotada tanto superior como inferiormente del índice de eficiencia, ha sido una regresión tobit doblemente censurada, que es, junto con el uso de métodos de bootstrap para muestras con pocas unidades muestrales, la alternativa de estimación necesaria para evitar el problema de estimadores sesgados asociado al uso de regresiones MCO en este tipo de datos (Simar y Wilson, 2007). Por tanto en la aplicación se ha estimado un modelo de regresión truncada donde la variable dependiente es el índice de eficiencia técnica pura (θ_{VRS}), que se explica en base a un conjunto de factores de eficiencia (X_{fe}).

$$\begin{aligned} &\theta_{VRS} = F(\beta, X_{fe}) + \varepsilon \\ &\varepsilon \in N(0, \sigma^2) \\ &(0 \le \theta_{VRS} \le 100) \end{aligned} \qquad [1]$$

Resultados

Estimación de la eficiencia

Para el cálculo de la eficiencia de las explotaciones agrarias encuestadas siguiendo la formulación presentada en el apartado de metodología, se ha considerado una función de producción con un output y cuatro inputs. Como output se ha considerado la producción bruta de cereal (PROD). Dicha producción se ha calculado como el rendimiento medio declarado por los agricultores multiplicado por la superficie de este cultivo de cada la explotación. Los cuatro inputs usados son la superficie dedicada a trigo de secano (SUP) medida en hectáreas, la mano de obra utilizada en la explotación para el cereal de secano, distinguiendo entre mano de obra asalariada (MOA) y mano de obra familiar (MOF), ambas medidas en jornales equivalentes año, y la maquinaria utilizada en la explotación de cereal, tanto en propiedad como arrendada, (MAQ) medida en caballos vapor.

Esta formulación puede ser entendida como representativa de una función de producción clásica, incorporando los inputs de tierra (SUP), trabajo (MOA y MOF) y la capital (MAQ). Los inputs considerados son los característicos del proceso de producción que se viene analizando y que resultan diferenciales entre las explotaciones analizadas. Otras variables, que formarían parte de una función técnica de producción (calidad de los factores, nitrógeno, etc.) no se incluyen en la determinación de la frontera, ya que su elevadísima homogeneidad en toda la muestra no aportaría información adicional. A pesar de que la tierra suele ser considerada como un factor de producción fijo, en la especificación elegida se la define como input variable ya que los agricultores tienen la posibilidad de actuar sobre la dotación de la misma en el corto plazo. Los agricultores tienen la opción de retirar parte de la superficie de cultivo de cereal y acoger la misma a la política de barbecho voluntario adicional. Así mismo, se ha optado por la división la división de la mano de obra en dos tipos, asalariada y familiar, por la diferente calidad de trabajo que *apriori* se supone a ambos tipos, además del factor cualitativo que supone el uso de mano de obra asalariada, en el sentido de asociar su presencia a explotaciones con mayor carácter empresarial (Traore *et al.*, 1998). Respecto a la maquinaria, ésta ha medido como la potencia total de tracción del parque de la explotación o de la maquinaria arrendada, en caballos vapor, lo que permite homogeneizar en una unidad toda la casuística existente en este input.

La tabla 3 recoge una estadística descriptiva de las variables que intervienen en la

Tabla 3. Estadística descriptiva de los inputs y output considerados
Table 3. Descriptive statistics for inputs and outputs considered

Muestra completa (N = 128)				
Variable (unidad)	Media	Mínimo	Máximo	Std. Dev.
PROD (kg)	41.122,59	948,00	294.000,00	45.755,50
MAQ (CV)	43,18	1,10	227,96	39,07
MOA (Jornales)	7,25	0,00	112,00	18,95
MOF (Jornales)	65,81	0,00	226,67	61,59
SUP (has)	30,99	0,79	207,00	34,24
Explotaciones no acogidas (N = 73)				
Variable (unidad)	Media	Mínimo	Máximo	Std. Dev.
PROD (kg)	37.288,60	948,00	180.000,00	34.030,84
MAQ (CV)	40,48	1,10	165,00	31,84
MOA (Jornales)	5,05	0,00	98,16	16,45
MOF (Jornales)	64,86	0,00	198,14	61,41
SUP (has)	28,71	0,79	150,00	27,34
Explotaciones acogidas (N = 55)				
Variable (unidad)	Media	Mínimo	Máximo	Std. Dev.
PROD (kg)	46.211,35	1.920,00	294.000,00	57.735,42
MAQ (CV)	46,78	2,20	227,96	47,07
MOA (Jornales)	10,18	0,00	112,00	21,65
MOF (Jornales)	67,08	1,24	226,67	62,36
SUP (has)	34,02	1,60	207,00	41,77

Fuente: Elaboración propia a partir de la encuesta.
Source: Own elaboration with survey data.

frontera, tanto a nivel agregado como en los dos grupos de explotaciones, según estén o no acogidos a la MBA.

Tomando como base las variables que se acaban de describir, se han estimado los índices de eficiencia para las 128 explotaciones de las que se disponía de información completa. Se ha optado por realizar una orientación al input, ya que acciones expansivas de este tipo de producciones carecen de sentido en el contexto edafo-climático de la zona de estudio y la orientación productiva considerada (cereal en secano). Así se opta por analizar la posibilidad de optimizar el empleo de recursos existentes, desde la perspectiva de una posible reducción en el uso de inputs por parte de las explotaciones que resulten ineficientes.

La estadística descriptiva de los índices de eficiencia queda recogida en la tabla 4. En primer lugar es importante destacar el alto nivel de eficiencia técnica pura de las explo-

taciones estudiadas, con una media de 83,16 y una mediana de 100[2]. Este dato es característico de tecnologías maduras y bien implementadas, por lo cual se puede considerar que la orientación técnica de cereal en secano es una tecnología de estas características. En este contexto, solo sería posible una reducción equiproporcional de los inputs apenas superior al 16% sin modificar los actuales niveles de producción. Sin embargo, el índice de eficiencia de escala[3] es medio (74,36%), indicativo de un mal dimensionamiento de las explotaciones. Ello implica que las explotaciones podrían mejorar significativamente su productividad mediante ganancias en escala; dado que prácticamente la totalidad de las explotaciones ineficientes en escala (el 92%) operan en la zona de rendimientos decrecientes. Este resultado señalaría que la búsqueda del óptimo técnico debe implicar una reducción de la dotación factorial relativa, adicional a la ya señalada por los niveles de eficiencia técnica pura. La combinación de ambas medidas, técnica pura (elevada) y escala (media-baja), hace que el nivel de eficiencia técnica total sea medio.

Como complemento a la información anterior, la tabla 5 recoge la distribución de la

Tabla 4. Estadística básica de los índices de eficiencia
Table 4. Efficiency Indexes descriptive statistics

	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Std. Dev.
θ_{VRS} Eficiencia Técnica Pura	83,16	100,00	27,99	100	24,43
θ_{CRS} Eficiencia Técnica Total	59,17	54,55	26,67	100	19,05
θ_{SE} Eficiencia de Escala	74,36	69,81	40,00	100	19,44

Fuente: Elaboración propia a partir del modelo DEA.
Source: Own elaboration with results of the DEA analysis.

Tabla 5. Análisis de las explotaciones eficientes y no eficientes
Table 5. Efficent and non-efficient farm analysis

	Media (Todas)	Nº Eficientes (%)	Media (No eficientes)
θ_{VRS} Eficiencia Técnica Pura	83,16	82 (64,01%)	53,16
θ_{CRS} Eficiencia Técnica Total	59,17	10 (7,8%)	55,74
θ_{SE} Eficiencia de Escala	74,36	12 (9,38%)	71,10

Fuente: Elaboración propia a partir del modelo DEA.
Source: Own elaboration with results of the DEA analysis.

2. Con el fin de dar un valor de referencia, señalar que en el reciente meta-análisis de niveles de eficiencia del sector agrario realizado por Bravo-Ureta (2007) se presenta un valor medio del índice de eficiencia técnica 76,8 para los 23 estudios sobre las explotaciones de trigo que recoge, con un mínimo de 44,0 y un máximo de 97,2.

3. Esta medida va más allá de la consideración de escala en términos clásicos de extensión superficial, al ser una medida global de los retornos de todos los factores productivos. Así, un análisis de correlación simple entre la eficiencia en escala y la superficie de la explotación dedicada a cereal indica que existe una relación positiva- y estadísticamente significativa entre la superficie y la eficiencia de escala y técnica total, no así con la eficiencia técnica pura.

muestra entre empresas eficientes y no eficientes. Como era de esperar, el número de empresas en la frontera cuando se asumen rendimientos a escala variables (VRS) es elevado, mientras que sólo doce explotaciones son totalmente eficientes en escala. Estas siete explotaciones resultan también eficientes desde una óptica de retornos constantes (CRS) y por tanto resultan ser totalmente eficientes. Aunque como se refleja en la tabla 5, en términos agregados la posible reducción media de inputs era baja, si consideramos solo las empresas ineficientes técnicamente esta aumenta considerablemente, pudiendo afirmar que algo más de un tercio de las explotaciones tienen un sobre-dimensionamiento en su dotación global de factores.

Eficiencia y programas agroambientales

Con los resultados presentados anteriormente se pueden acometer los análisis que conducen a la consecución del objetivo del trabajo, detectar el impacto sobre los índices de eficiencia estimados del acogimiento de las explotaciones al programa agro-ambiental "barbecho tradicional". Un primer análisis consiste en dividir la muestra en función de que las explotaciones estuvieran o no acogidas a dicho programa en la campaña de referencia, y calcular los estadísticos medios de los índices de eficiencia para cada uno de los dos grupos, los resultados de este análisis quedan recogidos en la tabla 6.

De los resultados presentados se puede concluir que las explotaciones no acogidas al programa agroambiental son más eficientes, cuantificándose esta mayor eficiencia en 10,29 puntos porcentuales (11,75%). Esta diferencia se reduce a poco más de 5% al estudiar eficiencia técnica total, al tener las empresas acogidas una eficiencia de escala casi 5 puntos porcentuales más elevada.

Para detectar si estas diferencias son estadísticamente significativas se ha desarrollado un contraste de diferencia de medias entre ambos grupos. Los resultados de dicho contraste muestran que la eficiencia técnica

Tabla 6. Ratios de eficiencia: explotaciones acogidas vs no acogidas
Table 6. Efficiency ratios: enrolled vs non-enrolled farms

N = 73	No Acogidas				
	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Std. Dev.
θ_{VRS} Eficiencia Técnica Pura	87,59	100,00	29,37	100,00	21,69
θ_{CRS} Eficiencia Técnica Total	61,45	57,91	27,45	100,00	19,43
θ_{SE} Eficiencia de Escala	72,27	65,34	40,58	100,00	19,15
N = 55	Acogidas				
	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Std. Dev.
θ_{VRS} Eficiencia Técnica Pura	77,30	100,00	27,99	100,00	26,75
θ_{CRS} Eficiencia Técnica Total	56,21	54,54	26,67	100,00	18,29
θ_{SE} Eficiencia de Escala	77,12	80,65	40,00	100,00	19,64

Fuente: Elaboración propia a partir del modelo DEA.
Source: Own elaboration with results of the DEA analysis.

pura es menor en las explotaciones acogidas que en aquellas que no lo están ($p < 0,05$), y que dicho efecto se trasmite a la eficiencia técnica total ($p < 0,10$), siendo no significativas la divergencias en cuanto a la eficiencia de escala (tabla 7).

Con el fin de profundizar en el estudio de las causas que originan estas diferencias de eficiencia se han calculado la productividades aparentes de cada uno de los inputs del modelo de eficiencia, que se presentan en la tabla 8, tanto para la muestra total como para cada uno de los dos grupos respecto al acogimiento o no a los programas agroambientales.

Las diferencia entre las productividades aparentes no son estadísticamente significativas, ya en ninguno de los cuatro casos el test de rangos Mann-Whitney resulta significativo con $p < 0,10$. Con lo que podemos concluir que no es un factor productivo en particular el que genera las diferencia de eficiencias detectadas.

Tabla 7. Contraste de Mann-Whitney para diferencias de eficiencia entre explotaciones acogidas y no acogidas
Table 7. Mann-Whitney test for differences in efficiency for enrolled and non-enrolled farms

	Z-stat	p-level
θ_{VRS} Eficiencia Técnica Pura	-2,198	0,028
θ_{CRS} Eficiencia Técnica Total	-1,699	0,089
θ_{SE} Eficiencia de Escala	-1,033	0,302

Fuente: Elaboración propia a partir del modelo DEA.
Source: Own elaboration with results of the DEA analysis.

Tabla 8. Estadística descriptiva de las productividades aparentes de los inputs
Table 8. Descriptive statistics for apparent productivity of considered inputs

	Todas		No acogidas		Acogidas	
Variable (unidad)	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.	Media	Std. Dev.
PA_MAQ (kg/CV)	935,49	440,14	840,03	421,53	1.005,12	507,36
PA_MOA (kg/Jornal)	4.055,51	4.322,29	3.735,57	3.356,70	4.385,50	4.983,28
PA_MOF (kg/Jornal)	1.389,67	4.098,95	1.679,18	3.692,51	2.544,58	4285,7
PA_SUP (Kg/has)	1.310,16	326,30	1.240,48	268,15	1.327,59	447,13

Fuente: Elaboración propia a partir de la encuesta.
Source: Own elaboration using survey data

Factores de eficiencia

De manera adicional, y como ya se expuso en el apartado de metodología, los trabajos sobre eficiencia permiten realizar un análisis complementario para detectar aquellas características de la explotación o del agricultor que, sin formar parte de la función de producción, pueden explicar los niveles de eficiencia alcanzados por cada unidad. En

este trabajo, el análisis de segunda etapa permite, además de obtener el clásico perfil del empresario más eficiente, profundizar en el análisis de las diferencias en eficiencia técnica detectadas entre los acogidos y no acogidos. De esta forma se aísla el impacto que sobre la eficiencia tienen los programas agroambientales, al retirar la influencia de otras características propias de la explotación que también inciden en la misma.

