

Medidas agroambientales y conservación de la biodiversidad: Limitaciones y perspectivas de futuro

E.D. Concepción ^{1,*}, M. Díaz²

- (1) Landscape Dynamics Unit / Dynamic Macroecology Group. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL. Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, Switzerland.
(2) Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (BGC-MNCN-CSIC), C/Serrano 115 bis, E-28006 Madrid, Spain.

* Autor de correspondencia: E.D. Concepción [elena.concepcion@wsl.ch]

> Recibido el 20 de septiembre de 2012, aceptado el 27 de diciembre de 2012.

Concepción, E.D., Díaz, M. (2013). Medidas agroambientales y conservación de la biodiversidad: Limitaciones y perspectivas de futuro. *Ecosistemas* 22(1):44-49. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-1.08

Las medidas agroambientales se consideran la principal herramienta disponible para frenar la pérdida de biodiversidad asociada a la intensificación de la agricultura. Sin embargo la cuestión sobre si constituyen o no una herramienta adecuada para cumplir este objetivo continúa siendo objeto de debate científico. Las evaluaciones realizadas hasta el momento ofrecen resultados muy variables al respecto. En general, las medidas resultan efectivas cuando su objetivo es la conservación de especies concretas en regiones bien delimitadas, pero esta efectividad suele ser menor cuando sus objetivos son más amplios, como la conservación de la biodiversidad en un país o región. Se han propuesto varias razones para explicar las limitaciones observadas con el fin de mejorar la efectividad de las medidas. En primer lugar se encuentra la dificultad de diseñar prescripciones que beneficien a conjuntos de especies con requerimientos diferentes e incluso contrastados. Otra de las principales limitaciones de las medidas agroambientales es su aplicación a escala local (campos de cultivo), lo que restringe su capacidad para compensar los efectos paisajísticos o regionales de la intensificación agrícola o de otros cambios de uso. Finalmente, las relaciones no lineales entre intensificación agrícola y diversidad a varias escalas espaciales y sus efectos interactivos implican que la efectividad de las medidas pueda variar dependiendo del grado de extensificación de la medida y del sistema en que se aplica. Es necesario que los programas agroambientales adopten un enfoque a múltiples escalas espaciales, combinando la extensificación de las prácticas agrícolas con la conservación del paisaje agrario. Las medidas de conservación más adecuadas en cada caso dependerán del contexto paisajístico, así como del nivel de intensificación del sistema agrícola de interés. En sistemas agrícolas intensivos, con niveles intermedios de complejidad paisajística, se deberían aplicar medidas genéricas basadas en la reducción de la intensidad de los usos agrícolas, y dirigidas al mantenimiento de los servicios ecosistémicos que desempeñan los organismos que albergan. Los sistemas agrícolas complejos requieren el mantenimiento de los usos tradicionales extensivos que garantizan la conservación de paisajes complejos con niveles elevados de biodiversidad, en combinación con medidas específicas para las especies amenazadas presentes en los mismos. Para ello podrían utilizarse herramientas de la Política Agraria Común (PAC), como la condicionalidad o los programas para áreas de alto valor natural, así como medidas específicas de planificación territorial dirigidas a fomentar la heterogeneidad y la conectividad en los paisajes agrícolas.

Palabras clave: Biodiversidad, Efectos no lineales, Especies amenazadas, Intensificación agrícola, Paisaje agrario, Servicios ecosistémicos.

Concepción, E.D., Díaz, M. (2013). Agri-environment schemes and biodiversity conservation: Limits and perspectives. *Ecosistemas* 22(1):44-49. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-1.08

Agri-environment schemes (AES) are considered the main available tool to counteract the loss of biodiversity linked to agricultural intensification. However, it is still debated whether or not they constitute a suitable tool to accomplish this objective. Evaluations so far developed have produced mixed results. In general, AES have resulted effective for the conservation of concrete species in delimited regions. Nevertheless, AES with wider objectives, such as the conservation of biodiversity in a whole country or region, have lower effectiveness. Several reasons have been proposed to explain these limitations in order to improve AES effectiveness. First, the design of measures able to benefit species with different or even contrasted requirements is difficult. Another limitation of AES is their application at local scale (agricultural fields), which reduce their ability to compensate the effects of agricultural intensification and other land-use changes at landscape or regional scales. Lastly, non-linear relationships between agricultural intensification and diversity at various spatial scales and their interactive effects imply that AES effectiveness may vary depending on the degree of extensification of the measures and the system where they are applied. Agri-environmental programmes should adopt a multi-scale approach which combines the extensification of agricultural practices with the conservation of agricultural landscapes. Most suitable conservation measures will depend on the landscape context and the intensification level of the agricultural system where they are being applied. In intensive agricultural systems, with intermediate levels of landscape complexity, general measures based on the reduction of the intensity of agricultural activities should be applied. These measures would be directed to the maintenance of the ecosystem services that biodiversity provides. Complex agricultural systems require the maintenance of traditional, extensive land-uses that guarantee the conservation of complex landscapes with high biodiversity levels, in combination with specific measures for endangered species that these systems harbour. To this end tools already included within the Common Agricultural Policy (CAP), such as cross-compliance or programmes for high nature value areas, as well as specific land-planning measures aimed at promoting landscape heterogeneity and connectivity could be used.

