

Transición del metabolismo agrario español en el siglo XX

Gloria I. Guzmán,¹ Manuel González de Molina,¹ Eduardo Aguilera,¹ David Soto,¹ Juan Infante,¹ Roberto García Ruiz²

Introducción

La crisis ambiental y socioeconómica de la agricultura industrializada a escala global ha impulsado el desarrollo de la agroecología como enfoque científico que tiene como objetivo incrementar la sustentabilidad agraria. Uno de los aportes teóricos más importantes de la agroecología es la consideración del agroecosistema como unidad básica de análisis, ya que es a este nivel de organización estructural y funcional en el que surge la sustentabilidad como una propiedad emergente.³

Hasta recientemente, las metodologías de evaluación de la sustentabilidad agraria se han basado principalmente en la aplicación de baterías de indicadores, que alertan sobre posibles problemas de degradación de los agroecosistemas (p. ej. Framework for the Evaluation of Natural Resource Management Systems Incorporating Sustainability Indicators (MESMIS),⁴ Sustainability Assessment of Farming and the Environment Framework (SAFE),⁵ etc. Sin embargo, su utilidad se ve limitada porque no penetran en el funcionamiento del agroecosistema y los mecanismos de reproducción de los elementos fondo (suelo, agua, biodiversidad, etc.) que lo constituyen. Esto es, desconocen tanto los procesos causantes de la degradación como sus interrelaciones. Como consecuencia, presentan dificultades para guiar de forma cabal su recuperación. Entre otros aspectos, son incapaces de establecer los límites de lo posible, ya que no consideran la competencia y potenciales compensaciones entre usos alternativos de materiales y energía, incluyendo la fitomasa.

¹ Laboratorio de Historia de los Agroecosistemas. Universidad Pablo de Olavide (Sevilla).

² Dpto. Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén.

³ S.R. Gliessman, *Agroecology. Ecological processes in sustainable agriculture*, Ann Arbor press, Chelsea (EEUU), 1998.

⁴ M. López-Ridaura, O. Masera, M. Astier, «Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework». *Ecological Indicators* 2(1-2), 2002, pp. 135-148.

⁵ N. van Cauwenbergh, K. Biala, C. Biolders, V. Brouckaert, L. Franchois, V. Garcia Ciudad, M. Hermy, E. Mathijs, B. Muys, J. Reijnders, X. Sauvenier, J. Valckx, M. Vanclooster, B. Van der Veken, E. Wauters, y A. Peeters, «SAFE – a hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems», *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120(2-4), 2007, pp. 229-242.

Como alternativa, en los últimos años se ha desarrollado el *Metabolismo Agrario* (MA). El MA es una metodología de evaluación de la sustentabilidad agraria que focaliza en la reproducción de los elementos fondo del agroecosistema, mediante la evaluación de la cantidad, la calidad y la interrelación de los flujos de energía y materiales que son necesarios para el óptimo mantenimiento de dichos elementos.⁶

El MA surge de aplicar el enfoque del *Social Metabolism*⁷ con criterios agroecológicos a la agricultura. Estrictamente, el MA es «aquella parte del Metabolismo Social que se especializa en la generación de biomasa y servicios ambientales para consumo humano».⁸ El objetivo principal del proceso metabólico agrario es el crecimiento y la apropiación de fitomasa para satisfacer, directa o indirectamente a través del ganado, el consumo endosomático y parcialmente exosomático de la especie humana. Es esencial saber si ese intercambio se lleva a cabo de manera sostenible o no. Esto implica agregar algunos aspectos cruciales al esquema metabólico.

En primer lugar, de acuerdo con las propuestas hechas por Georgescu-Roegen⁹ y enfatizadas por Giampietro *et al.*,¹⁰ es necesario distinguir entre flujo y fondo. Según Georgescu-Roegen, el fin último de la actividad agraria no es la producción de biomasa útil para la sociedad, sino la reproducción de los elementos fondo necesarios para producirla. Por lo tanto, un agroecosistema podría ser considerado sostenible cuando sus elementos fondo biofísicos se reproducen adecuadamente mediante flujos de energía y materiales apropiados en términos de cantidad y calidad. La reproducción de los elementos fondo requiere una cierta cantidad de energía en forma de biomasa que debe ser proporcionada en cada proceso productivo. La energía requerida solo puede ser reemplazada en muy pequeña medida por energía externa fósil, dada su distinta naturaleza. Por ejemplo, las cadenas tróficas edáficas y la biodiversidad, en general, del agroecosistema solo pueden alimentarse con biomasa. Igualmente, la materia orgánica del suelo únicamente puede provenir de aportes de biomasa. La sustitución por otro tipo de energía puede permitir que el sistema funcione, con un importante aumento de la entropía total, y que se incremente la biomasa extraída por la sociedad a corto plazo, pero esto puede ser a costa de no reproducir los elementos fondo y, por lo tanto, de reducir la capacidad de generar biomasa a medio y largo plazo. Esto es, reduciendo la sostenibilidad del agroecosistema.