Como variables independientes, o factores de eficiencia, se consideraron variables que recogían las orientaciones productivas de la explotación cuando no eran únicamente de cereal en secano. De éstas solo resultaron significativas la presencia de ganado y olivar, así como su especialización relativa en cereal. Así mismo se consideró la posible influencia de la aversión al riesgo, tanto de manera subjetiva (clasificación del agricultor como pionero o conservador ante nuevas inversiones) como de manera objetiva (contratación o no de seguros agrarios). En ambos casos la relación no resultó ser significativa. Por último, además de las variables socio-demográficas reportadas, se consideraron el nivel de estudios reglados del agricultor y su evaluación subjetiva sobre el conocimiento sobre la PAC, dando en ambos casos resultados no significativos.

Los resultados de la estimación de la ecuación [1] quedan recogidos en la Tabla 9[4], mantenido aquellos factores que resultaron significativos al nivel de 10%.

Tabla 9. Factores de eficiencia: estimación Tobit para θ_{VRS}.
Table 9. Efficiency factors: Tobit estimation for θ_{VRS}

Variable	Definición	Coeficiente	z-Stat.	p-valor
C	Término constante	8,654	3,663	0,000
ACOMBA	Explotación acogida al programa agroambiental (1 si acogida)	-4,756	-1,745	0,081
COOP_OPAS	Agricultor miembro asociaciones profesionales (1 si miembro)	-0,925	-2,113	0,063
EDAD	Edad del responsable de la explotación	-0,166	-1,674	0,094
GANADO	Explotación con presencia de ganado (1 si presencia)	-1,789	-3,432	0,000
FORM_AGRA	Agricultor posee formación agraria reglada (1 si posee)	3,586	1,623	0,099
AG_ECOL	Agricultor acogido a la agricultura ecológica (1 si acogido)	-2,076	-3,061	0,002
OLIVAR	Agricultor con actividad olivarera (1 si con actividad)	-4,287	-3,372	0,001
ING_CER	Ingresos de la explotación provenientes de la actividad cerealista (%)	-0,088	-1,629	0,010

R^2 = 0,3379 / N = 128

Fuente: Elaboración propia con resultados del modelo DEA y datos de la encuesta.
Source: Own elaboration with results of the DEA analysis and survey data.

4. Las variables incluidas en el modelo han sido contrastadas para detectar la presencia de multicolinealidad de cara a evitar el posible sesgo de los parámetros. Los resultados de los citados contrastes ha sido negativo por lo cual no ha sido necesario corregir las estimaciones.

En primer lugar podemos identificar el perfil de agricultor más eficiente, que se correspondería con un agricultor joven, que no pertenece a asociaciones agrarias (cooperativas u organizaciones profesionales agrarias), no acogido a programas agroambientales, que no sigue prácticas de agricultura ecológica, cuya explotación no posee ganado propio ni parcelas de olivar, y que posee algún tipo de formación agraria reglada. A su vez las explotaciones ven caer sus niveles de eficiencia conforme la ratio de los ingresos de la misma que provienen de la venta del cereal aumenta. Por lo que se refiere al objetivo del trabajo, el hecho de estar o no acogido a programas agroambientales, el modelo confirma que los acogidos son menos eficientes en 4,7 puntos porcentuales que las que no lo están. Este impacto en la eficiencia es sensiblemente menor a la diferencia detectada de forma directa en el análisis de medias realizado en el apartado anterior, que se elevaba al más del doble (10,3 puntos)

Los resultados obtenidos están en línea con los presentados por Barnes (2006), quien también relaciona mejoras en eficiencia con la formación del los titulares de explotación y disminuciones con la pertenencia a cooperativas. Ferrier y Porter (1991) demuestran que la pertenencia a asociaciones cooperativistas produce unos niveles de eficiencia menor en los productores de leche de Estados Unidos. El trabajo de Dios-Palomares *et al*., (2003) también detecta, para explotaciones del Alto Guadalquivir, la relación positiva entre la eficiencia y la formación del responsable de la explotación. Respecto al efecto negativo sobre la eficiencia técnica en la producción de cereal de tener otros cultivos en la explotación, cabe señalar que en el mismo sentido parecen apuntar los resultados obtenidos por de Koeijer (2003), que analizando la eficiencia técnica por separado para cada producción en explotaciones pluricultivo (trigo, remolacha y patata) en Alemania, obtiene una relación inversa entre las eficiencia técnica en un cultivo y las eficiencias técnicas obtenidas para los otros dos.

Conclusiones

Los resultados presentados permiten concluir que existe un impacto negativo del acogimiento a programas agroambientales sobre la eficiencia, siendo dicho impacto reducido aunque significativo. Las explotaciones acogidas al programa de barbecho agroambiental son en media algo menos eficientes desde una óptica técnica pura que su contrafactuales no acogidas, aunque compensan parcialmente esta brecha con una eficiencia en escala ligeramente superior. Así la diferencia de algo más de 10 puntos porcentuales en el índice de eficiencia técnica pura a favor de las explotaciones no acogidas se ve disminuida a menos de la mitad cuando se tienen en cuenta otros factores que, afectando a los niveles de eficiencia, también resultan diferenciales para los dos tipos de explotaciones que se vienen analizando. Las pérdidas de eficiencia detectadas parecen constatar que los programas agro-ambientales tienen un impacto limitado.

De estos resultados pueden derivarse dos recomendaciones sobre el diseño de la política agroambiental: una referida al cálculo de las primas compensatorias y otra a la complementariedad de la política agroambiental y otras políticas agrarias. Por lo que se refiere al cálculo de las primas, el reglamento 1698/2005 sobre Ayudas al Desarrollo Rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) (CUE, 2005) prevé en su artículo 39-4 que éstas deberán ser calculadas usando un enfoque de oferta basado en el lucro cesante y los costes adi-

cionales. La capacidad de incentivar a la participación de las primas calculadas de esta manera es limitada dado que la disposición a acogerse puede verse afectada por las actitudes ante el riesgo de los agricultores (Cooper y Signorello, 2007) y la posible existencia de costes fijos en el proceso de adopción (Barreiro-Hurlé *et al*., 2008). Los resultados presentados en este trabajo identifican una causa adicional a la no adecuación de este enfoque a la hora de calcular las primas, ya que estaría obviando los efectos que sobre la productividad tiene el acogimiento a programas agroambientales.

Por otro lado, de cara a mejorar la participación también sería posible combinar la política agroambiental con medidas tendientes a mejorar la competitividad de las explotaciones agrarias, al menos en el caso de estudio considerado. De esta manera se podría compensar el efecto negativo sobre la eficiencia derivado de acogerse a estos programas con las ganancias derivadas de los programas de modernización. Esta conclusión reforzaría la apuesta por una política de estructuras clásica como herramienta que favorece la multifuncionalidad de la agricultura, al menos en su vertiente ambiental, recogida en Atance *et al*. (2006). Por lo tanto, esta medida, junto con una labor de extensión agraria que favorezca la innovación, podría ser también una solución para la menor eficiencia de las explotaciones derivada de la escala no óptima de las mismas comentada en la presentación de resultados.

Sin embargo, los resultados obtenidos deben ser considerados con cautela ya que la medida evaluada es una medida escasamente restrictiva que ha desaparecido en el nuevo marco de programación del desarrollo rural en Andalucía. Los requisitos pueden asimilarse a las buenas prácticas agrarias y medioambientales actualmente en vigor dentro del marco de la reforma intermedia. Estudios sobre el impacto del coste de la condicionalidad han estimado que su implementación supone una reducción del ingreso medio para los agricultores del 15% aunque con una gran variabilidad en función de las orientaciones productivas, y un mayor peso para el sector ganadero (Varela-Ortega y Simó 2007). Los resultados presentados permiten ver que dicha reducción de ingresos puede ser compensada con ganancias en eficiencia en la línea presentada por Picazo-Tadeo y Reig-Martínez (2006). Así mismo, el estudio de la eficiencia se ha centrado sólo en inputs y outputs comerciales, por lo cual sería necesario ver si una consideración más amplia de la eficiencia, en la línea de los trabajos sobre agricultura ecológica de Arandia y Aldanondo (2007) o Sipiläinen *et al*. (2008), confirmaría los mismos.

Como continuación lógica del presente trabajo cabe comprobar estos resultados con otras medidas agroambientales más exigentes, cuantificar el coste en eficiencia de la condicionalidad y en caso de que alguno de estos dos requisitos sí tuviera impactos significativos sobre la eficiencia productiva, contrastar si ésta estaría compensada con ganancias en eficiencia ampliada con outputs ambientales. Desde un punto de vista metodológico cabría ver si los resultados obtenidos son confirmados mediante la aplicación de otros enfoques distintos de análisis de la eficiencia, como puede ser un modelo DEA de programas o su extensión a modelos con variable de entorno en etapas sucesivas, tal y como los planteados en Dios-Palomares *et al.* (2006).

Referencias

Abdourahmane T, Bravo-Ureta B, Rivas T, 2001. "Technical efficiency in developing country agriculture: a meta-analysis". Agricultural Economics, 25: 235-243.

Álvarez A, González E, 1999. "Using cross-section data to adjust technical efficiency indexes esti-

mated with panel data". American Journal of Agriculture Economics, 81: 894-901.

Álvarez A (Ed.), 2001. La medición de la eficiencia y la productividad. (Madrid, Ed. Pirámide).

Álvarez A, Arias C, 2004. "Technical efficiency and farm size: a conditional analysis". Agricultural Economics 30: 241-250.

Amores AF, Contreras I, 2007. "New approach for the assignment of new European agricultural subsidies using scores from data envelopment analysis: Application to olive-growing farms in Andalusia (Spain)". European Journal of Operational Research. (in press) doi:10.1016/j.ejor.2007.06.059

Arandía A, Aldanondo A, 2007. Eficiencia técnica y medioambiental de las explotaciones vinícolas ecológicas versus convencionales. *Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 215-216: 155-184.

Atance I, Gómez-Limón JA, Barreiro-Hurlé J, 2006. "El reto de la multifuncionalidad agraria: Oferta de bienes privados y públicos en el Sur de Palencia". *Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros,* 210(2): 155-200.

Barnes A, 2006. "Does multifunctionality affect technical efficiency? A non-parametric analysis of the Scottish dairy farms". Journal of Environmental Management, 80(3): 287-294.

Barreiro-Hurlé J, Espinosa M 2007a. "Marginal farmers and agri-environmental schemes: evaluating policy design adequacy for the Environmental Fallow measure". Contributed Paper, I Mediterranean Conference of Agro-food Social Scientists, Barcelona, April 23-25.

Barreiro-Hurlé J, Espinosa-Goded M, 2007b. "La política agroambiental como herramienta para la multifuncionalidad" en Gómez-Limón y Barreiro-Hurlé (coords.) La multifuncionalidad de la agricultura en España. EUMEDIA y MAPA, Madrid: 107-128.

Barreiro-Hurlé J, Espinosa-Goded M, Dupraz P, 2008. "Re-considering agri-environmental schemes premiums: the impact of fixed cost in sign-up decisions". XIIth Congress European Association of Agricultural Economists, Ghent (Belgium).

Boletín Oficial del Estado (BOE), 2002. Real Decreto 708/2002, de 19 de Julio, por el que se establecen medidas complementarias al Programa de Desarrollo Rural para las Medidas de Acompañamiento de la Política Agraria Común. Boletín Oficial del Estado n. 175 del 23 de Julio.

Bravo-Ureta B, Pinheiro A, 1993. "Efficiency Analysis of Developing Country Agriculture: A Review of the Frontier Function Literature". Agricultural and Resource Economics Review, 22(1): 88-101.

Bravo-Ureta B, Solís D, Moreira-López V, Maripani J, Thiam A, Rivas T, 2007. "Technical efficiency in farming: a meta-regression analysis". Journal of Productivity Analysis, 27(1): 57-72.

Charnes A, Coope, W, Rhodes E, 1978. "Measuring the efficiency of decision making units". European Journal of Operational Research, 2(6): 429-444.

Coelli T, Prasada-Rao D, Battese G, 1998. An introduction to efficiency and productivity analysis. Kluwer Academic Publishers. Boston.

Colino J, Martinez-Paz J, 2007. "Productividad, disposición al pago y eficiencia técnica en el uso del agua: la horticultura intensiva de la Región de Murcia". Economía Agraria y Recursos Naturales, 7(14): 109-125.

Consejo de la Unión Europea (CUE), 2003. Reglamento 1782/20036 del Consejo de 29 de Septiembre de 2003 por el que se establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco de la política agrícola común y se instauran determinados regímenes de ayudas a los agricultores y por el que se modifican los reglamentos (EEC) No 2019/93, (EC) No 1452/2001, (EC) No 1453/2001, (EC) No 1454/2001, (EC) 1868/94, (EC) No 1251/1999, (EC) No 1254/1999, (EC) No 1673/2000, (EEC) No 2358/71 and (EC) No 2529/2001. Diario Oficial de la Unión Europea, L270/1.

Consejo de la Unión Europea (CUE), 2005. Reglamento 1698/2005 del Consejo de 20 de

septiembre de 2005 relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). Diario Oficial de la Unión Europea L277.

Cooper J, Signorello G, 2008. "Farmer premiums for the voluntary adoption of conservation plans". *Journal of Environmental Planning and Management,* 51(1): 1-14.

Cuesta R, 2000. "A production model with firm-specific temporal variation in technical inefficiency: with application to Spanish dairy farms". Journal of Productivity Analysis 13: 139-158.

de Koeijer TJ, Wossink G, Smit A, Janssens S, Renkema J, Struik P, 2003. "Assessment of the quality of farmers' environmental management and its effects on resource use efficiency: a Dutch case study". Agriculture System 78: 85-103.

Dios-Palomares R, Martínez-Paz J, Vicario A, 2003. "Eficiencia versus innovaciones en explotaciones agrarias". Estudios de economía aplicada, 21(3): 485-501.

Dios-Palomares R, Martínez-Paz J, Martínez-Carrasco F, 2006. "Variables de entorno en el análisis de eficiencia. Un método de tres etapas con variables categóricas" Estudios de economía aplicada, 24(1): 559-581.

Directorate General for Agriculture and Rural Development (DG AGRI), 2006. Rural Development in the European Union: Statistical and Economic Information - Report 2006. European Commission: Brussels. Disponible en ec.europa.eu/agriculture/ [Consultado el 13/12/2007].