Key words: Agricultural intensification, Agricultural landscape, Biodiversity, Ecosystem services, Endangered species, Non-linear effects

Las medidas agroambientales como herramienta para frenar la pérdida de biodiversidad

Las medidas agroambientales (AES, de sus siglas en inglés *agri-environment schemes*) fueron introducidas en la reforma de 1992 de la Política Agraria Común (PAC) de la Unión Europea con el objetivo de reducir los impactos negativos sobre la biodiversidad de una agricultura cada vez más intensiva (Kleijn y Sutherland 2003; Oñate 2005). Estas medidas consisten en acuerdos voluntarios entre los agricultores y la administración para disminuir la intensidad de manejo de sus campos y, junto con medidas equivalentes aplicadas en países como Estados Unidos o Australia, se han considerado tradicionalmente como la principal herramienta disponible para frenar la pérdida de biodiversidad asociada a la intensificación de la agricultura a nivel global (Kleijn et al. 2011). Sin embargo, la cuestión sobre si las AES constituyen o no una herramienta adecuada para la conservación de la fauna y la flora asociada a los ecosistemas agrícolas sigue siendo objeto de debate científico. Las evaluaciones realizadas al respecto ofrecen resultados muy variables (Kleijn y Sutherland 2003; Kleijn et al. 2006; Princé et al. 2012). En general, las AES son efectivas cuando su objetivo es la conservación de especies concretas en regiones bien delimitadas y las prescripciones de manejo que incluyen están basadas en los requerimientos de las especies a las que van dirigidas (Peach et al. 2001; Perkins et al. 2011). Sin embargo, esta efectividad suele ser mucho menor cuando los objetivos de las AES son más amplios, tanto en términos de organismos como de escalas espaciales. De hecho, una gran parte de las AES tiene como objetivo la conservación genérica de la biodiversidad en el conjunto de sistemas agrícolas de un determinado país o región, como corresponde a herramientas de conservación a escalas amplias (Primdahl et al. 2010). En estas circunstancias, existen limitaciones intrínsecas de las AES para alcanzar su objetivo de conservación. En este trabajo revisamos las principales limitaciones de las AES, con el fin de acotar su utilidad y establecer recomendaciones, tanto para futuras investigaciones, como para compensar estas limitaciones mediante medidas complementarias o alternativas y, de esta forma, mejorar su efectividad.

Diferentes respuestas entre organismos

La primera y más obvia limitación de las AES es la dificultad de diseñar prescripciones que beneficien a un conjunto amplio de especies con requerimientos diferentes, e incluso contrastados, que pueden además variar en el espacio y en el tiempo (Bailey et al. 2010; Gabriel et al. 2010). De hecho, es frecuente encontrar cambios en las respuestas de los diferentes organismos que habitan los ecosistemas agrícolas a la aplicación de AES dependiendo de los requerimientos de hábitat de cada uno de ellos. Por ejemplo, analizando los efectos de factores que actúan tanto a escala local como paisajística sobre diferentes grupos de organismos en sistemas agrícolas de toda Europa (Concepción et al. 2012a), encontramos distintas respuestas a las mismas características del paisaje, como por ejemplo la abundancia de lindes con vegetación seminatural entre cultivos. Las lindes proporcionarían hábitats y recursos complementarios a los suministrados por los cultivos para organismos como las arañas (Downie et al. 1996; Schmidt et al. 2008) y algunas aves (Butler et al. 2007; Vickery et al. 2009); mientras que para otros, como las aves de medios abiertos, pueden suponer la fragmentación de su hábitat (Batáry et al. 2007; Eglington et al. 2009). Además, los efectos de estos componentes del paisaje sobre los organismos varían según el sistema agrícola analizado (cultivos vs. pastos). Así, las lindes tuvieron mayores efectos en el caso de los cultivos, mientras que la proporción de usos no productivos en el paisaje resultó relevante en los pastizales pero no en los cultivos. Incluso dentro del mismo grupo taxonómico, como las aves, se encontraron efectos contrarios de una misma característica del paisaje dependiendo del sistema agrícola analizado: efectos positivos de las lindes en los cultivos, pero negativos en los pastos, y efectos positivos de los usos no productivos en los pastos,