⁶ G. I. Guzmán, M. González de Molina, *Energy in Agroecosystems: A Tool for Assessing Sustainability*, CRC Press, Boca Raton (FL), 2017.

⁷ H. Haberl, M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz y V. Winiwarter, «Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer», *Land Use Policy* 21, 2004, pp. 199-213; M. Giampietro, K. Mayumi, J. Ramos-Martin, «Multi-scale integrated analysis of societal and ecosystem metabolism (MuSIASEM): Theoretical concepts and basic rationale», *Energy* 34, 2009, pp. 313-322.

⁸ *Ibíd.*

⁹ N. Georgescu-Roegen, *The entropy law and the economic process*, Harvard University Press, Cambridge (UK), 1971.

¹⁰ M. Giampietro *et al.*, 2009, *Op. cit.*

Esta variación en el objeto principal de la actividad económica agraria implica, desde una perspectiva biofísica, transferir nuestro enfoque de los flujos de energía y materiales hacia los elementos fondo (suelo, biodiversidad, agua, etc.). Este cambio de orientación nos permite evaluar si los flujos de energía y materiales dentro y fuera del sector agrario son capaces de reproducir e incluso mejorar estos elementos estructurales en sucesivos ciclos de producción. Nos permite también explorar, puesto que trabajamos con flujos de energía y materiales interconectados, si la utilización de un flujo (ej. fitomasa) para mejorar a un elemento fondo (ej. suelo) va en detrimento de otro bien fondo (ej. biodiversidad de interés agrario, como el ganado), y hasta qué punto puede haber compensaciones entre ambos usos (en este ejemplo, a través de la gestión del estiércol). Nos acercamos pues a establecer los límites de lo posible en cuanto al grado de sustentabilidad de un agroecosistema para unas condiciones socioecológicas dadas. La propuesta se convierte así en un modelo dinámico que interrelaciona los distintos componentes del agroecosistema, superando limitaciones inherentes a las metodologías basadas en baterías de indicadores.¹¹

En otras palabras, apartamos el foco de atención del volumen de producción y consumo de biomasa por la sociedad hacia la sostenibilidad, con el fin de determinar si es posible mantener indefinidamente la producción y el consumo.

En segundo lugar, desde un punto de vista metabólico, debemos analizar el arreglo de los flujos de energía dentro de los agroecosistemas, ya que es un elemento crucial a la hora de evaluar su funcionamiento sostenible.¹² De acuerdo con las propuestas de Ho y Ulanowicz¹³ y posteriormente de Ho,¹⁴ la sostenibilidad de los agroecosistemas se correlaciona positivamente con la cantidad y calidad de sus bucles o ciclos internos y, en esa medida, con los flujos de energía que circulan en su interior y cuya función es reproducir los elementos fondo. El mantenimiento de bucles internos en los agroecosistemas está directamente relacionado con el uso de una parte significativa de la producción primaria neta para alimentarlos. Esto tiene importantes implicaciones cuando se trata de calcular la Productividad Primaria Neta (PPN),¹⁵ que luego debe desglosarse en diferentes categorías según su funcionalidad productiva o reproductiva.¹⁶ El funcionamiento de la agricultura preindustrial estaba basado en la reinversión de una

¹¹ G. I. Guzmán, E. Aguilera, R. García-Ruiz, E. Torremocha, D. Soto, J. Infante-Amate y M. González de Molina, «The Agrarian Metabolism as a tool for assessing agrarian sustainability, and its application to Spanish Agriculture (1960-2008)», *Ecology and Society*. En revisión.

¹² G. I. Guzmán y M. González de Molina, 2017, *Op. cit.*

¹³ M. W. Ho y R. Ulanowicz, «Sustainable systems as organisms?», *BioSystems* 82, 2005, pp. 41-45.

¹⁴ M. W. Ho, «Circular Thermodynamics of Organisms and Sustainable Systems», *Systems* 1, 2013, pp. 30-49.

¹⁵ La PPN es la cantidad de biomasa o energía realmente incorporada a los tejidos de la planta y es el resultado de procesos opuestos: la fotosíntesis y la respiración. Se expresa en términos de energía acumulada (p.ej. julios/hectárea/año) o en términos de la materia orgánica sintetizada (p.ej. gramos/m²/día, kg/hectárea/año). La PPN es la productividad real de los agroecosistemas porque incluye toda la fitomasa producida, y no solo aquella parte de la que la sociedad se apropia (biomasa socializada).