Färe R, Grosskopf S y Lovell C, 1994. Production Frontiers. Cambridge University Press. London.

Farrell M, 1957. "The measurement of productive efficiency". Journal of the Royal Statistical Society, A CXX, part 3, 253-290.

Ferrier G, Porter P, 1991. "The productive efficiency of united-states milk processing cooperatives". Journal of Agricultural Economics, 42: 161-173.

Fried H, Lovell C, Schmidt S (Eds), 1993) The Measurement of Productive Efficiency: Techniques and applications. Oxford University Press, New York.

Fried H, Schmidt S, Yaisawarng S, 1999) "Incorporating the operating environment into a non-parametric measure of technical efficiency". Journal of Productivity Analysis 12 (3): 249-267.

Gómez-Limón JA, Barreiro-Hurlé J (coords.), 2007. La multifuncionalidad de la agricultura en España. EUMEDIA y MAPA, Madrid.

Iraizoz B, Bardaji I, Rapun M, 2005. "The Spanish beef sector in the 1990s: impact of the BSE crisis on efficiency and profitability". Applied Economics, 37: 473-484.

Iraizoz B, Rapun M, Zabaleta I, 2003. "Assessing the technical efficiency of horticultural production in Navarra, Spain". Agricultural Systems, 78: 387-403.

Kristensaen L, Primdahl J, 2006. The relationship between cross-compliance and agri-environmental schemes. Research Paper D-13 , Cross Compliance Network, Institute for European Environmental Policy, Brussels, 37 pp. Disponible en http://www.ieep.eu/projectminisites/cross-compliance/index.php [Consultado 01/02/2008].

Latacz-Lohman U, 2004. Dealing with limited information in designing and evaluating agri-environmental policy. 90th European EAAE Seminar "Multifunctional agriculture, policies and markets: understanding the critical linkages", Rennes (France), 28-29 October. Disponible en http://merlin.lusignan.inra.fr:8080/eaae/website/pdf/121_Latacz [Consultado 08/02/2008].

Lehmann E, 1985. Nonparametrics: Statistical Methods Based on Ranks. San Francisco: McGraw-Hill.

Orea L, Roibas D, Wall A, 2004. "Choosing the technical efficiency orientation to analyze firms' technology: a model selection test approach". Journal of Productivity Analysis, 22: 51-71.

Picazo-Tadeo A, Reig-Martínez E, 2006. "Agricultural externalities and environmental regulation: evaluating good practices in citrus production". Applied Economics 38 (11): 1327-1334.

Picazo-Tadeo A, Reig-Martínez E, 2007. "Farmers' costs of environmental regulation: reducing the consumption of nitrogen in citrus farming". Economic Modelling 24(2): 312-328.

Piot-Lepetit I, Le Moing M, 2007. "Productivity and environmental regulation: the effect of the nitrates directive in the French pig sector". Environmental and Resource Economics 38(4): 433-446.

Piot-Lepetit I, Vermersch D, Weaver R, 1997. "Agriculture's environmental externalities: DEA evidence for French agriculture". Applied Economics 29(3): 331-338.

Rodríguez J, Camacho E, López R, 2004. "Application of Data Envelopment Analysis to Studies of Irrigation Efficiency in Andalusia". Journal of Irrigation and Drainage Engineering 130(3): 210-226.

Seiford L, 1996. "Data Envelopment Analysis: The evolution of the state of the Art (1978-1995)". Journal of Productivity Analysis 7(1): 99-137.

Seiford L, Thrall R, 1990. "Recent Developments in DEA: The Mathematical Approach to Frontier Analysis". Journal of Econometrics 46(1-2): 7-38.

Simar L, Wilson P, 2007. "Estimation and inference in two-stage, semiparametric models of production processes". Journal of econometrics 136(11): 31-64.

Sipiläinen T, Marklud P, Huhtala A, 2008. "Efficiency in agricultural production of biodiversity: organic versus conventional practices". Paper presented at the 107th EAAE Seminar "Modelling of Agricultural and Rural Development Policies", Seville, Jan. 29th - Feb. 1st. Disponible en agecon.lib.umn.edu/cgi-bin/pdf_view.pl?paperid=29494&ftype=.pdf [consultado el 18/02/2008].

Traore N, Laundry R, Amara N, 1998. "On-farm adoption of conservation practices: the role of farm and farmer characteristics, perceptions, and health hazards". Land Economics 74 (1): 114-127.

Tyteca D, 1996. "On the measurement of the environmental performance of firms- a literature review and a productive efficiency perspective". Journal of Environmental Management, 46, 281-308.

Varela-Ortega C, Simó A, 2007. Facilitating the CAP reform: compliance and competitiveness of European agriculture. STRP working document D-5 Spain, 61 pp. Disponible en www.cross-compliance-fp6.eu/content/documents/D5-SPAIN_FINAL.pdf [consultado el 18/02/2008].

(Aceptado para publicación el 11 de diciembre de 2008)

Aprovechamiento del agua en los regadíos de Bardenas

J. Causapé

Instituto Geológico y Minero de España (IGME)
C/ Manuel Lasala nº 44. 9ºB. 50006 Zaragoza
Tf: 34 - 976 555 282, Fax: 34 - 976 55 33 58
E-mail: j.causape@igme.es; web site: www.jcausape.es

Resumen
La vigilancia agro-ambiental de una cuenca como la del Ebro (España) que posee cerca de 800.000 ha regadas, requiere abordar estudios de subcuencas hidrológicas de regadío a escala de grandes polígonos, de forma que con un número manejable de subcuencas se controle la mayor parte del área regada. Este trabajo pretende evaluar el uso del agua en las 59.200 ha de Bardenas que se incluyen dentro de la subcuenca del Arba (Zaragoza) como experiencia piloto previa a la implantación de una red de control de los regadíos del Ebro.
La metodología se basó en el desarrollo de balances hídricos (2004-2007) y el análisis de los índices de calidad del riego propuestos en la aplicación informática Evaluador Medioambiental de Regadíos (EMR 2.0).
Del estudio resultó que el 94% del agua disponible fue destinada a la evapotranspiración de los cultivos, si bien, el manejo del riego no fue el adecuado ocasionando un déficit hídrico del 8%. La eficiencia de riego media fue del 90% destacando que las menores eficiencias a nivel de comunidad de regantes se relacionaron con excesivas pérdidas en el drenaje del riego por inundación (fracciones de drenaje del riego máximas del 28%) y notables pérdidas por evaporación y arrastre en el riego por aspersión (15% del riego aplicado).
El índice de aprovechamiento de agua fue alto (84%) alcanzando un máximo del 95% en épocas de sequía. Así pues, el margen de mejora es escaso, pudiendo incrementarse el aprovechamiento de agua y reducir el estrés hídrico de los cultivos mediante: i) mejora de la eficiencia en parcela del riego por inundación, ii) mayor regulación de escorrentías de lluvia y retornos de riego que maximice su reutilización y iii) adecuación del riego por aspersión a horas de menor temperatura y viento que minimicen las pérdidas por evaporación y arrastre.

Palabras clave: Recursos hídricos, riego, eficiencia, drenaje, reutilización.

Summary
Water use in the Bardenas irrigation district
The agro-environmental control of a basin such as the Ebro basin (Spain), comprising 800,000 ha of irrigation land, requires studies of hydrological irrigation sub-basins at a large scale of irrigation districts, in such a way that with a reasonable number of sub-basins, most of the irrigated area is controlled. This paper evaluates the water usage in the 59,200 ha of the Bardenas irrigation district, which belongs to the Arba basin (Zaragoza), as a pilot experience previous to the development of a control grid in the Ebro Irrigation lands.
The methodology was based on the calculation of water balances (2004-2007) and the analysis of the irrigation quality indices proposed in the computational program Irrigation Land Environmental Evaluation Tool (In Spanish EMR 2.0).
The study showed that 94% of the available water was used by crop evapotranspiration, although irrigation management was not adequate, generating an 8% hydric deficit. The average irrigation effi-

ciency was 90%, reemphasizing the fact that the lower efficiencies at an Irrigation District level were related to higher drainage losses in surface irrigation (maximum irrigation drainage fractions of 28%) and to remarkable losses due to evaporation and wind drift of sprinkler irrigation (15% of irrigation supply).
The water use index was high (84%), reaching a maximum value of 95% during drought periods. Thus, the improvement margin is limited, and therefore irrigation efficiency can be increased as well as the crop hydric stress can be reduced by: i) improvement of plot irrigation efficiency, ii) better regulation of surface runoff from both precipitation and irrigation return flows, to maximize reuse, iii) adaptation of sprinkler irrigation to lower temperature and wind hours, minimizing the evaporation and wind drift losses.

Key words: Hydric resources, irrigation, efficiency, drainage, reuse.

Introducción

El volumen de agua necesario para generar alimentos condiciona que la agricultura se constituya como el principal uso de agua dulce a nivel mundial con un 69% de las extracciones y un 93% del consumo total. Gracias a ello, el 40% de la producción agrícola mundial se obtiene en el 20% de la superficie cultivada donde el regadío está presente (FAO, 2002).

Históricamente, la expansión de la agricultura de regadío ha contribuido a satisfacer las necesidades alimenticias de una creciente población mundial. No obstante, aunque 2007 fue un año record de producción, los precios del cereal se incrementaron un 60% como consecuencia del aumento del precio del petróleo, el impulso del biodiesel y sobre todo de un mayor consumo de países emergentes como India y China (Lorente, 2007; Bussière y Mehl, 2008; Henderson, 2008).

Lamentablemente, la agricultura de regadío no solo ha aportado beneficios sino que también origina importantes problemas ambientales derivados de la creciente demanda de agua regulada. Así por ejemplo, la derivación de caudales de los ríos Amu-Darya y Syr-Darya para suministro de agua al regadío está causando desde 1960 un continuo retroceso del Mar Aral (Aladin y Plotnikov, 2003; Cai *et al*., 2003). En algunas zonas las necesidades hídricas pueden ser tan altas que se desarrollan estrategias de gestión para emplear los retornos de riego como recurso adicional (Beltrán, 1999).

Mientras en el tercer mundo, con muertes por desnutrición, sigue siendo prioritario satisfacer las necesidades más básicas, en los países más desarrollados a la gestión del agua se le exige ir más lejos, ya que además de asegurar la adecuada satisfacción de las necesidades hídricas, debe preservar el buen estado ecológico de los ecosistemas acuáticos.

La cuenca del Ebro ha sido objeto de numerosos estudios con la intención de conocer el grado de aprovechamiento del agua en sus distintos regadíos. Una síntesis de sus resultados (Causapé *et al*., 2006) muestra que el valor medio de eficiencia de riego para zonas regadas por inundación sobre suelos inadecuados para ello (alta capacidad de infiltración y baja capacidad de retención de agua) es de tan solo el 53%. Este valor se incrementa hasta el 79% si la zona regada por inundación presenta suelos adecuados para ello y hasta del 94% si se ha regado por aspersión. No obstante, se ha de señalar que estos estudios se han realizado a escala de parcela o de pequeña cuenca

hidrológica lo que no permitió cuantificar los efectos que posibles reutilizaciones del agua puedan tener sobre la eficiencia global de los grandes sistemas de riego.

Entre los trabajos realizados destacan aquellos basados en el seguimiento de cuencas hidrológicas de regadío donde la pérdida de agua y contaminantes en desagües agrícolas es asignada a la cuenca hidrológica del desagüe correspondiente, y por tanto, asociada a sus características climáticas, geológicas y agronómicas. Este tipo de estudios, a parte de obtener resultados del aprovechamiento del agua de riego, también aportan información de la carga de contaminantes exportada por el regadío en relación a sus características climáticas, geológicas y agronómicas. En este sentido, Causapé (2008) desarrolló la aplicación informática EMR con el fin de unificar la metodología y proponer índices que permitan evaluar el aprovechamiento del agua e impacto agroambiental de regadíos.

No obstante, las cuencas hidrológicas de regadío estudiadas hasta el momento han sido de pequeña extensión (entre 100 y 3.000 ha), lo que ha permitido estudios de detalle pero imposibilitado el seguimiento de grandes territorios.

La vigilancia agro-ambiental de una cuenca como la del Ebro que posee cerca de 800.000 ha regadas, requiere abordar estudios de subcuencas hidrológicas de regadío a escala de grandes polígonos de riego (≈ 50.000 ha), de forma que con un número manejable de subcuencas se controle la mayor parte del área regada.

El objetivo de este trabajo es estudiar el impacto agroambiental de un gran polígono de riego de la cuenca del Ebro, a través del seguimiento de la cuenca hidrológica que lo contiene. Para ello, en esta primera parte se pretende analizar el aprovechamiento del agua y evaluar la calidad del riego en las 59.200 ha regadas del polígono de Bardenas que se incluyen dentro la cuenca del Arba y que constituye la experiencia piloto para el establecimiento de una Red permanente de Control agroambiental de los Regadíos del Ebro (ReCoR-Ebro).

Descripción del área de estudio

La zona de estudio se localiza en la margen izquierda del valle medio del Ebro, concretamente se corresponde con el área regable del polígono de Bardenas incluida en la cuenca del río Arba (fig. 1). La zona presenta glacis y aluviales cuaternarios, unidades acuíferas superficiales que se asientan sobre materiales terciarios impermeables, considerados como la principal fuente natural de las sales disueltas en el drenaje de la cuenca (Causapé *et al*., 2004a).

Sobre los glacis se desarrollan suelos con un alto contenido de elementos gruesos y buenas condiciones de drenaje clasificados como Calcixerollic Xerochrept (Soil Survey Staff, 1992). Sobre aluviales y valles terciarios se desarrollan suelos más profundos clasificados como Typic Xerofluvent (Soil Survey Staff, 1992).

El sistema de Bardenas fue puesto en riego a mitad del siglo XX abasteciéndose del embalse de Yesa a través del Canal de Bardenas, el cuál, suministra agua a más de 80.000 ha localizadas principalmente en la mitad sur de la cuenca del Arba. Los recursos hídricos del sistema de riegos de Bardenas también son aprovechados para el abastecimiento de poblaciones, principalmente Ejea de los Caballeros (16.000 habitantes), y para generar electricidad a través de minicentrales localizadas en las acequias principales.