pero negativos en los cultivos. Estos efectos estarían relacionados con el concepto de "heterogeneidad funcional del paisaje" (Fahrig et al. 2011), que trata de incorporar los requerimientos de hábitat de los diferentes organismos, y el grado en que los diversos elementos del paisaje los satisfacen, a la hora de analizar los efectos del paisaje sobre la biodiversidad. En este caso, las lindes pueden suponer una fragmentación del hábitat para las aves de medios abiertos que habitan los pastos europeos en lugar de vías de dispersión o hábitats complementarios (Batáry et al. 2007; Eglington et al. 2009), del mismo modo que las manchas de usos no productivos, como lindes y otros restos de vegetación natural o semi-natural en la matriz cultivada pueden suponer una pérdida de hábitat para las aves estrictamente ligadas a los cultivos (Díaz y Tellería 1994; Morgado et al. 2010; Morales et al. 2013). De hecho, las aves especialistas de medios abiertos, que crían y se alimentan en el suelo, mostraron respuestas diferentes a las características del paisaje y a la aplicación de AES que las aves ecotónicas que también colonizan los cultivos (Concepción y Díaz 2010).

Las respuestas de los organismos pueden variar a su vez dentro de un mismo taxón o grupo con requerimientos comunes dependiendo del tamaño corporal y la movilidad de las diferentes especies (Steffan-Dewenter et al. 2002; Aviron et al. 2005). Así, el efecto relativo de las AES, que como hemos visto actúan a escala local, cambió con respecto al de factores regionales y paisajísticos en función del tamaño corporal entre las aves especialistas de medios abiertos, de modo que sólo las especies de pequeño tamaño respondieron a las AES mientras que las de mayor tamaño respondieron a factores regionales y paisajísticos (Concepción y Díaz 2011). Finalmente, se ha demostrado también cómo el efecto de cambios drásticos en los usos del suelo, como es el caso del desarrollo de infraestructuras, puede alterar los requerimientos de hábitat de las poblaciones locales. Así, las avutardas *Otis tarda* remanentes tras el inicio de la construcción de un aeropuerto en el centro de España no respondieron de igual modo al mosaico de usos agrícolas del territorio que poblaciones próximas no afectadas (López-Jamar et al. 2011). El desarrollo de AES basadas en los requerimientos "normales" de las especies podría, por tanto, no resultar efectivo en las zonas afectadas por infraestructuras, donde las aves muestran patrones de uso del hábitat diferentes. Se deduce pues que la efectividad de las AES debe depender de la composición de la comunidad de organismos, como de hecho se observa en estudios a escalas amplias (Kleijn et al. 2009, Concepción et al. 2012a). El diseño de programas de conservación debe considerar, por tanto, la composición de especies y el grado de especialización y asociación de las mismas al sistema agrícola de interés, a fin de establecer prioridades y objetivos de conservación específicos que guíen las opciones de manejo a desarrollar (Gabriel et al. 2010; Filippi-Codaccioni et al. 2010). Esta priorización es especialmente necesaria si las respuestas de diferentes organismos son opuestas, pero puede no serlo tanto si se trata de respuestas diferentes a factores que actúan a diversas escalas espaciales, como parece ser el caso de los sistemas agrarios. En estas condiciones, es posible desarrollar estrategias de conservación integradoras que incorporen prescripciones de manejo complementarias a varias escalas espaciales, capaces de beneficiar a los diferentes grupos de organismos presentes en los ecosistemas agrícolas (Concepción y Díaz 2011).

La influencia del contexto paisajístico

Una de las principales limitaciones de las AES es su aplicación a escala local, lo que provoca que su efectividad esté limitada por factores que actúan a escalas espaciales más amplias, tales como la disponibilidad de refugios y hábitats complementarios o de corredores de dispersión en el paisaje alrededor de los campos. La configuración del paisaje agrario se ve afectada a su vez por el proceso de intensificación que, además de reducir la capacidad de los campos para albergar fauna y flora debido a unos aportes crecientes de fertilizantes y fitosanitarios y al mayor grado de mecanización de los cultivos (Donald et al. 2001, 2006), provoca la simplificación

y homogeneización del paisaje debido a la eliminación de hábitats no productivos, tales como lindes, árboles o barbechos, la especialización regional en unos pocos cultivos o la sincronización de las tareas agrícolas en los diferentes campos que forman el paisaje agrario (Benton et al. 2003; Duelli y Obrist 2003). En definitiva, las AES, tal y como están diseñadas en la actualidad, no son capaces de paliar los efectos negativos de la intensificación agrícola a escala paisajística y sólo pueden tratar de mitigar los impactos que este proceso ocasiona a escala local.