¹⁶ G. I. Guzmán y M. González de Molina, 2017, *Op. cit.*

parte de la PPN en el agroecosistema, generando numerosos bucles internos de energía. Por ejemplo, parte de la PPN era consumida por el ganado de labor, aportando la energía para realizar las tareas agrícolas y estiércol. La energía de este último, a su vez fluía en el suelo a través de cadenas tróficas, contribuyendo al sostén de la biodiversidad y la materia orgánica edáfica. Otra parte importante de la PPN, se abandonaba en el agroecosistema (biomasa no cosechada), y su energía fluía a través de complejas cadenas tróficas, permitiendo el mantenimiento de la biodiversidad salvaje y la calidad del suelo. En definitiva, los numerosos bucles internos de energía en la agricultura tradicional, permitían la reproducción de los elementos fondo.¹⁷

En este sentido, un agroecosistema con elementos fondo que requieren la disipación de bajos niveles de energía para su mantenimiento mediante dichos procesos de recirculación, a su vez genera baja entropía en su entorno y minimiza los flujos de energía externa. Por el contrario, cuando la complejidad interna de un agroecosistema se reduce sustancialmente y sus bucles internos disminuyen, necesita generar orden interno importando cantidades significativas de energía externa. En estos casos, la entropía total también aumenta significativamente, y nos encontramos ante un agroecosistema de alta entropía cuya sostenibilidad está seriamente comprometida. Esto significa que la capacidad del agroecosistema para mantener la producción de biomasa a largo plazo, sin aumentar los insumos de energía externa, es la principal expresión de la gestión sostenible.¹⁸

En tercer lugar, una correcta evaluación de la sostenibilidad de los agroecosistemas requiere tener en cuenta también las dimensiones sociales y económicas. Esto es, los flujos de información deben necesariamente ser tomados en consideración en el esquema metabólico. Sin embargo, este aspecto no va a ser abordado aquí, ya que excede las pretensiones de este breve artículo.

El MA ha sido aplicado a distintas escalas (cultivo, finca, local, nacional), en análisis sincrónicos, comparando agroecosistemas con manejo ecológico y convencional; y diacrónicos, centrados en la transición de la agricultura tradicional a industrial.¹⁹ En este artículo se presenta resumidamente el metabolismo de la agricultura española durante el

¹⁷ Ibídem.

¹⁸ Ibídem.

¹⁹ G. I. Guzmán y M. González de Molina, 2017, *Op. cit.*; G. I. Guzmán, M. González de Molina, D. Soto, J. Infante-Amate y E. Aguilera, « Spanish agriculture from 1900 to 2008: a long-term perspective on agroecosystem energy from an agroecological approach », *Regional Environmental Change* 149, 2017, pp. 335-348; E. Aguilera, G. Guzmán, J. Alvaro-Fuentes, J. Infante-Amate, D. Soto, G. Carranza, R. García-Ruiz y M. González de Molina, « Entradas de carbono en la agricultura española en el largo plazo, 1900-2008 », Conferencia: V Remedía Workshop, 2017, DOI: 10.13140/RG.2.2.15191.06562; G. I. Guzmán *et al.*, en revisión, *Op. cit.*

siglo XX, y discutimos algunas implicaciones que tiene sobre varios elementos fondo (suelo, agua y biodiversidad).²⁰

El metabolismo actual de la agricultura española

La agricultura española, representativa de las condiciones agroambientales mediterráneas, experimentó en el siglo XX un fuerte proceso de intensificación basado en el uso de insumos externos. Este proceso comenzó en el primer tercio del siglo XX, cuando la agricultura española inició un incipiente proceso de integración en los mercados internacionales, pero fue a comienzos de los años 60, cuando este proceso se acelera. En un primer periodo (1960-1986) los rendimientos se multiplicaron debido al uso del paquete completo de la revolución verde. En un periodo posterior (1986-2008), continuó el proceso de intensificación de la agricultura española, pero su evolución fue determinada por la incorporación de España a la Comunidad Económica Europea (1986). Durante esta etapa, la agricultura española se especializó en aquellos productos con mayor demanda en la Unión Europea (aceite de oliva, frutas y hortalizas). Paralelamente, se abandonaron las tierras menos productivas (generalmente tierras de cultivo de grano dedicadas al uso de piensos y pastizales), mientras que las importaciones de piensos de alto contenido proteínico se dispararon. Estos cambios han modificado profundamente la cantidad y calidad de los flujos de energía y materiales de la agricultura española y, en consecuencia, se ha alterado el estado de los elementos fondo que la sustentan.

Veamos a continuación algunas consecuencias de este proceso para el agroecosistema y la sociedad española.