El sistema se drena a través del río Arba, en el que desembocan sus afluentes Riguel, Arba de Luesia y Arba de Biel que se adentran en el

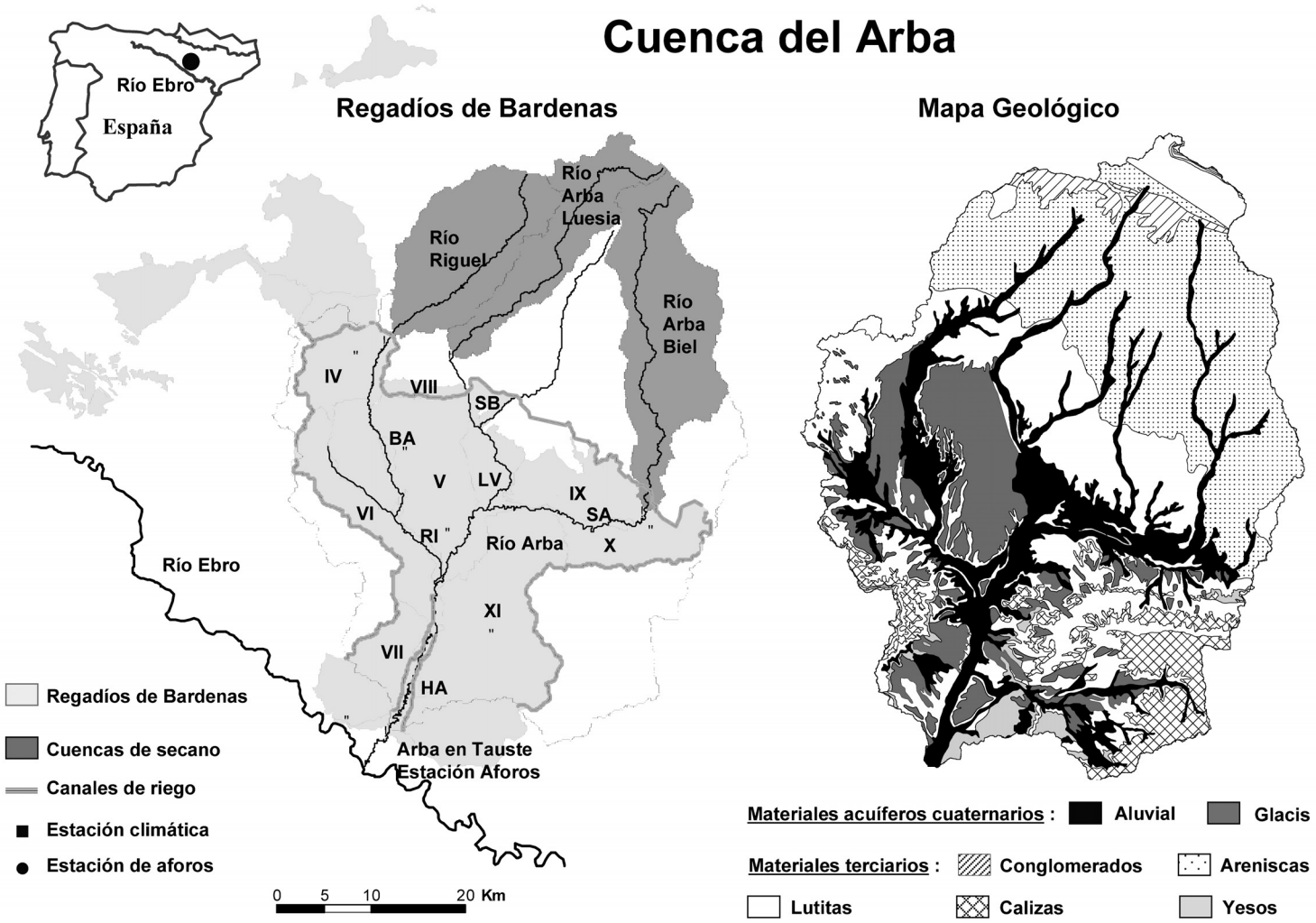


Figura 1. Regadíos de Bardenas incluidos en la cuenca del Arba y mapa geológico.
Figure 1. Bardenas Irrigation Districts, which belong to the Arba basin, and the geological map.

regadío a partir de su intersección con el Canal de Bardenas (fig. 1). La superficie en riego de la cuenca del Arba (27% de la cuenca) es gestionada por 14 de las 20 Comunidades de Regantes (CCRR) que componen el Sistema de Bardenas (CCRR: IV, V, VI, VII, VII, IX, X, XI, El Bayo-BA, Huertas Altas de Tauste-HA, Las Vegas de Ejea-LV, Riguel-RI, San Bartolomé-SB, y Santía-SA). El 95% de la superficie gestionada por estas 14 CCRR (59.200 ha) drena al río Arba mientras que el restante 5% drena al río Aragón o directamente al Ebro.

Entre las CCRR implicadas en el estudio cabe diferenciar las creadas con la puesta en marcha del embalse de Yesa y el Canal de Bardenas (CR_{IV} a CR_{XI}), de aquellas tradicionales (BA, HA, LV, RI, SB y SA) que se siguen abasteciendo desde azudes en los ríos, pero que se integraron en el sistema de Bardenas pues en gran parte sus recursos hídricos son dependientes de los retornos de riego de las otras comunidades.

Según datos climáticos de la red de Servicio Integral de Asesoramiento al Regante (SIAR, 2008), la precipitación media anual de los cuatro años hidrológicos que abarca el estudio (2004-2007) fue de 430 mm con una elevada variabilidad interanual (CV= 35%), de tal forma, que el periodo de estudio comprendió un año hidrológico lluvioso (2004: 605 mm), un año seco (2005: 241 mm) y otros dos años (2006: 473 mm y 2007: 401 mm) mucho más cercanos a la media histórica de la zona (468 mm).

Si analizamos meses de distintos años la variabilidad fue todavía mayor, observándose que existen meses como el de septiembre con un elevado coeficiente de variación (CV= 98%). A pesar de ello, las lluvias tienen un marcado carácter estacional con máximos en primavera-otoño y mínimos en invierno-verano (fig. 2). Espacialmente, la precipitación registrada en el norte fue un 20% superior al sur.

La evapotranspiración de referencia (ET_0, Penman-Monteith) media anual de la zona durante los cuatro años de estudio fue de 1.254 mm (CV= 7%) registrándose valores máximos en verano y mínimos en invierno (fig. 2). La menor ET_0 (1.147 mm) se registró el año más lluvioso (2004) mientras que la mayor (1.336 mm) se registró el año más seco (2005) agravando la problemática generada por la sequía. Espacialmente, el sur del sistema presentó una ET_0 un 10% superior al norte.

El sistema de riego mayoritariamente implantado fue el riego por inundación principalmente a turnos (85% de la superficie evaluada), seguido de la aspersión (14%) y por último del goteo (1%). Los cultivos más extendidos fueron el cereal de invierno (31%), alfalfa (26%), maíz (13%), arroz (8%), y la hierba (7%) junto a cultivos minoritarios como el girasol (2%), guisante (1%), tomate (1%) y otros cultivos menos significativos en cuanto a su extensión (4%). Durante los últimos cuatro años una media del 8% del área de regadío se dejó como barbecho (tabla 1).

La distribución de cultivos en las cuatro campañas estudiadas varió afectada por la disponibilidad de agua de riego y por las nuevas condiciones de la Política Agraria Comunitaria (PAC). Así pues, la sequía ocasionó que la campaña de 2005 se caracterizase por tener restringidas dotaciones de riego, mientras que las campañas de 2006 y 2007 se caracterizaron por ser las primeras en las cuales se aplicaron subvenciones desacopladas de la PAC, de tal forma, que los agricultores ante la falta de agua de riego e "igualdad" de subvención percibida hayan preferido cultivos con menores necesidades de riego y costes de producción. Todo ello ha provocado que la superficie de cereal de invierno prácticamente se haya duplicado en los últimos cuatro años a costa principalmente de la alfalfa, maíz y arroz (tabla 1).

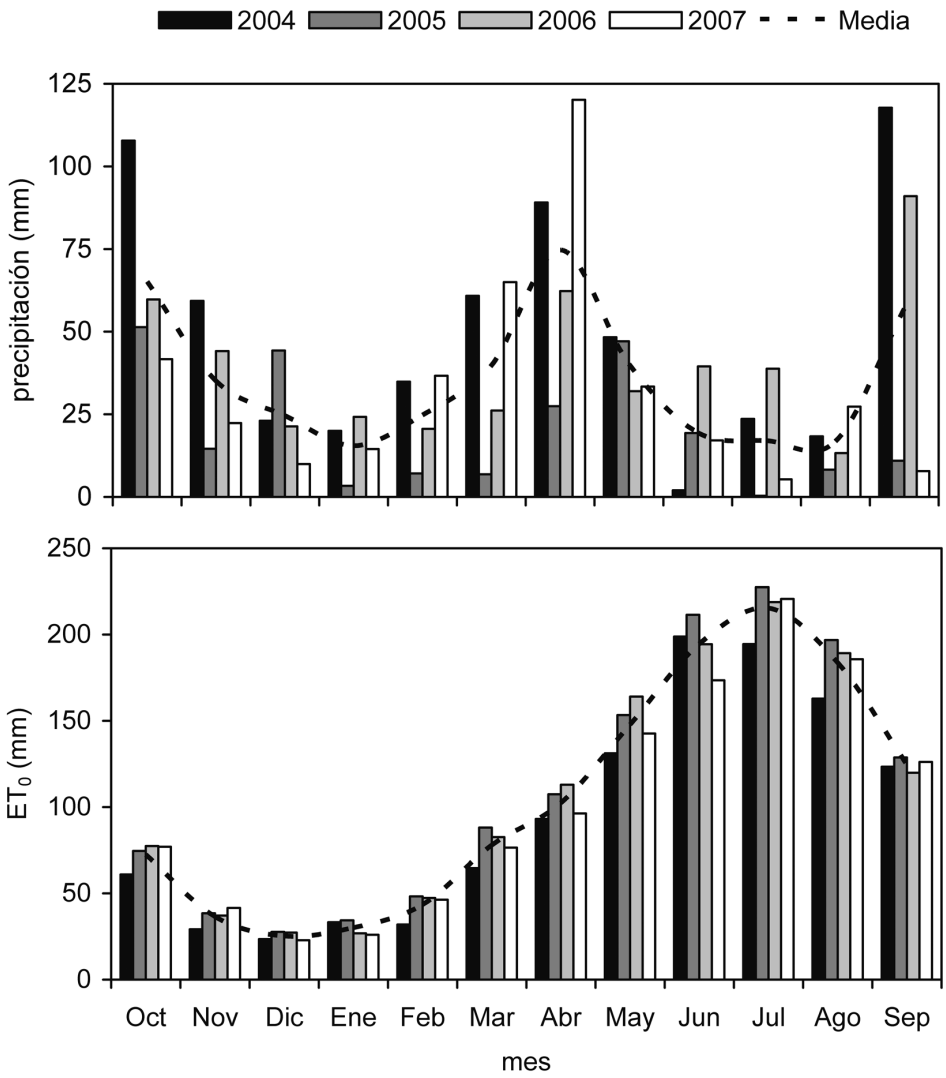


Figura 2. Precipitación y evapotranspiración de referencia (ET_0) mensual de la zona regable incluida en la cuenca del Arba durante los cuatro años de estudio (2004-2007) y media de todo el periodo de estudio.
Figure 2. Monthly values of precipitation and reference evapotranspiration in the Arba basin irrigated area, for the four study years (2004-2007) and the average for the entire study period.

Cabe destacar que aunque el descenso de la alfalfa y el maíz desde 2004 fue similar (un 7% de la superficie total), el descenso en ambos cultivos se produjo de forma distinta. Mientras la alfalfa (cultivo plurianual) disminuyó de forma continuada, la superficie de maíz se redujo a la mitad en tan sólo el año 2005 como consecuencia de la sequía, lo que también justificó el descenso de la superficie de arroz y el incremento del barbecho.

Si analizamos la distribución de cultivos por CCRR se identifican algunas diferencias (tabla 2). Las CCRR situadas al norte (IV, VIII y

Tabla 1. Distribución de cultivos en el área regable de Bardenas incluida en la cuenca del Arba durante los cuatro años de estudio (2004-2007) y su media
Table 1. Crop distribution in the Arba basin irrigated area, for the four study years (2004-2007) and average

Cultivo	2004	2005	2006	2007	Media
			%		
Cereal invierno	21	33	34	37	31
Alfalfa	29	27	24	22	26
Maíz	19	10	10	12	13
Arroz	11	8	7	7	8
Hierba	6	8	8	8	7
Girasol	3	2	2	1	2
Guisante	3	1	1	1	1
Tomate	1	0	1	0	1
Otros cultivos	3	3	4	4	4
Barbecho	5	8	10	9	8

SB) presentaron mayores proporciones de cereal de invierno (hasta el 59% en CR_{VIII}) y menores de maíz (hasta el 3% en CR_{VIII}). Este hecho esta influenciado por sus condiciones climáticas ya que la menor temperatura de las CCRR del norte del sistema impide el correcto desarrollo del cultivo de maíz.

La alfalfa es un cultivo que se distribuye homogéneamente en casi todas CCRR (tabla 2), si bien, pequeñas CCRR gestionadas por agricultores dedicados a los forrajes pueden presentar elevadas proporciones de este cultivo (CR_{SA}: 58%; CR_{BA}: 57%)

Otro factor a tener en cuenta en la distribución espacial de cultivos son las características edáficas. Así pues, CCRR con un alto porcentaje de suelos salinos (VI y RI; Basso, 1994) presentaron los mayores porcentajes de arroz (CR_{VI}: 30%; CR_{RI}: 25%) ante la imposibilidad de sembrar otros cultivos en este tipo de suelos. Por último, destacar la proliferación de cultivos alternativos a los tradicionales en la CR_{XI} (Otros cultivos: 9%) que tiene mayoritariamente implantado sistemas de riego a presión (81% de su superficie). Este hecho indica las mayores posibilidades de los modernos sistemas de riego y la necesidad de amortizar la inversión en el sistema de riego presurizado con cultivos más rentables.