Es probable además que los efectos de las AES sobre la diversidad estén condicionados por la complejidad del paisaje alrededor de los campos en los que se aplican estas medidas, de modo que el contexto paisajístico atenúe o intensifique los efectos de las AES sobre la diversidad. Para explicar estos efectos paisajísticos sobre la efectividad de las AES se han propuesto dos mecanismos relacionados. Según Tscharnkte et al. (2005), la efectividad de las AES sería máxima en paisajes de complejidad intermedia debido a los efectos del paisaje circundante sobre la composición de especies de las comunidades regionales. En los paisajes muy simples habría menos especies a escala regional, que además tendrían dificultades para moverse y colonizar los campos con AES, mientras que en los paisajes muy complejos habría muchas especies que además recolonizarían continuamente tanto los campos con AES como los campos cultivados del modo tradicional. Concepción et al. (2008, 2012a) plantean, sin embargo, que la efectividad de las AES depende de las relaciones existentes entre la diversidad y la intensificación agrícola tanto a escala local como paisajística, así como de la interacción entre ambas. De este modo, la diversidad de los campos agrícolas aumentaría con la complejidad del paisaje circundante debido a que la presencia de hábitats naturales y seminaturales en el paisaje facilita la coexistencia de especies que pueden habitar estos campos (Benton et al. 2003). Sin embargo, se espera que estos efectos de la complejidad paisajística en la diversidad local no sean lineales (Burel et al. 1998) y presenten umbrales mínimos y de saturación de respuesta (Fig. 1a). Por debajo de un nivel mínimo de complejidad del paisaje no habría aumentos en la biodiversidad, al no haber una cantidad suficiente de hábitats complementarios que permita la presencia de más especies en los campos (Tscharnkte et al. 2005). Del mismo modo, se espera que haya un efecto de saturación en la relación entre la complejidad del paisaje y la diversidad, de forma que una vez alcanzado este umbral de saturación a niveles altos de complejidad no habría más efectos positivos del aumento de la complejidad en la biodiversidad y ésta última se mantendría constante. Este efecto de saturación de respuesta podría deberse tanto a la recolonización de los campos desde el paisaje circundante (Tscharnkte et al. 2005) como a potenciales efectos de borde del hábitat no cultivado en organismos estrechamente ligados a los sistemas agrícolas (Díaz y Tellería 1994).

La relación entre complejidad del paisaje y efectividad de las AES sería el resultado de las relaciones no lineales entre complejidad del paisaje y diversidad local, y de su interacción con los efectos de las AES sobre la diversidad (Fig. 1b). En paisajes muy simples, los campos tanto extensivos como intensivos podrían albergar muy pocas especies debido a que el acervo regional de es-

pecies estaría muy empobrecido. Una vez superado el umbral mínimo de complejidad paisajística y según fuera aumentando la misma, también lo haría la cantidad de especies presentes en el paisaje y, por tanto, el número de especies que pueden llegar a los campos. Los campos con AES tendrían mejores condiciones y, por tanto, mayor capacidad para albergar especies que aquellos convencionales o sin AES, por lo que la efectividad de las AES aumentaría con la complejidad del paisaje hasta alcanzar su máximo a niveles intermedios de complejidad. A partir de estos niveles, el incremento de especies en los campos según aumenta la complejidad del paisaje sería cada vez menor hasta alcanzar el límite superior de saturación de respuesta. La efectividad de las AES sería, a su vez, cada vez menor, ya que los efectos positivos de la complejidad del paisaje sobre la diversidad compensarían los efectos del manejo local más intensivo en los campos sin AES, hasta anularlos a niveles altos de complejidad paisajística correspondientes con el límite de saturación de respuesta.

El análisis de estas relaciones en un primer momento en España (Concepción et al. 2008) y posteriormente en un gradiente paisajístico amplio en Europa (Concepción et al. 2012a), confirma el modelo de relaciones no lineales entre complejidad del paisaje y, por un lado, diversidad local y, por otro, efectividad de las AES (sigmoidales y gaussianas, respectivamente, Fig. 1). Se confirma por tanto que la efectividad de las AES alcanza su máximo en paisajes de complejidad intermedia, siendo nula tanto en los paisajes más simples como en los más complejos, que se ha venido a denominar posteriormente "hipótesis de la efectividad moderada por el paisaje" (Kleijn et al. 2011) o "hipótesis de la complejidad paisajística intermedia" (Tscharnkte et al. 2012). Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de considerar la configuración del paisaje a la hora de diseñar los programas agroambientales (Gabriel et al. 2010; Concepción et al. 2008, 2012a), combinando medidas dirigidas a la extensificación de las prácticas de manejo local, como las AES actuales, con medidas dirigidas a restaurar o conservar el paisaje dependiendo del contexto paisajístico.