La ineficiencia de la agricultura industrializada española

En términos energéticos, los flujos necesarios²¹ para el funcionamiento de la agricultura española²² han ascendido de 3761 PJ en 1900 a 5076 en 2000 (Figura 1). Esto significa un incremento del 33% de la energía consumida. Sin embargo, sólo se ha logrado aumentar la PPN un 27%. Este bajo retorno energético se produce a pesar, no sólo del importante incremento de la energía invertida, sino también del crecimiento de la superficie de regadío, que pasó de 0,8 Mha en 1900 a 3,2 Mha en 2000. El acceso a flujos extra de agua es clave para incrementar la producción vegetal en las regiones semiáridas, como la mediterránea. Por tanto, cabría esperar que los aportes extra combinados de energía y agua fueran sinérgicos e incrementaran la PPN a mayor tasa. Sin embargo, esto no ocurre

²⁰ Para indagar en la cuestión metodológica véase: D. Soto, J. Infante-Amate, G. I. Guzmán, A. Cid, E. Aguilera, R. García-Ruiz y M. González de Molina, «The Social Metabolism of Biomass in Spain, 1900-2008: from food to feed-oriented changes in the Agro-ecosystems», *Ecological Economics*, 128, 2016, pp. 130-138; G. I. Guzmán y M. González de Molina, 2017, *Op. cit.*; G. I. Guzmán et al., 2017, *Op. cit.*; G. I. Guzmán et al. en revisión, *Op. cit.*

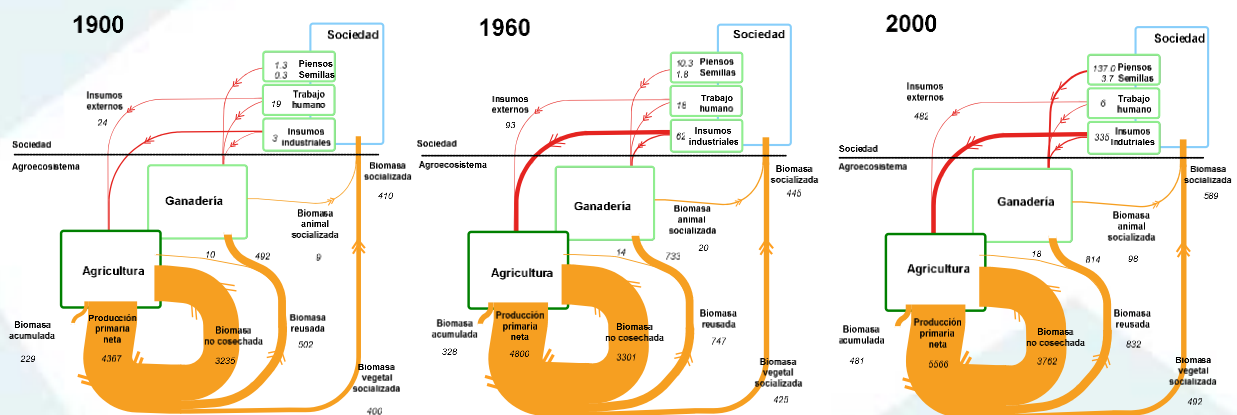
²¹ Es la suma de los flujos internos de biomasa que se reinvierten en el agroecosistema (biomasa no cosechada más biomasa reusada) más los flujos externos.

²² Incluye toda la orientación agrícola, forestal y pastos.

porque la desarticulación de los flujos internos de energía y materiales han generado la degradación de los elementos fondo, como veremos posteriormente, dando lugar a un retorno negativo de la energía invertida (PPN-EROI), que desciende de 1,16 a 1,10.²³

Pero más allá de la cantidad, es interesante analizar los cambios en la calidad de los flujos. La intensificación de la agricultura española se ha basado en el incremento de energía externa, que se multiplicó por 20 a lo largo del siglo XX. Este incremento se produce especialmente desde los años 60 y puede subdividirse en varios ítems. Mientras que el trabajo humano descendió a un tercio entre 1960 y el año 2000, los insumos industriales se multiplicaron por 5,4 pasando de 62 a 335 PJ y la biomasa importada pasó de 12 a 141 PJ (1175% más) (Figura 1). A final de siglo, la importación de piensos constituía el 28% de la energía externa destinada al funcionamiento de la producción agraria.

Figura 1. Flujos de energía (PJ) de la agricultura española en el año 1900, 1960 y 2000.