Metodología

La metodología general del estudio se basa en la ejecución de balances de agua en el área regable incluida en la cuenca del Arba. El desarrollo de los balances de agua como el análisis de la información que se extrae de ellos se efectuó con la ayuda de la aplicación informática EMR (Evaluador Medioambiental de Regadíos) que se encuentra disponible en www.jcausape.es/investigacion/EMR.htm y cuya metodología describe Causapé (2008).

La escala de trabajo y disponibilidad de datos aconsejó que el territorio gestionado por las 14 CCRR incluidas en la cuenca del Arba constituyesen las 14 "zonas" del proyecto EMR para las cuales se introdujo y extrajo información territorial. Así pues, la realización de los balances hídricos requirió la medición o estimación de las principales entradas y salidas de agua en el sistema (área regable incluida

Tabla 2. Superficie media porcentual de cultivos y sistemas de riego (SR) en el área regable incluida en la cuenca del Arba por Comunidades de Regantes (IV, V, VI, VII, VII, IX, X, XI, El Bayo-BA, Huertas Altas de Tauste-HA, Las Vegas de Ejea-LV, Riguel-RI, San Bartolomé-SB, y Santía-SA) durante los años 2004, 2005, 2006 y 2007

Table 2. Average percentual crop surface and average percentual irrigation system (SR) in the Arba basin irrigated area for Irrigation Districts (IV, V, VI, VII, VII, IX, X, XI, El Bayo-BA, Huertas Altas de Tauste-HA, Las Vegas de Ejea-LV, Riguel-RI, San Bartolomé-SB, y Santía-SA) for the years 2004, 2005, 2006 and 2007

Cultivos %	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	BA	HA	LV	RI	SB	SA
Cereal invierno	49	27	18	38	59	31	39	29	10	34	27	8	59	12
Alfalfa	20	26	20	38	9	26	31	23	57	30	25	34	14	58
Maíz	4	18	6	11	3	10	12	19	4	13	13	14	12	9
Arroz	5	4	30	0	0	12	2	2	0	10	12	25	0	0
Hierba	5	10	14	5	0	3	4	2	22	5	10	8	1	12
Girasol	2	3	1	0	8	1	3	1	0	1	0	4	3	0
Guisante	2	1	1	0	8	2	1	2	5	0	0	0	1	0
Tomate	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0
Otros cultivos	2	4	3	2	3	1	1	9	0	4	3	2	3	4
Barbecho	10	6	7	4	11	13	8	11	2	2	8	3	7	6
SR %														
Inundación	95	94	100	95	100	100	66	19	100	99	100	100	96	97
Aspersión	5	5	0	5	0	0	34	75	0	1	0	0	4	3
Goteo	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
Total (ha)	6.171	15.500	6.322	3.416	1.334	4.288	4.600	8.194	384	1.390	5.600	802	771	428

en la cuenca del Arba) entre el momento inicial (1 de octubre de 2003) y final (30 de septiembre de 2007) del balance.

Como entradas se consideraron la precipitación (P), el riego (R), el agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego (EL), el abastecimiento a pequeñas poblaciones (AP), el vertido desde la depuradora de Ejea (DP), las entradas a través de los ríos Riguel (RI; 19.561 ha), Arba de Luesia (AL; 14.448 ha) y Arba de Biel (AB; 26.210 ha) y por último, la estimación del drenaje del resto de áreas de secano de la cuenca (RS; 98.258 ha).

Como salidas se consideraron la evapotranspiración (ET), las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (PEA), el drenaje a través del Arba en Tauste (AT), las salidas por dos acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste (AC) y el flujo subterráneo a través del aluvial del Arba (SB). El almacenamiento de agua en el sistema no fue considerado con lo que el balance de agua desarrollado quedó definido por la siguiente ecuación:

$$(P+R+EL+AP+DP+RI+AL+AB+RS) - (ET+PEA+AT+AC+SB) = \text{Error balance;} \quad [\text{Ec. 1}]$$

P, al igual que el resto de variables climáticas necesarias en este estudio (ET_0 para la estimación de la ET; velocidad del viento a 2 metros sobre la superficie y la humedad relativa a 1,5 m sobre el suelo para la estimación de PEA), fueron obtenidas diariamente de seis estaciones agroclimáticas (SIAR, 2008) con presencia en la zona de estudio (Sádaba, Ejea de los Caballeros, Luna, Santa Engracia, El Bayo y Tauste; fig. 1).

R, EL y AP fueron facilitados mensualmente por Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Igualmente, el Servicio de Hidrología de CHE facilitó los caudales medios diarios de las estaciones de aforo de RI, AL y AB a su entrada en la zona regable. RS fue estimado a partir de los datos de precipitación y un coeficiente de escorrentía de 0,087 obtenido en una pequeña cuenca hidrológica cercana a Ejea antes de su trasformación en riego (Abrahão *et al*., 2008). Y finalmente, DP fue facilitado mensualmente por el Instituto Aragonés del Agua (Gobierno de Aragón).

AT también fue facilitado diariamente por el Servicio de Hidrología de CHE mientras que SB fue estimado aplicando la ley de Darcy a partir de la información hidrogeológica recogida por el Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE, 1985) que cuantifica la permeabilidad del aluvial del Arba en 100 m/día, el gradiente hidráulico en 0.0033 m/m y el espesor saturado en 10 m que multiplicado por los 1.500 m de longitud transversal que tiene el acuífero hacen una sección saturada de 15.000 m^2. AC se estimó a partir de un caudal medio de 200 l/s (Guardería de Riegos de la Comunidad Huertas Altas de Tauste, comunicación personal).

La Evapotranspiración Real (ET_R) fue calculada diariamente y para cada CR mediante el Balance diario de Agua en el Suelo (BAS) que efectúa EMR. Para ello fue necesario aportar la superficie de cultivos en cada CR obtenida de las declaraciones que los agricultores hacen para recibir las ayudas de la PAC (Fuente: Gobierno de Aragón).

El periodo vegetativo y los valores medios mensuales de los coeficientes de cada cultivo (Kc) fueron obtenidos de Martinez-Cob (2004) para la comarcas agrarias de Ejea (CCRR: V, VI, VIII, IX, X, XI, BA, HA, LV, RI, SB, SA), Sádaba (CR: IV) y Tauste (CR: VII). Para los periodos y superficies sin cultivo se asignó un coeficiente del suelo desnudo siguiendo la metodología propuesta por Allen *et al*. (1998) para el cálculo del Kc inicial, que depende del tipo de suelo, régimen de precipitaciones y la ET_0 obtenidos de valores medios de las comarcas de Ejea, Sádaba y Tauste (Martinez-Cob, 2004). Para los cultivos minoritarios catalogados como "Otros cultivos" se asignó un valor constante de Kc= 1.

El valor de Capacidad de Retención de Agua Disponible en el suelo (CRAD) considerado para todo el sistema fue de 100 mm que se corresponde con un valor representativo de los suelos del valle medio del Ebro (Martínez-Cob, 2004). El desarrollo del BAS en cada CR partió de un volumen inicial de agua útil para las plantas en el suelo (AU) que por desconocerse se consideró la mitad de la CRAD.

Una vez comprobada la bondad del balance, se analizó la evolución espacio-temporal de los Índices propuestos en EMR (Causapé, 2008) para evaluar la calidad del riego por CCRR y el aprovechamiento del agua en el conjunto del sistema. Así pues, se calcularon:

Necesidades Hídricas netas:

$$NHn = \left(ET_C + AUf\right) - \left(AUi + Pef\right) \quad \text{[Ec. 2]}$$

Índices de Calidad del riego:

Eficiencia en el Uso Consuntivo del Agua:

$$EUCA = \frac{ET_R + AUf}{AUi + Pef + R} \cdot 100 \quad \text{[Ec. 3]}$$

Déficit Hídrico:

$$DH = \frac{ET_C - ET_R}{ET_C} \cdot 100 \quad \text{[Ec. 4]}$$

Fracción de Drenaje del riego:

$$FD_R = \frac{D_R}{R} \cdot 100 \quad \text{[Ec. 5]}$$

Eficiencia de Riego:

$$ER = \left[1 - \left(\frac{D_R + PEA}{R}\right)\right] \cdot 100 \quad \text{[Ec. 6]}$$

Índice de Aprovechamiento de Agua:

$$IAA = \left[1 - \frac{D + PEA}{R + P}\right] \cdot 100 \quad \text{[Ec. 7]}$$

Donde $AU_{i\text{-}f}$ es el agua útil inicial-final, ET_C la evapotranspiración potencial, ET_R la evapotranspiración real, D el drenaje obtenido del BAS, D_R el drenaje del riego, P la precipitación, P_{ef} la precipitación efectiva, R el riego, y PEA las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión.

Los índices de calidad del riego de aquellas CCRR tradicionales no pudieron ser calculados pues no se abastecen exclusivamente de agua del canal de Bardenas y no está controlado el agua para el riego que derivan desde los azudes en los ríos.

Resultados

Balance Hídrico

R y P constituyeron el 80% de las entradas de agua al sistema evaluado. Entre ellos, P fue el componente principal de 2004, mientras que en los tres años siguientes lo fue R. Los volúmenes de agua introducidos con el riego estuvieron indirectamente relacionados con las lluvias, de tal forma, que los años más lluviosos embalsaron más agua en Yesa, repercutiendo en el agua disponible y utilizada para el riego (tabla 3).

Los flujos hídricos entrantes desde el área exterior al regadío evaluado (RI, AL, AB y RS) constituyeron un 11% de las entradas, repartidas entre ellos según la extensión que drena cada componente y la distribución de precipitaciones.

EL constituyó el 6% de las entradas que se concentraron en las primaveras de 2004 y 2007, cuando el embalse de Yesa se llenó y nuevas lluvias y/o el deshielo permitieron el desembalse de agua para generar electricidad a través de la red de acequias sin que hubiera necesidades de riego. Finalmente, AP y DP tan solo supusieron el 3% de las entradas mostrando la escasa entidad de

Tabla 3. Entradas (R-Riego, P-Precipitación, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Resto Secano, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-Abastecimiento a pequeñas poblaciones, y DP-Depuradora de Ejea), Salidas (ET-Evapotranspiración, AT-Arba en Tauste, PEA-Pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión, AC-Acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste, SB-flujo subterráneo a través del aluvial del Arba) y error del balance de agua desarrollado en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007) y acumulados anualmente

Table 3. Inputs (R-Irrigation, P-Precipitation, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Rainfed land, EL- Water used to generate electricity and then disposed into the Arba without being used for irrigation, AP-Water supply to small villages, DP- Sewage treatment plant of Ejea), Outputs (ET-Evapotranspiration, AT-Arba Tauste, PEA- Losses due to evaporation and wind drift, AC-Lateral channel in Arba Tauste, SB-Groundwater flow through the Arba aquifer) and water balance error in the Arba basin irrigated area for the four study years (2004-2007)

Balance	Anual				Acumulado			
Año	2004	2005	2006	2007	2004	04-05	04-06	04-07
				E-Entradas mm/año				
R	531	497	614	520	531	514	547	541
P	605	241	473	401	605	423	439	430
RI	25	6	7	31	25	15	12	17
AL	48	3	9	31	48	26	20	23
AB	67	11	18	36	67	39	32	33
RS	87	35	68	58	87	61	64	62
EL	160	0	0	127	160	80	53	72
AP	33	41	27	6	33	37	34	27
DP	5	4	4	4	5	4	4	4
				S-Salidas mm/año				
ET	805	766	844	826	805	785	805	810
AT	547	247	241	459	547	397	345	373
PEA	9	10	14	12	9	9	11	11
AC	11	11	11	11	11	11	11	11
SB	3	3	3	3	3	3	3	3
Error Balance[1] (%)	13	-21	9	-8	13	0	3	0

[1] Error balance (%) = 200 · [(E-S)/(E+S)]

estos componentes frente al resto de entradas de agua al sistema.

En cuanto a las salidas, el 98% se debieron a ET y AT. Entre ellas, ET constituyó el 67% de las salidas por el 31% de AT. Anualmente, ET varió entre los 766 mm de 2005 y los 844 mm de 2006 condicionados principalmente por la climatología y distribución de cultivos.

De AT destacó que 2005 y 2006 presentaron prácticamente la mitad de caudal que 2004 y 2007, años con primaveras más lluviosas (fig. 2) en los que incluso se vertió agua de Yesa directamente al Arba sin ser utilizada para riego (tabla 3). Las salidas por PEA, AC y SB fueron mucho menos importantes (1% de las salidas).

La capacidad de regulación del sistema, principalmente en sus acuíferos, provocó un error excesivo en los balances anuales (entre -21 y 13%). Así pues, las elevadas lluvias de septiembre de 2004 y de 2006 no fueron completamente drenadas en su mismo año hidrológico lo que generó desbalances positivos (13% y 9%), en cambio, los años siguientes (2005 y 2007) presentaron desbalances negativos (-21% y -8%). La bondad del balance realizado queda patente cuando los resultados se expresan acumulados anualmente, de tal forma que conforme pasa el tiempo, el componente asociado al almacenamiento de agua en el sistema tiene un menor peso sobre el conjunto del balance. Desde la segunda anualidad, las entradas acumuladas casi coinciden con las salidas y al final de los años 2005, 2006 y 2007 los desbalances fueron prácticamente nulos (tabla 3).

Balance de agua en el suelo

El balance de agua en el suelo (BAS) desarrollado con EMR, hace un reparto del agua de lluvia y riego entre la evapotranspiración real, el drenaje (D_{BAS}) y almacenamiento de agua en el suelo. El hecho de realizar el BAS a nivel de CR podría sobreestimar la ET_R e infraestimar el D_{BAS} debido a que el exceso de agua en un determinado punto de una CR es considerado para satisfacer las necesidades hídricas de otro punto de la misma CR que en ese momento esté en situación de estrés hídrico. En cierto modo, esta situación es la que ocurre en los regadíos de Bardenas ya que ante la escasez de agua de las últimas décadas, la reutilización del agua de drenaje para el riego es una práctica muy desarrollada.