Efectos de las relaciones entre intensificación agrícola y biodiversidad

Del mismo modo que los efectos de la intensificación a escala de paisaje sobre la diversidad local no son lineales, tampoco lo son los de la intensificación a escala de campo de cultivo. La diversidad de especies de plantas y, presumiblemente de otros organismos, en campos agrícolas está relacionada de forma exponencial decreciente con la intensidad de uso del suelo a escala local (Kleijn et al. 2009), confirmando lo que se ha denominado posteriormente "hipótesis de la efectividad moderada por el uso del suelo" (Kleijn et al. 2011). Esta relación exponencial decreciente se encontró tanto para el total de especies de plantas como para aquellas más raras, lo que indica que los niveles altos de biodiversidad, así como las especies con mayor interés de conservación, estarían restringidos a sistemas de manejo muy extensivos. Asimismo, el hecho de que las relaciones entre los niveles de intensificación agrícola y la diversidad local no sean lineales implica que la efectividad de las AES varíe dependiendo tanto del nivel de intensificación del sistema al que se aplica como del grado de extensificación (reducción en la intensidad de manejo) que supone la medida, esto es, el "contraste ecológico" de la medida (Kleijn et al. 2011). Así, el mismo beneficio ecológico, es decir, el mismo aumento de biodiversidad, sería mucho más costoso de conseguir en sistemas muy intensivos que en aquellos más extensivos. Las AES serían, por tanto, más efectivas en términos de costes si se aplican en sistemas agrícolas extensivos que todavía albergan niveles altos de biodiversidad. Esto es así porque la cuantía de las ayudas agroambientales se calcula como el lucro cesante asociado al grado de extensificación o contraste ecológico de la medida. No obstante, la menor cuantía de las ayudas también supone un menor incentivo para que los agricultores se acojan a las AES, lo que podría reducir su capacidad de contrarrestar

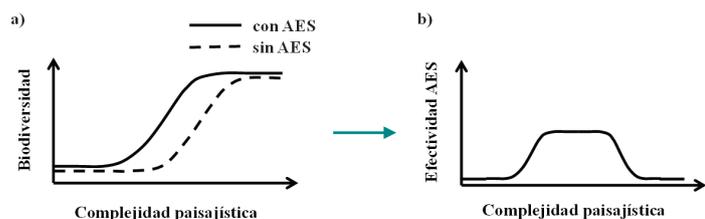


Figura 1. Relaciones entre complejidad paisajística y a) biodiversidad en los campos agrícolas con y sin AES y b) efectividad de las AES, medida como la diferencia en diversidad local entre campos con y sin AES. Modificado de Concepción et al. (2008, 2012a).

las actuales tendencias de abandono de estos sistemas económicamente marginales de alto valor ambiental (Oñate 2005).

En una revisión reciente, Kleijn et al. (2011) han tratado de integrar las consecuencias potenciales de las diferentes hipótesis existentes respecto a los efectos no lineales de la intensificación agrícola a diversas escalas espaciales sobre la diversidad local. Concretamente, aúnan las predicciones de las hipótesis de la “efectividad moderada por el uso del suelo”, la “efectividad moderada por el paisaje” y del “contraste ecológico”, con el fin de establecer directrices para el diseño de medidas de conservación efectivas basadas en estas hipótesis. En esta revisión se subraya que los objetivos de conservación deben variar dependiendo de los niveles de intensificación y la complejidad del paisaje del sistema agrícola de interés y que estos objetivos requieren, a su vez, diferentes estrategias de conservación. Aunque se enfatiza que conservar lo que existe sería menos costoso que recuperar lo que se ha perdido, se plantea la posibilidad de “compensar” las limitaciones a la efectividad en paisajes simples y complejos mediante medidas drásticas de extensificación a escala de campo (contraste ecológico máximo) como la agricultura o ganadería ecológicas. Sin embargo, esta conclusión obvia los efectos umbral de la complejidad del paisaje sobre la diversidad de los campos de cultivo (Fig. 1), y por tanto la imposibilidad de realizar esta compensación, a no ser que el aumento en el contraste ecológico incluya medidas a escala de paisaje (Fig. 2; Díaz y Concepción 2011). La efectividad de las medidas sólo puede incrementarse mediante aumentos en el contraste ecológico en paisajes de complejidad intermedia, entre los umbrales definidos por las relaciones sigmoideas entre complejidad paisajística y diversidad local (Fig. 2a). Entre ambos umbrales, la efectividad global dependerá de si hay o no interacción entre los niveles de intensificación a escala de paisaje y de campo de cultivo. Si existe correlación entre intensificación a ambas escalas (Fig. 2b), el aumento de la efectividad en paisajes simples e intensivos requerirá mayores niveles de extensificación o contraste ecológico, de manera que, si no hay variación en el contraste ecológico a lo largo del gradiente de complejidad del paisaje, las AES tenderán a ser efectivas sobre todo en los paisajes más complejos, inmediatamente por debajo del umbral máximo de complejidad. Si no hay correlación en intensificación entre escalas (Fig. 2c), o la correlación se compensa con aumentos en el contraste ecológico en paisajes simples, la efectividad seguirá siendo máxima a complejidades intermedias. Mayores efectividades en paisajes moderadamente simples e intensivos sólo podrían obtenerse con AES de muy alto contraste, y por tanto elevado coste económico.