De los inputs industriales, la energía dedicada a plaguicidas es la que más creció entre 1960 y 2000, multiplicándose por 33,6. Le siguieron la energía de tracción (se multiplica por 9,1), la de riego (por 7,9), y la de los fertilizantes minerales (por 2,9). Este moderado crecimiento del fertilizante se debe, entre otras razones, a que el fertilizante se incorporó tempranamente al agroecosistema español. De hecho, en 1960 representaba el 62% de la energía de los insumos industriales, mientras que en el año 2000 representa el 33%. Por otro lado, este modesto crecimiento está ligado a un fenómeno inherente a las regiones semiáridas: la falta de agua implica que la aplicación de más fertilizante tiene limitada utilidad en términos de incremento del rendimiento. Por ello, su crecimiento está vinculado también al incremento de la energía de riego (23% de los insumos industriales en 2000).

²³ G. I. Guzmán et al., 2017, *Op. cit.*; G. I. Guzmán y M. González de Molina, 2017, *Op. cit.*

La relación entre la biomasa socializada y los insumos externos constituye el indicador más empleado en los estudios de eficiencia energética en la agricultura. Es la llamada 'eficacia neta' o *external final EROI*. La evolución de este indicador es aún más desalentadora. Cae de 17,3 en 1900, a 4,8 en 1960 y 1,2 en el año 2000.²⁴

El cambio de patrón de uso de la fitomasa

La adición creciente de insumos externos permitió modificar el patrón de uso social de la PPN española (Figura 2). Fundamentalmente fueron afectadas la Biomasa reusada (*BRu*) y la no cosechada en las tierras de cultivo y los pastos. Los cambios en la Biomasa reusada (1960-2000), han sido impulsados por el fuerte incremento de la cabaña ganadera, protagonizado por los animales monogástricos (porcino y aviar), y al cambio de un manejo extensivo a otro intensivo (Figura 3).²⁵ Este profundo cambio en la composición y el manejo del ganado no habría sido posible sin la importación masiva de pienso (soja y maíz, principalmente), que por razones agroclimáticas y económicas es difícil de producir en España. Como consecuencia, los pastos han sido parcialmente abandonados. Paralelamente, desde las tierras de cultivo se han dedicado cantidades crecientes de biomasa de alta calidad (granos y forrajes) para el ganado. En ellas, la Biomasa reusada pasa de ser el 30% de la PPN en 1960, al 38% en 2000. Mientras, en los pastos cae del 15 al 7% (Figura 2). Estos desequilibrios en la intensidad del uso del suelo (fuerte intensificación de las tierras de cultivo y abandono de los pastos) también se producen al interior de las tierras cultivadas. En este periodo, la superficie de cultivo se reduce en 3,1 Mha (15% del total) debido principalmente al abandono de los secanos, con baja respuesta a los insumos externos.²⁶ Otro cambio de pauta del uso social de la biomasa se expresa en el incremento de la quema del rastrojo del cereal y otros residuos de cultivo, principalmente en los años 80-90, que ya no se emplean para alimentar al ganado.

Inversamente, una menor proporción de biomasa es abandonada en las tierras cultivadas. La Biomasa no cosechada pasa de representar el 50% de la PPN al 40%, entre 1960 y 2000. Especialmente dramática, en términos relativos, es la caída de la Biomasa no cosechada radicular (*BNcR*) en este periodo, que disminuye en 8 puntos porcentuales (Figura 2). Clara muestra de que la fertilidad del suelo ha pasado a ser responsabilidad de los fertilizantes minerales, en detrimento de la materia orgánica. El uso de herbicidas es el principal responsable de esta caída. También contribuye a esta brecha el incremento del índice de cosecha de las variedades de cereal introducidas por la Revolución Verde. La pérdida de funcionalidad de los residuos agrarios en la alimentación del ganado y en la reposición de la fertilidad edáfica, impulsada por la importación de energía externa, es el motor de esta modificación del patrón de distribución de la biomasa en las nuevas variedades. En los

²⁴ G. I. Guzmán et al., 2017, *Op. cit.*

²⁵ D. Soto et al., 2016, *Op. cit.*

²⁶ *Ibidem.*

pastizales, sin embargo, la Biomasa no cosechada se incrementa en 9 puntos porcentuales como resultado del abandono entre 1960 y 2000.

Figura 2. Evolución relativa de los usos de la fitomasa (TJ) en las tierras de cultivo y los pastos.