El drenaje del suelo, a diferencia del estimado a partir de la salida de la cuenca hidrológica, no está influenciado por la capacidad reguladora del sistema, principalmente en sus acuíferos. Ello provocó que anualmente D_{BAS} no coincida con D ocasionando elevadas diferencias entre ambos parámetros (Tabla 4). No obstante, si se compara los drenajes anualmente acumulados resulta que las diferencias entre D y D_{BAS} disminuyen con el tiempo, y al final de los cuatro años de estudio D_{BAS} tan solo es 4 mm/año inferior a D (3%), mostrando la bondad tanto del balance de agua en el suelo como del conjunto del sistema.

El volumen mensual de entradas de agua al suelo se ajustó al de salidas con pequeñas diferencias ocasionadas por el incremento de agua en el suelo (fig. 3). Tanto las entra-

Tabla 4. Drenaje propio del sistema (D), drenaje estimado por el Balance de Agua en el Suelo (D_{BAS}) y error entre drenaje medido y estimado por BAS en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007) y acumulados anualmente

Table 4. Drainage associated to the system (D), estimated drainage for soil water balance (D_{BAS}), and error in the measured drainage and BAS estimation in the Arba basin irrigated area, for the four study years (2004-2007) and for the yearly accumulated

	Anual				Acumulado			
	2004	2005	2006	2007	2004	04-05	04-06	04-07
D (mm/año)[1]	135	160	122	180	135	148	139	149
D_{BAS} (mm/año)	290	40	136	114	290	165	155	145
Error Drenajes[2] (%)	73	-119	11	-45	73	11	11	-3

[1] D = (AT+AC+SB) - (RI+AL+AB+RS+EL+AP+DP)

[2] Error Drenajes (%) = 200 · [(D_{BAS}-D) / (D_{BAS}+D)].

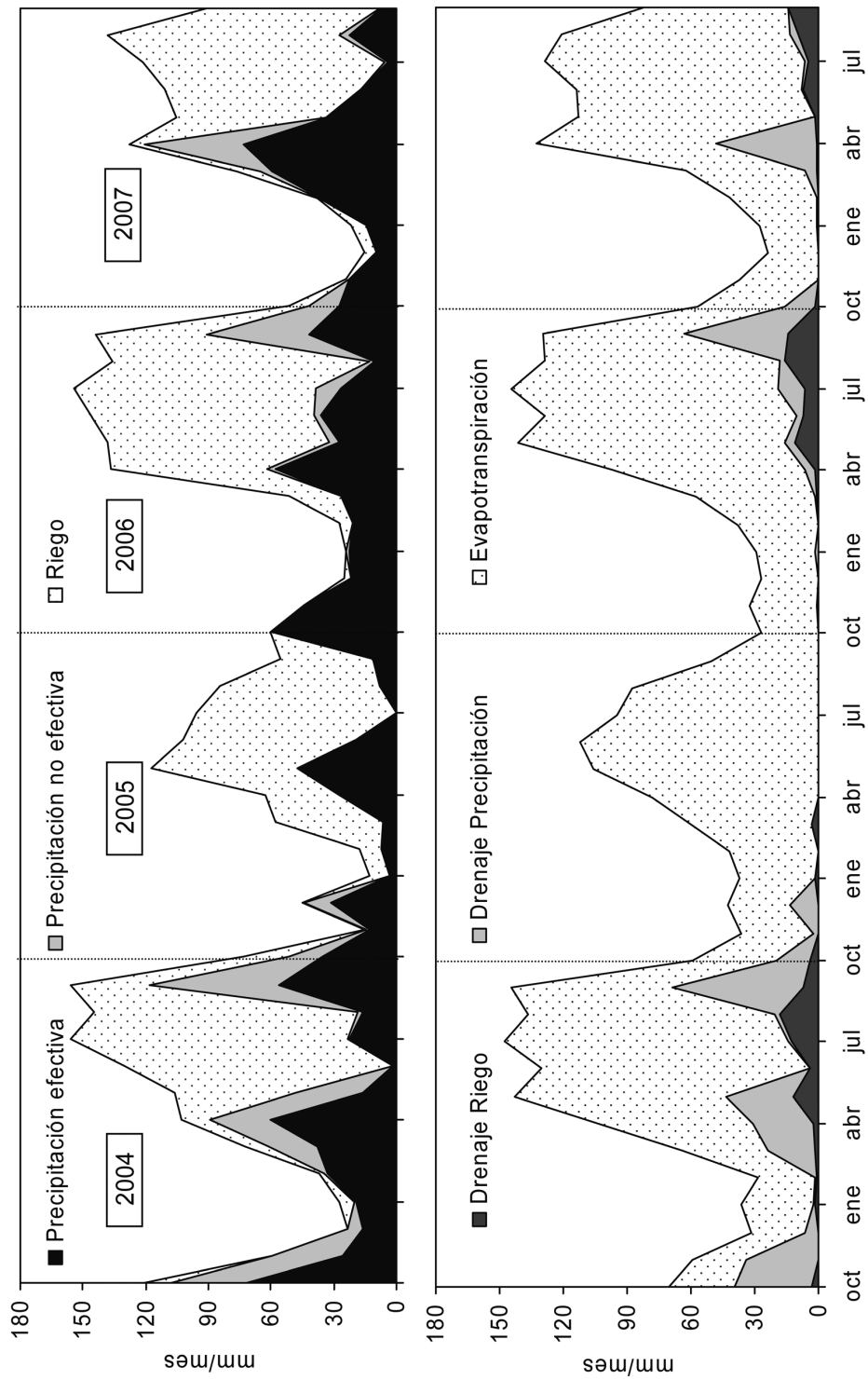


Figura 3. Evolución mensual de las entradas (riego, precipitación efectiva y no efectiva) y salidas (evapotranspiración y drenaje de la precipitación y riego) obtenida del balance de agua en el suelo durante los cuatro años de estudio (2004-2007).

Figure 3. Monthly evolution of inputs (irrigation, effective and non-effective precipitation) and outputs (evapotranspiration, precipitation drainage, and irrigation drainage) from soil water balances for the four study years (2004-2007).

das como las salidas se adaptaron al ciclo vegetativo de los cultivos de verano y por tanto al incremento de la evapotranspiración y de las necesidades de riego con máximos en verano y mínimos en invierno.

El porcentaje de precipitación efectiva durante todo el estudio fue del 76%, (similar al teórico 75% considerado en muchos trabajos de este tipo), si bien, a lo largo de los cuatro años de estudio osciló entre el 62% de 2004 y el 87% de 2005.

Destacaron cinco eventos de lluvia cuantitativamente importantes, tres de ellos en el año hidrológico 2004 (oct-03, abr-04, sep-04), uno en 2006 (sep) y otro en 2007 (abr). La intensidad de estos cinco eventos provocó que entre ellos generasen tres cuartas partes de la precipitación no efectiva de todo el periodo de estudio (fig. 3).

El efecto de las lluvias y del riego quedó reflejado en D_{BAS}. Así pues, los mayores volúmenes de D_{BAS} coincidieron con los cinco eventos de lluvia más importantes y con los periodos de riego (fig. 3), a excepción del periodo de riego de 2005 cuando las escasas precipitaciones fueron consideradas efectivas y la disminución del riego generó un D_{BAS} prácticamente nulo. Realmente lo que ocurrió es que el menor D_{BAS} generado en este periodo fue reutilizado para el riego manifestándose en la ausencia de agua en el río Arba tras su último azud.

Las intensas precipitaciones y volumen de riego aplicado en 2004 provocó que su D_{BAS} (290 mm) fuese más de siete veces superior al de 2005 (40 mm) y más del doble de 2006 (136 mm) y 2007 (114 mm). Según los criterios de EMR, el 29% del D_{BAS} fue generado por el riego, oscilando entre el 22% (2004 y 2005), y el 42% (2006).

Así pues, el riego juega un papel cuantitativamente importante en el volumen de drenaje generado en el sistema, máxime si tenemos en cuenta, que el drenaje atribuido a las lluvias también interviene indirectamente en el del riego por el aumento previo de la humedad del suelo.

Calidad del riego

La NHn media del sistema evaluado fue de 332 Hm^3/año lo que corresponde a un 74% del volumen del embalse de Yesa para un porcentaje similar de área regada de Bardenas evaluada en este estudio.

Existen diferencias territoriales asociadas a los cultivos implantados (tabla 5), que en mayor o menor grado están condicionadas por las características climáticas, edafológicas y agronómicas. Así pues, las máximas NHn correspondieron a CR_{VI} (730 mm/año) donde sus suelos salinos favorecieron el cultivo mayoritario del arroz (30% de la superficie) como casi la única alternativa de cultivo. En cambio, las CCRR del norte (VIII, SB y IV), con clima más fresco y predominio del cereal de invierno (59, 59 y 49% de superficie respectivamente), presentaron las menores NHn (382, 386, y 427 mm/año respectivamente).

Temporalmente, el caluroso y seco año 2005 presentó las mayores NHn (657 mm), mientras que las menores se presentaron en el lluvioso y fresco año 2004 (487 mm), seguido muy de cerca por 2007 (495 mm) donde se hizo notar el paulatino cambio a cultivos de menores necesidades hídricas (principalmente alfalfa y maíz por cereal de invierno).

El conjunto del sistema presentó una EUCA del 94% indicando que un elevado porcentaje del agua disponible ($AU_i + P_{ef} + R$) fue destinado para la evapotranspiración de los cultivos. No en vano, cinco de las ocho CCRR evaluadas (IV, V, VI, IX, X) presentaron EUCA por encima del 90% y ninguna presentó una EUCA inferior al 70%.

Tabla 5. Necesidades Hídricas netas (NHn), Eficiencia en el Uso Consuntivo de Agua (EUCA), Déficit Hídrico (DH), Fracción de Drenaje del Riego (FD_R) y Eficiencia de Riego (ER) para las Comunidades de Regantes (CCRR), y para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio y para periodo completo (2004-2007)

Table 5. Net Hydric Needs (NHn), Consumptive Water Use Efficiency (EUCA), Water Deficit (DH), Irrigation Drainage Fraction (FD_R) and Irrigation Efficiency (ER) in the irrigation district (CCRR) as well as for the evaluated system, in the four study years and for the entire period (2004-2007)

CCRR	NHn mm/año	EUCA	DH	FD_R	ER
		%			
IV	427	95	2	4	95
V	646	90	4	9	90
VI	730	93	5	7	93
VII	615	71	0	28	71
VIII	382	84	5	16	84
IX	485	98	3	2	98
X	444	94	7	2	94
XI	523	86	12	2	86
BA	656	—	—	—	—
HA	488	—	—	—	—
LV	524	—	—	—	—
RI	574	—	—	—	—
SB	386	—	—	—	—
SA	587	—	—	—	—

Periodo	NHn mm/año	EUCA	DH	FD_R	ER
		%			
2004	487	93	3	12	86
2005	657	98	19	2	96
2006	601	93	6	9	88
2007	495	95	3	8	90
Total	560	94	8	8	90

A pesar de ello, el manejo del riego no fue el adecuado ya que el sistema presentó un 8% de DH indicando que no todas las necesidades hídricas de los cultivos fueron satisfechas. Sorprendentemente, el mayor DH se presentó en la CR_{XI} (DH = 12%) que es la CR con mayor porcentaje de riego presurizado (75% de su superficie).

Este elevado DH pudo estar justificado por la reducida dotación de riego que recibe esta CR que obliga a los agricultores a salvar sus cosechas de maíz (19% de la superficie) con producciones de 14 t/ha, a costa de la pérdida de varios cortes de alfalfa (23% de superficie). Esto es debido a que parte del reparto de agua entre CCRR se hizo en función de consumos históricos, lo que perjudicó a las CCRR ahorradoras de agua o que incrementaron su superficie en riego. El DH del resto de CCRR fue inferior presentando valores entre el 0 y el 7% (tabla 5).

Anualmente, destacó como el DH de 2005 (19%), año con mayor ET_0 (1336 mm), ET_C (944 mm) y menor ET_R (766 mm) fue sensi-

blemente superior al DH del resto de los años (entre 3 y 6%) a causa de la sequía.

Tan sólo el 8% del agua aplicada con el riego salió del sistema a través del drenaje. Las menores FD_R (2%) se presentaron en las CCRR transformadas mayoritariamente en riego presurizado (CR_X y CR_{XI}). En cambio, la mayor FD_R (28%) se presentó en la CR_{VII} que registró la menor EUCA (71%). Anualmente, destacó la menor FD_R del seco año 2005 (2%) frente a la del resto de los años que osciló entre el 12% de 2004 y el 8% de 2007.

La ER global del sistema de Bardenas durante todo el periodo de estudio fue del 90%. Cinco de las ocho CCRR que pudieron ser evaluadas presentaron ER por encima del 90%. Las menores ER de la CR_{VII} (71%) y CR_{VIII} (84%) estuvieron relacionadas con excesivas pérdidas en el drenaje del riego (FD_R de 28 y 16% respectivamente), mientras que la menor ER de la CR_{XI} (86%) estuvo relacionada con las PEA, cuantificadas en un 15% del riego aplicado por aspersión, que por otro lado, es un valor habitual de los regadíos del Ebro (Playán *et al*., 2005).

