

TESIS DE LA UNIVERSIDAD
DE ZARAGOZA

2021

294

Sergio Atarés Real

Los suelos como capital natural.
Aplicación de la termodinámica
ecológica para el análisis de su
sostenibilidad

Director/es

Valero Capilla, Antonio Félix

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

ISSN 2254-7606



Prensas de la Universidad
Universidad Zaragoza

© Universidad de Zaragoza
Servicio de Publicaciones

ISSN 2254-7606



Tesis Doctoral

LOS SUELOS COMO CAPITAL NATURAL.
APLICACIÓN DE LA TERMODINÁMICA
ECOLÓGICA PARA EL ANÁLISIS DE SU
SOSTENIBILIDAD

Autor

Sergio Atarés Real

Director/es

Valero Capilla, Antonio Félix

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
Escuela de Doctorado

2019



Universidad
Zaragoza



Instituto Universitario de Investigación Mixto
CIRCE
Universidad Zaragoza

Tesis doctoral

**Los suelos como capital natural.
Aplicación de la termodinámica
ecológica para el análisis de su
sostenibilidad.**

Sergio Atares Real

Dirigida por:

Antonio Valero Capilla

Julio 2019

Agradecimientos.

Este trabajo supone para mí el cierre de una tarea pendiente comenzada hace 23 años y que se ha visto relegada durante 20 años. Este paréntesis, lejos de paralizar mi curiosidad por determinar las reglas que permiten predecir el comportamiento de los sistemas, me ha proporcionado una gran cantidad de observaciones acerca de estos sistemas complejos de tipo físico, biológico o social, que lejos de paralizar estas inquietudes científicas, aumentaron todavía más si cabe, mi curiosidad por incrementar el conocimiento sobre estas complejas realidades

No obstante, poder disponer de varios puntos de vista enriquecedores y una metodología para poder indagar de forma original y planificada sobre estas realidades, me hubiera resultado imposible sin el tiempo y compromiso de todas y cada una de las personas que me han dirigido, guiado, enseñado, acompañado, ayudado, escuchado y soportado. Estas líneas de agradecimiento pretenden reconocer todo este soporte proporcionado por todas las personas que han estado presentes en este desarrollo, pero quiero incluir también instituciones que forman grupos de personas que quizás no cito, pero que de ninguna forma olvido.

Todo esto no hubiera sido posible sin la dirección de Antonio Valero, que me ha iluminado con una visión de inconformismo y de “pensar siempre en grande”, me ha dirigido a aprender un nuevo oficio que es el de intentar crear conocimiento de forma rigurosa.

A todas las personas que integran Fertinagro, TODOS, en primer lugar, a Generoso que me ha animado a desarrollar profesionalmente mi espíritu de investigación y me ha dirigido siempre hacia la búsqueda de soluciones por compleja que sea la tarea. Mención especial también al equipo de I+D que me han soportado, acompañado y ayudado desde hace más de 10 años, en este recorrido, Julia, Laura, Ramón, Miguel Angel, Joaquín, Ignasi, María, Marcos, Esther, Tula, Judith, Carlos, Ruben, Pablo, Begoña, Herminia, Hamdi y todos los colaboradores del laboratorio de desarrollo. Especial mención a todos aquellos que me han ayudado de forma directa en esta tesis, pero especialmente a Marcos, que algún fin de semana ha dedicado a revisar este trabajo, a Maria por su ayuda en la experimentación, a Joaquin por su trabajo el diseño experimental

y a Ignasi por sus enseñanzas biológicas, sin ellos esto hubiera sido simplemente imposible. En general a todo el equipo de I+D por su vocación, ayuda y dedicación.

También en Fertinagro a todo el departamento comercial que me ha ayudado a conocer los problemas agronómicos de primera mano, pero especialmente a los que más me han acompañado en estos viajes por los pueblos de España, Antonio, Jose Miguel, Juan Luis, Yago, Tomas, Jesús y Vicente.

Una vez más dentro de Fertinagro al departamento Industrial que me ha ayudado a ver la aplicabilidad real de todo este trabajo, sobre todo al equipo de trabajo de Fertinagro en Utrillas, encabezado por Gloria, Inmaculada. Carlos, Ariadna, Esperanza, Elena, Mariano, y Jose Félix. A Roberto por su apoyo en todo lo que tiene que ver con el escalado industrial y el apoyo personal.

Además de Fertinagro, con todos sus recursos, pero principalmente sus impresionantes recursos humanos, tres instituciones me han brindado enseñanzas, ayuda y apoyo que han resultado esenciales para permitirme completar este trabajo. El ecosistema de CIRCE ha estimulado en estos últimos años mi vocación investigadora y ampliarla en el campo termodinámico, algo que me ha servido para crear una base teórica imprescindible para la realización de este trabajo. Sonia y Alicia especialmente, me han acompañado y ayudado en todo lo que he necesitado y por tanto a ellas mi mayor gratitud. El Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC), personificado en Carlos García que me mostro todo el universo que existe en el suelo, y todo su equipo que nos ha enseñado y ayudado a desarrollar todo nuestro conocimiento de los suelos. Y como no a la L'Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrònica i del Medi Natural de la Universitat Politècnica de València, dirigida por Alberto San Bautista, que nos han acogido de una forma increíble y nos guiado, ayudado, acompañado y enseñado a conocer el lenguaje de las plantas y todos los problemas de la agricultura.