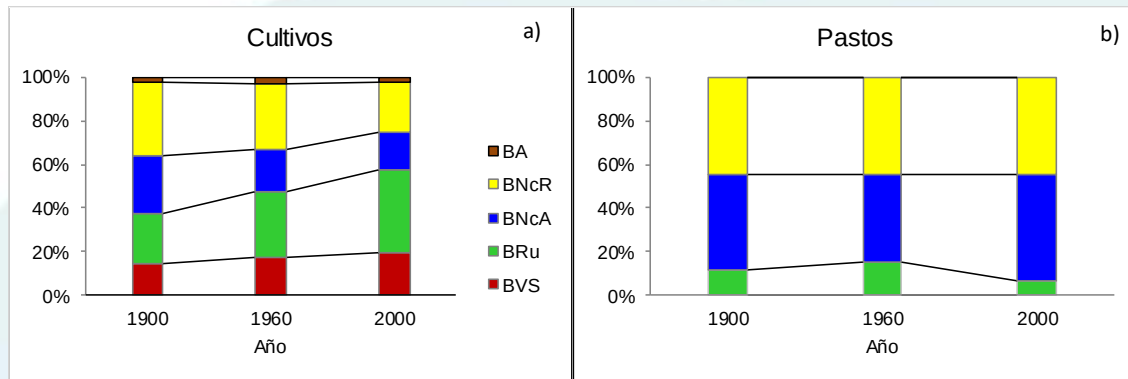
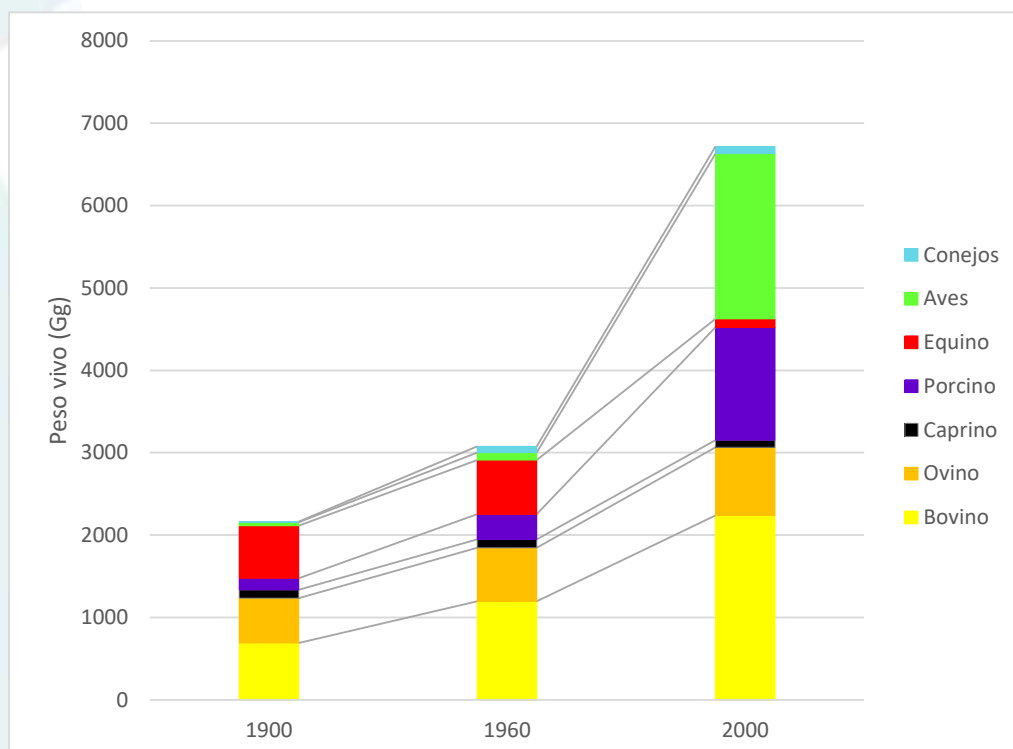


Figura 3. Evolución de la cabaña ganadera española (peso vivo, Gg).



Por último, la importación de insumos industriales permitió simplificar las rotaciones y sustituir a las leguminosas, que ya no eran imprescindibles para incorporar nitrógeno al agroecosistema. De 1960 al año 2000, la superficie dedicada a leguminosas cayó de 1,4 a 0,55 Mha. Paralelamente, el nitrógeno obtenido por fijación simbiótica pasó de representar el 28% de las entradas a sólo el 11% en el año 2000, indicando el cambio de modelo agrícola