Estacionalmente y salvo la excepción de 2006 con las mayores lluvias en verano (fig. 2), tanto la ER como el DH se incrementaron de primavera a verano para de nuevo descender en otoño (fig. 4). Este hecho ya fue observado en pequeñas cuencas de Bardenas por Causapé *et al*. (2004b) quienes lo justificaron en la excesiva duración de los turnos de riego por inundación que provocó el agotamiento en verano del agua útil en el suelo generando estrés hídrico y un

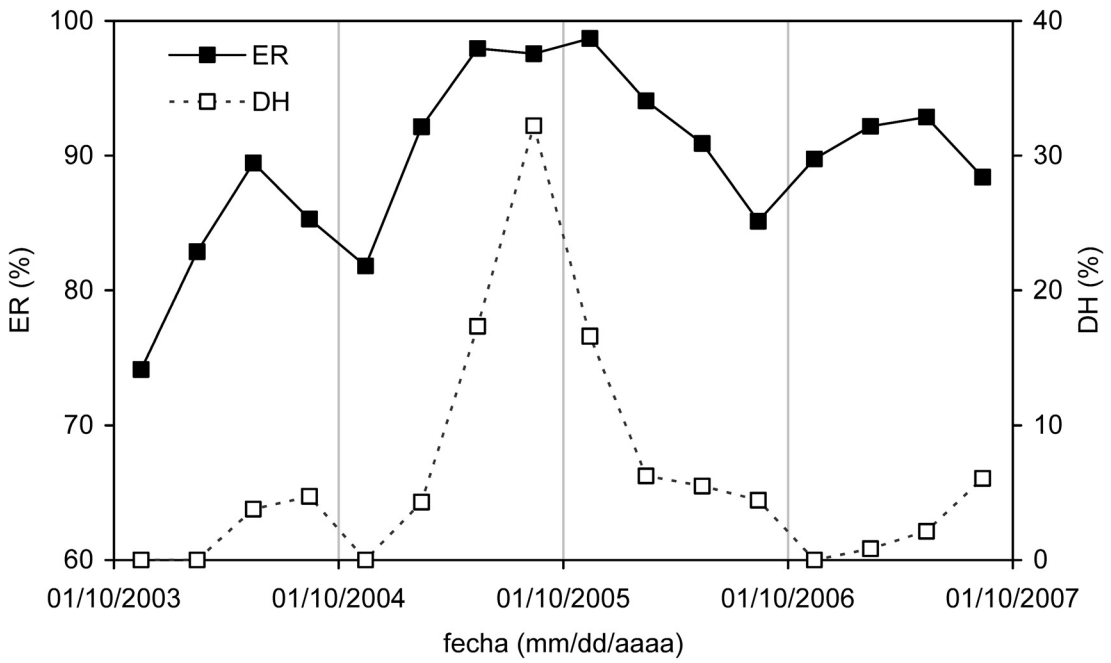


Figura 4. Evolución trimestral de la Eficiencia de Riego (ER) y Déficit Hídrico (DH) para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio (2004-2007).
Figure 4. Quarterly evolution of Irrigation Efficiency (ER) and Hydric Deficit (DH) for the evaluated system in the four study years (2004-2007).

mayor aprovechamiento del agua aplicada en cada riego.

Al efecto de mayor aprovechamiento del agua regando sobre suelo "seco" se une el efecto de un incremento en la reutilización de agua de drenaje en verano, conforme aumentan las necesidades hídricas de los cultivos y la red de acequias no tiene suficiente capacidad de abastecimiento.

Anualmente, la sequía de 2005 condicionó una mayor ER (96%) pero un elevado DH (19%) mientras que la tendencia de los dos últimos años climáticamente "más normales", aunque con menores ER, fue positiva incrementándose la ER (2006: 88% y 2007: 90%) y disminuyendo el DH (2006: 6%; y 2007: 3%).

Aprovechamiento de agua en Bardenas

El IAA también estuvo influenciado por la capacidad de regulación del sistema, de forma que periodos con riego y precipitaciones importantes todavía no drenadas presentaron valores máximos, mientras que periodos en los que se drenaron riego o lluvias anteriores, presentaron valores mínimos (fig. 5). No obstante, el estudio del IAA acumulados (medias móviles) permite analizar su evolución de manera que conforme pasa el tiempo, el retardo asociado al propio drenaje tiene menos importancia y podemos hacernos una idea más veraz del aprovechamiento del agua en el sistema evaluado.

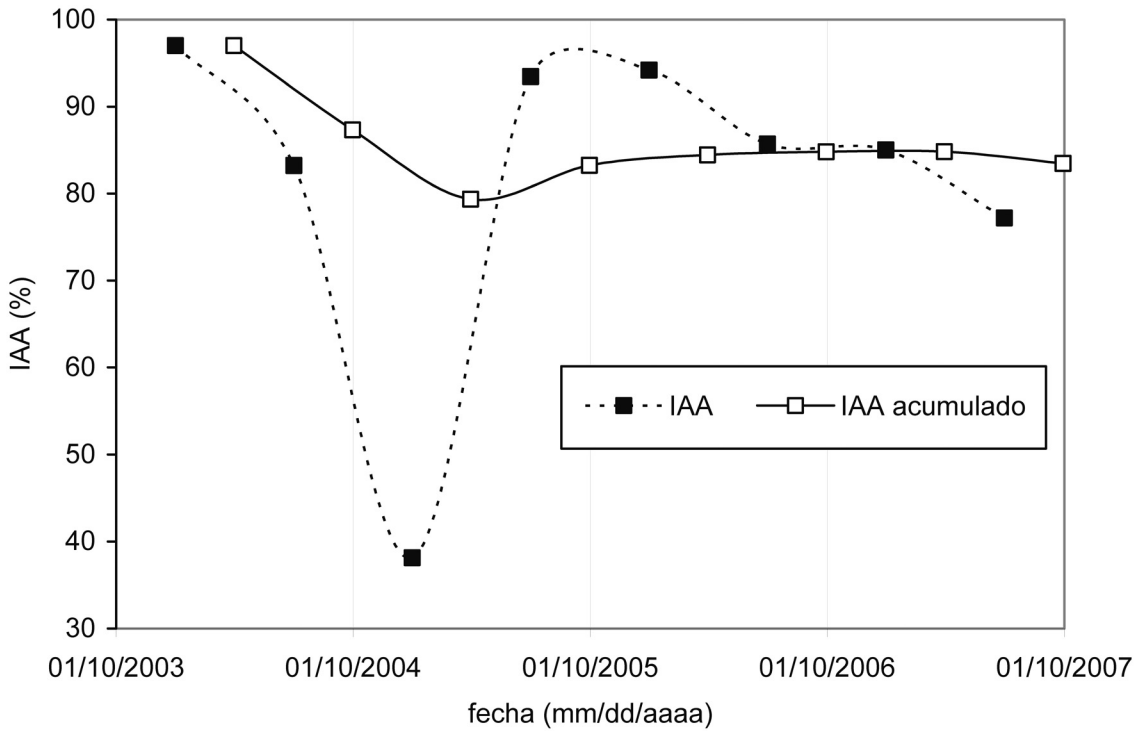


Figura 5. Evolución semestral del Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA) para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio (2004-2007).

Figure 5. Six-monthly evolution of Water Use Index (IAA) for the evaluated system in the four study years (2004-2007).

Así pues, tras los tres primeros semestres en que el IAA semestral osciló entre el 97% y el 38%, el IAA acumulado del sistema de Bardenas se estabilizó en torno al 84% (fig. 5).

Este dato global del sistema de Bardenas contrasta con los datos de eficiencia de riego del orden del 50% obtenidos a escala de parcela (Lecina *et al*., 2005) o pequeña cuenca hidrológica (Causapé *et al*., 2004b) en riegos por inundación del área evaluada.

La explicación a este hecho radica en la intensa reutilización del agua que se realiza en Bardenas, elevando considerablemente el índice de aprovechamiento del agua del sistema frente a las moderadas-bajas eficiencias de riego que se obtienen en sus parcelas más habituales con suelos inadecuados para el riego por inundación (de baja CRAD y alta permeabilidad).

Así, el IAA para el total del sistema fue similar al registrado en modernos regadíos por aspersión de Monegros II, donde se cuantificó una eficiencia del 94% (Cavero *et al*., 2003) a la que habría que descontar las PEA que en el valle del Ebro es normal que superen el 10% del agua aplicada.

Por tanto, en contra de lo que dicen algunos informes acerca de la innecesidad de recrecimiento del embalse de Yesa (Arrojo, 2004), un incremento de la eficiencia de riego en parcela no reducirá sensiblemente las necesidades de abastecimiento a Bardenas o incluso podría aumentarlas si la modernización del sistema conlleva la anulación del déficit hídrico, la implantación de dobles cosechas y/o el desarrollo de los cultivos más rentables y por tanto con mayores necesidades hídricas.

Conclusiones

El R y la P constituyeron el 80% de las entradas de agua al sistema mientras la ET y AT constituyeron el 98% de las salidas. Desde la segunda anualidad, las entradas acumuladas de agua al sistema casi coincidieron con las salidas y al final de los años 2005, 2006 y 2007 los desbalances fueron prácticamente nulos mostrando la bondad del balance hídrico realizado.

Las entradas y salidas de agua al suelo se ajustaron al ciclo vegetativo de los cultivos de verano y por tanto con la evapotranspiración real y las necesidades hídricas máximas en verano y mínimas en invierno. Según los criterios impuestos en EMR, el 76% de la precipitación registrada en los cuatro años de estudio fue efectiva mientras que el riego generó el 29% del drenaje de agua.

La NHn media del sistema evaluado fue de 560 mm/año oscilando entre los menos de 400 mm/año en CCRR del norte del sistema y los más de 700 mm/año al sur del sistema en años de sequía. Un elevado porcentaje del agua disponible fue destinado para la evapotranspiración de los cultivos (EUCA= 94%), si bien, el manejo del riego no fue el adecuado (DH= 8%). Las menores ER de la CR_{VII} (71%) y CR_{VIII} (84%) estuvieron relacionadas con excesivas pérdidas en el drenaje del riego (FD_R de 28 y 16% respectivamente), mientras que la de CR_{XI} (86%) se debió a las elevadas PEA (15% del riego aplicado por aspersión).

El IAA del sistema fue alto (84%) alcanzando máximos en torno al 95% en épocas de sequía. Este valor fue muy superior, por efecto de la reutilización del agua, al 50% cuantificado en trabajos anteriores desarrollados a escala de parcela. Así pues, el margen de mejora es escaso pudiendo incrementarse el aprovechamiento de agua y reducir el estrés hídrico que sufren los cultivos mediante: i) un aumento de la eficiencia en parcela del riego por inundación, ii) una mayor regulación de escorrentías de lluvia y retornos de riego que incremente su reutili-

zación y iii) una adecuación del riego por aspersión a horas de menor temperatura y viento que minimicen las pérdidas por evaporación y arrastre.

Listado de abreviaturas

AB: Arba de Biel

AC: Agua saliente por las dos acequias que puentean la estación de aforos del AT.

AL: Arba de Luesia

AP: Abastecimiento pequeñas poblaciones

AT: Arba en Tauste

AU_{i-f}: Agua útil (inicial-final)

BAS: Balance de Agua en el Suelo.

CCRR: Comunidades de Regantes

CHE: Confederación Hidrográfica del Ebro

CV: Coeficiente de variación

CR_{nombre}: Comunidad de Regantes

CRAD: Capacidad de Retención de Agua Disponible para las plantas en el suelo

D: Drenaje asociado al regadío estudiado

D_{BAS}: Drenaje estimado por el Balance de Agua en el Suelo.

DH: Déficit Hídrico

DP: Depuradora de Ejea

D_R: Drenaje del riego

E: Entradas al balance de agua

EL: Agua destinada a generar electricidad sin uso para riego

EMR: Evaluador Medioambiental de Regadíos

ER: Eficiencia de Riego.

ET: Evapotranspiración

ET_0: Evapotranspiración de Referencia

ET_C: Evapotranspiración potencial

ET_R: Evapotranspiración real

EUCA: eficiencia en el Uso Consuntivo de Agua

FAO: Food and Agricultura Organization of the United Nations

FD_R: Fracción de Drenaje de riego

IAA: Índice de Aprovechamiento de Agua

ITGE: Instituto Tecnológico Geominero de España

Kc: Coeficiente de cultivo.

NHn: Necesidades Hídricas netas

P: Precipitación

P_{ef}: Precipitación efectiva

PAC: Política Agraria Comunitaria

PEA: Pérdidas por Evaporación y Arrastre del riego por aspersión

R: Riego

RI: Riguel

RS: Resto de secano (superficie no regable)

S: Salidas del balances de agua

SB: Flujo subterráneo saliente a través del aluvial del Arba en Tauste

SIAR: Servicio Integral de Asesoramiento al Regante

Agradecimientos

Agradecer a Confederación Hidrográfica del Ebro la financiación del estudio.

Referencias

Abrahão R, Clavería I, Causapé J, García I, 2008. La transformación en riego del sector XII de

Bardenas II (Zaragoza). Impacto ambiental en su segundo año bajo riego. Actas del XXVI Congreso Nacional de Riegos de Huesca. 59-60.

Aladin N, Plotnikov I, 2003. Antropogenic changes in the Aral Sea Ecosystem. Fifth International Conference on Environment Future, Zurich (Switzerland).

Allen R, Pereira L, Raes D, Smith M, 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper nº 56. FAO. Roma (Italia). 300 pp.

Arrojo P, 2004. Alternativa sostenible al recrecimiento de Yesa. Informe de la Fundación Nueva Cultura del Agua. 56 pp.

Basso L, 1994. Los retornos salinos del polígono de riego Bardenas I y su contribución a la salinización de los ríos Arba y Riguel. Tesis doctoral, Universidad de Zaragoza, Facultad de Filosofía y Letras. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. 224 pp.

Beltrán J, 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. Agricultural Water Management. 40(2-3): 183-194.

Bussière M, Mehl A, 2008. China's and India's roles in global trade and finance: twin titans for the new millennium? Occasional paper series. European Central Bank. 45 pp.

Cai X, McKinney D, Rosegrant M, 2003. Sustainability analysis for irrigation water management in the Aral Sea region. Agricultural Systems. 76(3): 1043-1066.

Causapé J, Auqué L, Gimeno Mª J, Mandado J, Quílez D, Aragüés R, 2004a. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel rivers (Spain): present diagnosis and expected evolution using geochemical models. Environmental Geology. 45 (5): 703-715.

Causapé J, Quílez D, Aragüés R, 2004b. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. I: Irrigation quality. Agricultural Water Management. 70: 195-209.

Causapé J, Quílez D, Aragüés R, 2006. Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro River Basin: An overview. Environmental Monitoring and Assessment. 117: 451-461.

Causapé J, 2008. EMR 1.0: Herramienta al servicio de la vigilancia agroambiental del regadío. Información Técnica Económica Agraria. 104(3):369-380.