En definitiva, la naturaleza no lineal de los efectos de la intensificación sobre la diversidad hace necesario el desarrollo de medidas más flexibles que las actuales AES. Es preciso prestar más atención a los sistemas agrícolas extensivos que todavía existen en Europa. Estos sistemas tienden a ser económicamente marginales pero mantienen paisajes complejos con niveles elevados de biodiversidad y, habitualmente, de especies amenazadas. Es importante evitar el abandono de estos sistemas, manteniéndolos como están o implementando en ellos medidas que favorezcan los valores intrínsecos de la biodiversidad, es decir, medidas dirigidas a especies concretas (raras o amenazadas) cuando sea necesario. Por el contrario, en sistemas agrícolas más intensivos, con niveles intermedios de complejidad paisajística, se deberían aplicar medidas más generales de fomento de la biodiversidad basadas fundamentalmente en reducir la intensidad de los usos agrícolas. Estas medidas estarían dirigidas a garantizar el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que desempeñan los organismos en los ecosistemas agrícolas, de modo que su objetivo es la conservación de la biodiversidad en general más que la conservación de especies concretas (Kleijn et al. 2011; Tschardtke et al. 2012). No obstante, este tipo de medidas generales también han resultado efectivas en ocasiones para favorecer a grupos de especies concretos, incluyendo especies amenazadas (Kleijn et al. 2006; Díaz et al. 2012; Guerrero et al. 2012), por lo que cuando los sistemas intensivos alberguen especies de interés podrían combinarse objetivos de con-

servación genéricos y específicos en un mismo paquete de medidas. Para los paisajes más simples e intensificados sólo cabría aumentar su complejidad mediante medidas obligatorias o renunciar a fines conservacionistas, dedicándolos a la producción intensiva (Green et al. 2005).

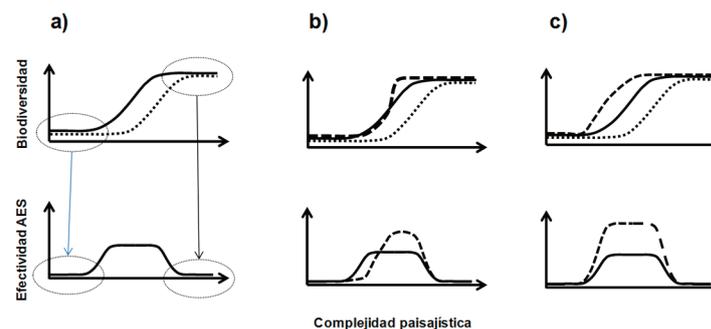


Figura 2. Efectos de los cambios en el grado de extensificación de las AES (contraste ecológico entre campos con y sin medidas) a lo largo del gradiente de complejidad paisajística modelizado en la Figura 1. a) enfatizando los efectos umbral del paisaje sobre la efectividad, como en la Figura 1; b) para el caso de que la intensificación a escalas de campo y paisaje estén correlacionadas positivamente y el contraste ecológico de las AES no varíe a lo largo del gradiente paisajístico; y c) para el caso de ausencia de asociación de los efectos de la intensificación entre escalas y contraste ecológico constante. En los gráficos superiores, las líneas punteadas representan la relación entre complejidad del paisaje y diversidad en campos sin AES, mientras que las líneas continuas representan esta misma relación en campos con AES. En los gráficos inferiores, las líneas continuas representan la relación entre complejidad del paisaje y efectividad de las AES. Por último, las líneas discontinuas representan el efecto del aumento en el grado de extensificación de las AES sobre la diversidad (gráficos superiores) y la efectividad de las AES (gráficos inferiores) en comparación con el representado en la Figura 1. Modificado de Díaz y Concepción (2011).