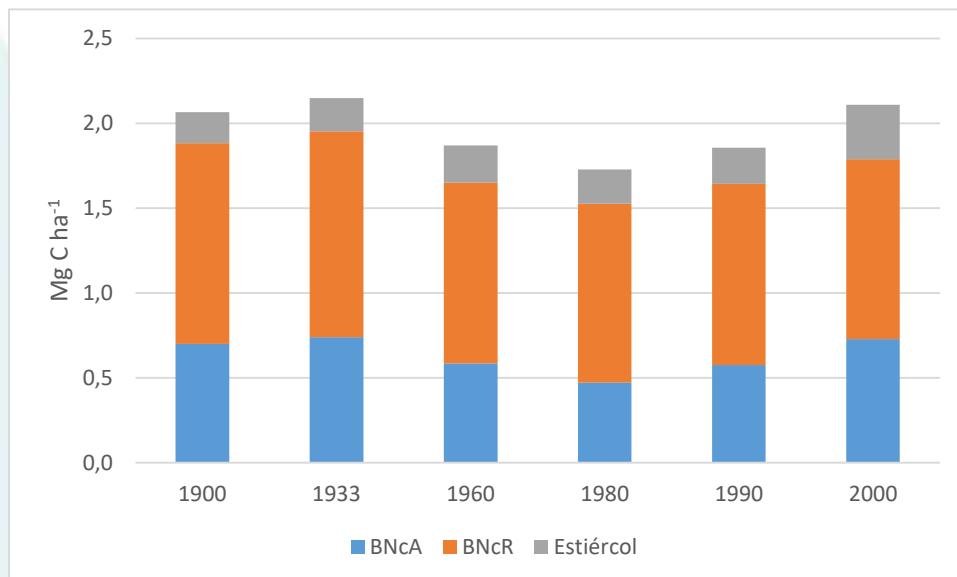
basado en la aplicación de insumos externos y no en un modelo de aprovechamiento de las entradas biológicas.²⁷

En resumen, la intensificación de las tierras de cultivo en España se ha realizado sustituyendo en gran medida los bucles internos de energía (particularmente a través de la disminución relativa de la biomasa no cosechada, y de la marginación de las leguminosas), por la entrada de energía externa, incrementando la entropía generada y, como veremos a continuación, degradando los elementos fondo.

Algunas consecuencias sobre los elementos fondo: suelo, agua y biodiversidad.

Como expusimos en la introducción, la reposición del elemento fondo suelo necesita la entrada de flujos de biomasa para mantener la materia orgánica del suelo. Cabe preguntarse hasta qué punto la sustitución de los flujos de energía de la Biomasa no cosechada al suelo han sido compensados y en qué momento por la importación de biomasa externa. También podemos preguntarnos las consecuencias en los territorios de origen de la biomasa importada.

Figura 4. Evolución de las entradas de Carbono al suelo (Mg C ha^{-1}) en las tierras de cultivo españolas en el siglo XX (BNcA: Biomasa no cosechada aérea; BNcR: Biomasa no cosechada radicular).



La Figura 4 nos muestra que, en las tierras de cultivo, las entradas de carbono en el suelo alcanzaron su máximo en el primer tercio del siglo XX, sufrieron después un fuerte desplome y se llega al mínimo en los años 80, como resultado principalmente del uso de herbicidas, el cambio varietal y la quema de residuos. A partir de este momento, se produce una progresiva recuperación que está relacionada con un cierto incremento de la biomasa no cosechada y por la mayor disponibilidad de estiércol. La primera es producto

²⁷ G. I. Guzmán et al., en revisión, *Op. cit.*

del aumento de la producción de residuos que ha ido acompañando la expansión del regadío, así como las mayores restricciones a la quema de rastrojos. La caída de entradas de carbono ayuda a explicar por qué la mitad de las tierras agrícolas en España tienen actualmente un contenido de carbono orgánico inferior al 1%.²⁸ Sin embargo, la recuperación de las entradas en los últimos años tampoco garantizan una mejora sustantiva de la materia orgánica edáfica debido, por una parte, a que el estiércol de las granjas intensivas de aves y cerdos generan menos humus que los de otras especies ganaderas²⁹ y, por otra, a que esta subida se produce básicamente en el regadío,³⁰ donde la mineralización de la materia orgánica es mayor.

Otros procesos de degradación de los elementos fondo tienen que ver con la desarticulación de los flujos internos de nutrientes. Así, el pienso importado suponía en el año 2000, la entrada en España de 553.000 t de nitrógeno, y el nitrógeno en forma de fertilizante químico, de 1.150.000 t. Es decir, un tercio del nitrógeno que importa la agricultura española viene a través del pienso. Mientras que la fijación biológica sólo supone 394.000 t.³¹ La sustitución de los flujos de nitrógeno generados en el territorio a través de la fijación biológica y de los bucles internos de biomasa, por la importación de flujos externos de nitrógeno, es responsable, en gran medida, de que la agricultura española haya pasado de ser una actividad neguentrópica a entrópica a lo largo del siglo XX. Uno de los elementos fondo más afectados por este cambio de modelo es el agua. Mientras que en 1960 se perdieron 0,5 kg nitrógeno por cada kg de nitrógeno cosechado, en el año 2000 subió a 0,73 kg nitrógeno de pérdida kg⁻¹ de nitrógeno cosechado.³² La lixiviación de nitratos está relacionada con la eutrofización de los cursos de agua superficiales y subterráneos, lo cual representa además un riesgo reconocido para la salud humana y la biodiversidad.