Cavero J, Beltrán A, Aragüés R, 2003. Nitrate exported in the drainage water of two sprinkler irrigated watershed. J. Environmental Quality 32: 916-926.

FAO, 2002. Agua y cultivos. Logrando el uso óptimo del agua en la agricultura. Depósito de documentos de la FAO. 22 pp.

Henderson J, 2008. What is driving food prize inflation? Main street economist. Federal reserve bank of Kansas city. 5 pp.

Instituto Tecnológico Geominero de España. 1985. Investigación de los recursos hidráulicos totales de la cuenca del Arba. Documento interno.

Lecina S, Playán E, Isidoro D, Dechmi F, Causapé J, Faci J, 2005. Irrigation evaluation and simulation at the Irrigation District V in Bardenas (Spain). Agricultural Water Management. 73: 223-245.

Lorente M, 2007. La inflación y los alimentos. El periódico. 20 de Noviembre de 2005. Página 5.

Martinez-Cob A, 2004. Revisión de las necesidades hídricas netas de los cultivos de la cuenca del Ebro. 111 pp. Documento interno CHE.

Playán E, Salvador R, Faci J, Zapata N, Martínez-Cob A, Sánchez I, 2005. Day and night wind drift and evaporation losses in sprinkler solid-sets and moving laterals. Agricultural Water Management. 76(3): 139-159.

SIAR, 2008. Datos de la red agroclimática del Servicio Integral de Asesoramiento al Regante. Disponibles en http://oficinaregante.aragon.es

Soil Survey Staff, 1992. Keys to soil taxonomy. Pocahontas Press, Inc. Balcksbourg (EE.UU.). 541 pp.

(Aceptado para publicación el 9 de junio de 2009)

PREMIOS DE PRENSA AGRARIA 2009
DE LA
ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL
PARA EL DESARROLLO AGRARIO

La Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA) acordó en Asamblea General celebrada en mayo de 1983, instaurar un premio anual de Prensa Agraria, con el objetivo de hacer destacar aquel artículo de los publicados en ITEA que reúna las mejores características técnicas, científicas y de valor divulgativo, y que refleje a juicio del jurado, el espíritu fundacional de AIDA de hacer de transmisor de conocimientos hacia el profesional, técnico o empresario agrario. Se concederá un premio, pudiendo quedar desierto.

Los premios se regirán de acuerdo a las siguientes

BASES

1. Podran concursar todos los artículos que versen sobre cualquier tema técnico-económico-agrario.
2. Los artículos que podrán acceder al premio serán todos aquellos que se publiquen en ITEA en el año 2008. Consecuentemente, los originales deberán ser enviados de acuerdo con las normas de ITEA y aprobados por su Comité de Redacción.
3. El jurado estará constituido por las siguientes personas:
   a) Presidente de AIDA, que presidirá el jurado.
   b) Director de la revista ITEA, que actuará de Secretario.
   c) Director Gerente del CITA (Diputación General de Aragón).
   d) Director del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza.
   e) Director de la Estación Experimental de Aula Dei.
4. El premio será anual y tendrá una dotación económica.
5. Las deliberaciones del jurado serán secretas, y su fallo inapelable.
6. El fallo del jurado se dará a conocer en la revista ITEA, y la entrega del premio se realizará con motivo de la celebración de las Jornadas de Estudio de AIDA.

CIHEAM

CENTRO INTERNACIONAL DE ALTOS ESTUDIOS AGRONÓMICOS MEDITERRÁNEOS
INSTITUTO AGRONÓMICO MEDITERRÁNEO DE ZARAGOZA

CIHEAM/IAMZ - Cursos 2008-09-10

	CURSOS	FECHAS	LUGAR	ORGANIZACIÓN
PRODUCCIÓN VEGETAL	*MEJORA GENÉTICA VEGETAL	29 Sep. 08/5 Jun. 09	Zaragoza	IAMZ/UdL
	GESTIÓN DE RIESGOS EN LA AGRICULTURA MEDITERRÁNEA: SEGUROS AGRARIOS	24-28 Nov. 08	Zaragoza	IAMZ/MARM-ENESA
	*OLIVICULTURA Y ELAIOTECNIA	28 Sep. 09/31 Mayo 10	Córdoba	UCO/JA/CSIC/COI/ INIA/IAMZ
	SALINIDAD DE SUELOS EN LOS SISTEMAS AGRARIOS: IMPACTO Y GESTIÓN	26-31 Oct. 09	Zaragoza	IAMZ/UE-Proyecto Qualiwater
	ALIMENTOS FUNCIONALES: BASES CIENTÍFICAS Y OPORTUNIDADES PARA EL SECTOR AGROALIMENTARIO	15-19 Feb. 10	Zaragoza	IAMZ
	APLICACIONES DE LA BIOINFORMÁTICA EN MEJORA VEGETAL	12-16 Abr. 10	Zaragoza	IAMZ
PRODUCCIÓN ANIMAL	MÉTODOS ESTADÍSTICOS EN GENÓMICA ANIMAL	15-19 Sep. 08	Zaragoza	IAMZ
	EVALUACIÓN Y ANÁLISIS PROSPECTIVO DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE RUMIANTES	23-27 Feb. 09	Zaragoza	IAMZ
	CONTROL Y ERRADICACIÓN DE ENFERMEDADES ANIMALES REPRESENTATIVAS EN EL MEDITERRÁNEO	30 Mar./3 Abr. 09	Zaragoza	IAMZ/OIE/FAO
	PRODUCCIÓN ANIMAL Y GESTIÓN DEL MEDIO AMBIENTE	25-30 Mayo 09	Zaragoza	IAMZ
	*NUTRICIÓN ANIMAL	5 Oct. 09/11 Jun. 10	Zaragoza	IAMZ/UZ/FEDNA/ UPM
	*MEJORA GENÉTICA ANIMAL Y BIOTECNOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN	5 Oct. 09/30 Jun. 10	Valencia/ Barcelona	UPV/UAB/IAMZ/ IVIA/INIA/IRTA/ AGROALIMED

(*) **Cursos de Especialización de Postgrado** del correspondiente Programa Master of Science (*marcados con asterisco en el listado). Se desarrollan cada dos años:

- MEJORA GENÉTICA VEGETAL: 08-09; 10-11; 12-13
- OLIVICULTURA Y ELAIOTECNIA: 09-10; 11-12; 13-14
- NUTRICIÓN ANIMAL: 09-10; 11-12; 13-14
- MEJORA GENÉTICA ANIMAL Y BIOTECNOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN: 09-10; 11-12; 13-14
- PLANIFICACIÓN INTEGRADA PARA EL DESARROLLO RURAL Y LA GESTIÓN DEL MEDIO AMBIENTE: 08-09; 10-11; 12-13
- MARKETING AGROALIMENTARIO: 09-10; 11-12; 13-14
- ACUICULTURA: 08-09; 10-11; 12-13
- ECONOMÍA Y GESTIÓN DE LA ACTIVIDAD PESQUERA: 08-09; 10-11; 12-13

Se destinan primordialmente a titulados superiores en vías de especialización de posgrado. No obstante se estructuran en unidades independientes para facilitar la asistencia de profesionales interesados en aspectos parciales del programa. Los participantes que cumplan los requisitos académicos pueden optar a la realización del 2º año para la obtención del Título Master of Science. El plazo de inscripción para el curso de Olivicultura y elaiotecnia finaliza el 15 de Abril 2009. El plazo de inscripción para los cursos de Nutrición animal, Mejora genética animal y biotecnología de la reproducción y Marketing agroalimentario finaliza el 2 de Mayo 2009. El plazo de inscripción para los cursos de Mejora genética vegetal, Planificación integrada para el desarrollo rural y la gestión del medio ambiente, Acuicultura y Economía y gestión de la actividad pesquera finaliza el 2 de Mayo 2010. El Estado Español reconoce el título Master of Science del CIHEAM otorgado a través del IAMZ como equivalente al título oficial de Máster del sistema universitario español.

Los cursos de corta duración están orientados preferentemente a investigadores y profesionales relacionados en el desarrollo de sus funciones con la temática de los distintos cursos. El plazo de inscripción para los cursos de corta duración finaliza 90 días antes de la fecha de inicio del curso.

Becas. Los candidatos de países miembros del CIHEAM (Albania, Argelia, Egipto, España, Francia, Grecia, Italia, Líbano, Malta, Marruecos, Portugal, Túnez y Turquía) podrán solicitar becas que cubran los derechos de inscripción, así como becas que cubran los gastos de viaje y de estancia durante el curso. Los candidatos de otros países interesados en disponer de financiación deberán solicitarla directamente a otras instituciones nacionales o internacionales.
No obstante, en algunos cursos coorganizados con otras instituciones pueden existir becas destinadas a candidatos de algunos países no miembros del CIHEAM. Se recomienda consultar el correspondiente apartado de becas en el folleto informativo que se edita específicamente para cada uno de los cursos programados.

	CURSOS	FECHAS	LUGAR	ORGANIZACIÓN
MEDIO AMBIENTE	*PLANIFICACIÓN INTEGRADA PARA EL DESARROLLO RURAL Y LA GESTIÓN DEL MEDIO AMBIENTE	29 Sep. 08/5 Jun. 09	Zaragoza	IAMZ/UdL
	ECONOMÍA AMBIENTAL Y DE LOS RECURSOS NATURALES	2-13 Feb. 09	Zaragoza	IAMZ
	EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA DESERTIFICACIÓN Y DE LA VULNERABILIDAD DE LOS SISTEMAS DE USO DEL SUELO	28 Sep./3 Oct. 09	Zaragoza	IAMZ/UE-Proyecto DeSurvey
	PREDICCIÓN DE LA DESERTIFICACIÓN A MEDIO PLAZO	18-23 Ene. 10	Zaragoza	IAMZ/UE-Proyecto DeSurvey
	ACUÍFEROS COSTEROS PARA RIEGO Y ABASTECIMIENTO: USO SOSTENIBLE Y ACTUACIONES DE REMEDIACIÓN	22-26 Mar. 10	Zaragoza	IAMZ
	GESTIÓN ADAPTATIVA DEL BOSQUE MEDITERRÁNEO EN UN CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO: MITIGACIÓN DE IMPACTOS Y OPTIMIZACIÓN DE RECURSOS	10-14 Mayo 10	Zaragoza	IAMZ
COMERCIALIZACIÓN	MARKETING DE FRUTAS Y HORTALIZAS EN FRESCO	20-24 Oct. 08	Zaragoza	IAMZ
	DESARROLLO DE NUEVOS PRODUCTOS AGROALIMENTARIOS	4-8 Mayo 09	Zaragoza	IAMZ
	*MARKETING AGROALIMENTARIO	5 Oct. 09/11 Jun. 10	Zaragoza	IAMZ
PESCA Y AGRICULTURA	*ACUICULTURA	31 Oct. 08/29 Mayo 09	Las Palmas de Gran Canaria	ULPGC/ICCM/IAMZ
	*ECONOMÍA Y GESTIÓN DE LA ACTIVIDAD PESQUERA	6 Oct. 08/30 Abr. 09	Barcelona	UB/MARM-SGM/IAMZ
	REPOBLACIÓN Y MEJORA DE STOCKS PESQUEROS	15-19 Dic. 08	Zaragoza	IAMZ
	GESTIÓN DE LA SEGURIDAD DE LOS PRODUCTOS DEL MAR BASADA EN EL ANÁLISIS DE RIESGOS	19-23 Ene. 09	Zaragoza	IAMZ/FAO
	METODOLOGÍAS DE EVALUACIÓN DE STOCKS DE PESCA EN EL MEDITERRÁNEO	16-20 Mar. 09	Zaragoza	IAMZ/CGPM
	USO DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA PLANIFICACIÓN Y GESTIÓN EN PESCA Y ACUICULTURA	8-19 Jun. 09	Zaragoza	IAMZ/AECID/FAO
	ESTABLECIMIENTO Y GESTIÓN DE ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS DE INTERÉS PESQUERO	8-13 Mar. 10	Zaragoza	IAMZ/MARM-SGM
	NUEVAS PERSPECTIVAS PARA LAS CADENAS DE COMERCIALIZACIÓN EN PESCA ARTESANAL	26-30 Abr. 10	Zaragoza	IAMZ/FAO
	MEJORAS TECNOLÓGICAS EN ARTES DE PESCA PARA UNA GESTIÓN SOSTENIBLE	14-18 Jun. 10	Zaragoza	IAMZ/AECID

Información e inscripción. Los folletos informativos de cada curso se editan 6-8 meses antes de la fecha de inicio. Dichos folletos, así como los correspondientes formularios de solicitud de admisión pueden solicitarse a la dirección del IAMZ u obtenerse directamente de la página web:

Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza

Avenida de Montañana 1005, 50059 Zaragoza (España)
Teléfono +34 976 716000 - Fax +34 976 716001 - e-mail iamz@iamz.ciheam.org
www.iamz.ciheam.org

INSCRIPCIÓN EN AIDA

* Si desea Ud. pertenecer a la Asociación, rellene la ficha de inscripción así como la carta para la domiciliación del pago de la cuota de asociado y envíelas a AIDA Avda. Montañana 930. 50059 Zaragoza.

El abajo firmante solicita su inscripción como miembro de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario.

Apellidos..... Nombre.....

Dirección postal .....

Teléfono .....

Profesión..... Empresa de trabajo.....

Área en que desarrolla su actividad profesional .....

CUOTA ANUAL: Firma.

❏ ITEA 40 €

FORMA DE PAGO:

❏ Cargo a cuenta corriente o libreta
❏ Cheque bancario

Tarjeta número:

□□ □□□□□□□□□□□□□□

❏ Cargo a tarjeta
❏ VISA
❏ MASTERCARD

Fecha de caducidad: /

SR. DIRECTOR DE.....

Muy Sr. mío:

Ruego a Vd. se sirva adeudar en la cuenta cte./libreta n.º..... que matengo en esa oficina, el recibo anual que será presentado por la "Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario".

Atentamente,

Firmado:

BANCO O CAJA DE AHORROS: .....

SUCURSAL: .....

DIRECCIÓN CALLE/PLAZA: ..... N.º .....

CÓDIGO POSTAL: .....

POBLACIÓN: .....