Una mirada hacia el futuro

Si algo hemos tratado de dejar claro a lo largo de esta revisión es que el diseño de políticas agroambientales efectivas, capaces de contrarrestar los efectos negativos de la intensificación agrícola sobre la biodiversidad, requiere analizar en profundidad sus efectos a las diferentes escalas en las que este proceso tiene lugar y sobre los distintos grupos de organismos afectados. La definición de los objetivos y las estrategias de conservación a adoptar para alcanzarlos dependerá del contexto paisajístico, así como del nivel de intensificación del sistema agrícola de interés (Concepción et al. 2008, 2012a; Kleijn et al. 2009, 2011; Tschardtke et al. 2012). La conservación de los sistemas agrícolas complejos requiere el mantenimiento de los usos tradicionales extensivos en combinación con medidas de conservación específicas para las especies amenazadas que estos sistemas albergan. En los sistemas más intensivos, sin embargo, se deberían adoptar medidas de conservación genéricas basadas en la reducción de la intensidad de los usos agrícolas dirigidas a mantener los servicios ecosistémicos que los organismos desempeñan en estos sistemas (ver p.e. Baraibar 2013 para el caso del control de malas hierbas). Este enfoque requiere a su vez ahondar en la cuestión sobre cuánta diversidad es necesaria para mantener dichos servicios. La mayor parte de los estudios realizados resaltan la necesidad de que los programas agroambientales adopten un enfoque a múltiples escalas espaciales, combinando medidas dirigidas a la extensificación de las prácticas agrícolas, como las AES, con iniciativas encaminadas a la conservación de la complejidad del paisaje agrario (Gabriel et al. 2010; Concepción et al. 2008, 2012a, b). Estas últimas son especialmente relevantes en aquellos sistemas donde las medidas de extensificación local no resultan efectivas, es decir, en los más simplificados y en los más complejos y para la conservación de organismos con rangos de percepción y dispersión más amplios que tampoco son beneficiados por las AES.

Estas medidas de conservación paisajística podrían llevarse a cabo a través de diversas herramientas de la PAC (Concepción et al. 2008, 2012a, b): por ejemplo, a través de la condicionalidad, que supedita el cobro de las subvenciones de la PAC mediante el pago único al cumplimiento de una serie de prácticas con objetivos de conservación, entre las que podría incluirse el mantenimiento o la restauración de elementos naturales o seminaturales en las explotaciones agrícolas. En los paisajes más complejos se podría incentivar a los agricultores para que mantengan los usos tradicionales extensivos que garantizan la conservación de paisajes complejos con niveles elevados de biodiversidad a través de los programas para áreas agrarias de alto valor natural (HNVF, de sus siglas en inglés *High Nature Value farmland*). Por último, se podrían desarrollar herramientas de planificación territorial específicas dirigidas a fomentar la heterogeneidad y la conectividad en los paisajes agrícolas, definiendo por ejemplo la distribución de los campos o explotaciones dentro de una región en las que aplicar una serie de medidas, como el establecimiento de rotaciones y barbechos, o la restauración de linderos u otros elementos naturales o seminaturales del paisaje. Finalmente, cabe destacar que el diseño de medidas de conservación efectivas también requiere considerar la composición de especies del sistema agrícola concreto para identificar prioridades de conservación y definir las prácticas a desarrollar (Gabriel et al. 2010; Filippi-Cadaccioni et al. 2010). Como hemos visto, se deben tener en cuenta las diferencias entre organismos, incluso dentro de un mismo taxón o grupo especialista. En este contexto, un enfoque a varias escalas espaciales facilitaría la integración de un mayor número de medidas complementarias dirigidas a la conservación de diferentes tipos de organismos (Concepción y Díaz 2011; Concepción et al. 2012a). Para avanzar en este sentido es necesario progresar en el análisis de los efectos de la "heterogeneidad funcional del paisaje" (Fahrig et al. 2011). Esta aproximación requiere, a su vez, centrarse en especies o grupos concretos ya que, como hemos visto antes, los efectos de los diversos elementos del paisaje cambian entre organismos, pero permitirá mejorar el conocimiento sobre los efectos que diferentes medidas de conservación pueden tener sobre las especies o grupos de interés en sistemas agrícolas y regiones específicas.