Por último, la biodiversidad es otro de los elementos fondo gravemente dañados por la transformación metabólica de la agricultura española. Las causas son varias. Por un lado, la caída de la biomasa no cosechada en las tierras de cultivo disminuyó aquella fracción de fitomasa disponible para la biodiversidad heterótrofa salvaje. Por otro lado, la generación local de los flujos de energía y materiales que sustentan a la agricultura, se refleja en el paisaje configurando matrices territoriales complejas³³ que favorecen a la biodiversidad.

²⁸ J. A. Rodríguez Martín, M. López Arias, J. M. Grau Corbi, *Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España*, INIA-MAGRAMA, MCI, Madrid, 2009.

²⁹ G. I. Guzmán et al., en revisión, *Op. cit.*

³⁰ E. Aguilera et al., 2017, *Op. cit.*

³¹ G. I. Guzmán et al., en revisión, *Op. cit.*

³² *Ibidem.*

³³ G. I. Guzmán, M. González de Molina, A. M. Alonso, «The land cost of agrarian sustainability. An assessment», *Land Use Policy* 28, 2011, pp. 825–835.

Al contrario, los paisajes simplificados de la agricultura industrializada la perjudican.³⁴ Por último, el uso de plaguicidas, que es inherente a los agroecosistemas simplificados, tiene un efecto deletéreo sobre los organismos vivos. El efecto aislado de cada uno de estos procesos en la disminución de la biodiversidad es muy difícil de discernir.

A tenor de los hechos, es difícil sostener que la intensificación de la agricultura española mediante el uso de insumos externos estuviera justificada por la necesidad de mayor cantidad de alimento derivada del crecimiento de la población. De hecho, la Biomasa socializada (incluida la procedente del bosque) creció sólo un 37% entre 1960 y 2008 (Figura 1), debido principalmente al incremento en un 425% de la biomasa animal, mientras que la Biomasa socializada vegetal procedente de los cultivos subió sólo el 45%. Por tanto, el factor más importante de la transformación del metabolismo agrario en España ha sido el rápido cambio en el patrón dietético, que evolucionó de una dieta mediterránea típica a una dieta rica en proteínas animales. De hecho, el aumento en la proporción de proteína animal ha sido muy intenso, pasando del 37% en la década de 1960 al 65% en la actualidad.³⁵

Finalmente, no quisiéramos dejar de subrayar que los efectos negativos sobre los elementos fondo agroecosistémicos no se circunscriben sólo al territorio español, sino que son parcialmente exportados. Esto es, si en la agricultura tradicional los efectos de un mal manejo afectaban localmente, con la industrialización agraria estos efectos se han globalizado. Aunque no vamos a abordar este aspecto aquí, conviene recordar los impactos sobre la deforestación,³⁶ la emisión de gases de efecto invernadero³⁷ y sobre la salud³⁸ del creciente cultivo de piensos en terceros países, principalmente latinoamericanos, para su consumo por la ganadería de otros países, entre ellos, España.

³⁴ J. Marull, E. Tello, N. Fullana, I. Murray, G. Jover, C. Font, F. Coll, E. Domene, V. Leonim, T. Decolli, «Long-term bio-cultural heritage: exploring the intermediate disturbance hypothesis in agroecological landscapes (Mallorca, c. 1850–2012)», *Biodiversity and Conservation* 24(13), 2015, pp. 3217–3251.

³⁵ L. Lassaletta, G. Billen, E. Romero, J. Garnier, E. Aguilera, E., «How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain (1961–2009)», *Regional Environmental Change* 14, 2014, pp. 785–797.

³⁶ N. I. Gasparri, H. R. Grau, J. Gutiérrez, J. Angonese, «Linkages between soybean and neotropical deforestation: coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis», *Global Environmental Change* 23, 2013, pp. 1605–1614.

³⁷ A. Leip, F. Weiss, T. Wassenaar, I. Perez, T. Fellmann, P. Loudjani, F. Tubiello, D. Grandgirard, S. Monni, K. Biala, K., *Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS)—final report*, 2010. Editado por el Joint Research Centre, Comisión Europea. Disponible en: http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/livestock-gas/full_text_en.pdf. Acceso: 23 de abril de 2015.

³⁸ K. Z. Guyton, D. Loomis, Y. Grosse, F. El Ghissassi, L. Benbrahim-Tallaa, N. Guha, C. Scoccianti, H. Mattock, K. Straif, «Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate», *The Lancet. Oncology* 16(5), 2015, pp. 490–491.