Referencias

- Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., Schermann, N. 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108:205-217.
- Bailey, D., Schmidt-Entling, M. H., Eberhart, P., Herrmann, J. D., Hofer, G., Kormann, U., Herzog, F. 2010. Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology* 147:1003-1013.
- Baraibar, B. 2013. La depredación de semillas de malas hierbas, una función ecológica a conservar y potenciar. *Ecosistemas* 21(1):62-66.
- Batáry, P., Báldi, A., Erdős, S. 2007. Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodiversity and Conservation* 16:871-881.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-187.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E., Lefeuvre, J. C. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19:47-60.
- Butler, S.J., Vickery, J. A., Norris, K. 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315:381-384.
- Concepción, E.D., Díaz, M. 2010. Relative effects of field- and landscape-scale intensification on farmland bird diversity in Mediterranean dry cereal croplands. *Aspects of Applied Biology* 100:245-252.
- Concepción, E.D., Díaz, M. 2011. Field, landscape and regional effects of farmland management on specialist open-land birds: does body size matter? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142:303-310.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Baquero, R. A. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23:135-148.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Fernández-González F. 2012b. Plant diversity partitioning in Mediterranean croplands: Effects of farming intensity, field edge and landscape context. *Ecological Applications* 22:1005-1014.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tschamtkke, T., Verhulst, J. 2012a. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology* 49:695-705.
- Díaz, M., Concepción, E.D. 2011. Ecological effectiveness of agri-environment schemes: the role of non-linear and interactive effects of agricultural intensification. 12th European Ecological Congress, Avila, Septiembre 2011.
- Díaz, M., Tellería, J.L. 1994. Predicting the effects of agricultural changes in central Spain croplands on seed eating overwintering birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 49:289-298.
- Díaz, M., Concepción, E.D., Guerrero, I., García del Rincón, A., Fathi, H., Cortés, Y. y Carricondo, A. 2012. Efectividad de las medidas agroambientales para la conservación de las poblaciones de aves esteparias en España. Convenio Sociedad Española de Ornitología-CSIC. Informe final. http://www.seo.org/wp-content/uploads/2012/12/Anexo2_1_Informe_IRN-CSIC.pdf
- Donald, P. F., Green, R. E., Heath, M. F. 2001. Agriculture intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of The Royal Society of London. Series B* 268:25-29.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., van Bommel, F. P. J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116:189-196.
- Downie, I.S., Coulson, J.C., Butterfield, J.E.L. 1996. Distribution and dynamics of surface-dwelling spiders across a pasture-plantation ecotone. *Ecography* 19:29-40.
- Duelli, P., Obrist, M.K. 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4:129-138.
- Eglinton, S. M., Gill, J. A., Smart, M. A., Sutherland, W. J., Watkinson, A. R., Bolton, M. 2009. Habitat management and patterns of predation of Northern Lapwings on wet grasslands: The influence of linear habitat structures at different spatial scales. *Biological Conservation* 142:314-324.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T. O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., Martin, J. L. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14:101-112.
- Filippi-Cadaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y., Julliard, R. 2010. Toward more concern for specialisation and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biological Conservation* 143:1493-1500.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E., Benton, T. G. 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13:858-869.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., Balmford, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550-555.
- Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., Snoo, G., Eggers, S., Pärt, T., Bengtsson, J., Clement, L. W., Weisser, W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Liira, J., Thies, C., & Tschamtkke, T. 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: landscape and field level management factors. *Biological Conservation* 152:74-80.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tschamtkke, T., Verhulst, J., West, T. M., Yela, J. L. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9:243-254.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E. J. P., Tschamtkke, T., Verhulst, J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society, Series B* 276:903-909.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., Tschamtkke, T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Evolution and Ecology* 26:474-481.
- Kleijn, D., Sutherland, W. J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40:947-969.
- López-Jamar, J., Casas, F., Díaz, M., Morales, M. B. 2011. Local differences in habitat selection by great bustards *Otis tarda* in changing agricultural landscapes. *Bird Conservation International* 21:328-341.

- Morales, M.B., Guerrero, I., Oñate, J.J. 2013. Efecto de la gestión agraria en las aves de los cultivos cerealistas: un proceso multiescalar. *Ecosistemas* 22(1):25-29.
- Morgado, R., Beja, P., Reino, L., Gordinho, L., Delgado, A., Borralho, R., Moreira, F. 2010. Calandra lark habitat selection: Strong fragmentation effects in a grassland specialist. *Acta Oecologica* 36:63-73.
- Oñate, J.J. 2005. A reformed CAP? Opportunities and threats for the conservation of steppe-birds and the agri-environment. En: Bota, G., Morales, M. B., Mañosa, S. y Camprodon, J. (Eds.) *Ecology and Conservation of Steppe-land Birds*, pp. 253-282. Lynx Edicions, Barcelona.
- Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R., Jeffs, C. 2001. Countryside Stewardship delivers ciril buntings *Emberiza cirilus* in Devon, UK. *Biological Conservation* 101:361-373.
- Perkins, A.J., Maggs, H.E., Watson, A., Wilson, J.D. 2011. Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. *Journal of Applied Ecology* 48:514-522.
- Princé, K., Moussus, J.P., Jiguet, F. 2012. Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 149:74-79.
- Primdahl, J., Vesterager, J.P., Finn, J.A., Vlahos, G., Kristensen, L.S., Vejre, H. 2010. Current use of impact models for agri-environment schemes and potential for improvements of policy design and assessment. *Journal of Environmental Management* 91:1245-1254.
- Schmidt, M.H., Thies, C., Nentwig, W., Tschamtkke, T. 2008. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 35:157-166.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Buerger, C., Thies, C., Tschamtkke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83:1421-1432.
- Tschamtkke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857-874.
- Tschamtkke, T., Tylianaskis, J., Rand, T., Didham, R., Fahrig, L., Batary, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T., Dormann, C., Ewers, R., Freund, J., Holt, R., Holzschuh, A., Klein, A., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D., Laurance, B., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W., Westphal, C. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87:661-685.
- Vickery, J.A., Feber, R.E., Fuller, R.J. 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133:1-13