Para terminar, pero el agradecimiento más especial es para Gloria, por su compañía en todos estos años y muchos otros, sin la cual ni este trabajo ni mi camino en la vida, hubiera podido realizarse de forma plena, y tal como le prometí, ningún animal ha sufrido daños durante este trabajo.

A Gloria.

Fuente inagotable de energía para mi espíritu.

Índice de contenidos.

Capítulo 1. Introducción a los problemas de sostenibilidad en los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento desde los suelos	1
Introducción.....	3
Principios de sostenibilidad.	3
Conceptos de capital natural.....	6
Capital natural y transformaciones.	9
Biocapacidad y límites del planeta.	14
Evaluación y evolución de la demanda de recursos basados en Biomasa.	18
Proyección de necesidades de biomasa para alimentación.	22
Nuevas necesidades de uso de biomasa. Bioeconomía 2.0.	29
Demanda de biomasa total esperada.....	34
Generación de biomasa e impacto asociado.....	35
Fertilizantes y entorno.	37
Propósito de la tesis.	42
Capítulo 2. Introducción a las teorías termodinámicas aplicadas al análisis del capital natural que consituyen los suelos.	45
Introducción.....	47
Suelos como capital natural.	47
Valoración del servicio ecosistémico que proporcionan los suelos. ...	50
Propiedades medibles de los suelos.	54
El suelo como ecosistema. Eco-exergía como indicador de capital natural.	57
Información, exergía y eco-exergía. Fundamentos termodinámicos.	63
Información sintáctica y pragmática.	63
Eco-exergía como indicador de capital natural.....	69
Redes ecológicas.	81
Eco-exergía almacenada en ecosistemas.....	85
Resumen y conclusiones.....	86
Capítulo 3. Introducción de la hipótesis a contrastar. Estructura y dinámica de los flujos de eco-exergía en los ecosistemas edáficos	89
Introducción de la hipótesis de trabajo.....	91

Suelos como soporte de vida: restricciones para su desarrollo ecosistémico, medidas para minimizarlas y degradación como consecuencia de la gestión actual.....	94
Suelo como hábitat.....	94
Consecuencias del tratamiento de las restricciones del suelo como hábitat.....	99
Principio de restitución como base para minimizar la restricción de nutrientes del suelo.	102
Degradación de los suelos como consecuencia de la gestión agrícola actual.....	106
Intensificación sostenible de la agricultura como respuesta a los retos del desarrollo sostenible.....	109
Nuevas visiones del tratamiento de las restricciones del suelo. Intensificación ecológica y eco-eficiencia.	115
Gestión integral del ecosistema edáfico como vía de aumentar la eco-exergía de los suelos.	117
Primera fase. Etapa de Regeneración edáfica. Incremento de materia orgánica como factor principal.....	124
Inputs de materia orgánica en los suelos. Productividad primaria neta como fuente materia orgánica para los suelos.....	127
Segunda fase. Aumento de la eco-exergía como consecuencia de la regeneración edáfica.	136
Tercera fase. Regulación del ecosistema edáfico para aprovechar la eco-exergía existente.	145
Inversión actual de eco-exergía por parte de los cultivos hacia los suelos para mejorarlos como hábitat.....	154
Resumen y conclusiones.	156
Capítulo 4. Selección, diseño y desarrollo de los métodos experimentales aplicados.....	159
Objetivo.	161
Desarrollo experimental.	164
Métodos experimentales.	166
Muestreo de suelos.....	166
Reconocimiento del área de estudio.....	167
Delimitación de suelos.....	167

Tipo y cantidad de muestras a tomar.	168
Época de toma de muestra.....	169
Instrumentos.....	169
Conservación de la muestra y almacenamiento.....	170
Cámara de actividad metabólica.	170
Extracción de ADN de muestras de suelo	173
Ensayos en cámara de cultivo.....	174
Ensayo de germinación y crecimiento a corto plazo en trigo.....	174
Ensayos de crecimiento en maíz.....	174
Ensayo de demostración experimental en pimiento cultivado en invernadero de producción agrícola	175
Datos del cultivo. Material vegetal, siembra y plantación.	175
Localización del ensayo. Ubicación, superficie, preparación del suelo y labores de cultivo.....	175
Características del suelo y agua de riego. Estructuración del ensayo. Riego y abonados. Consumo de agua y fertilizantes.....	177
Sistema formación/entutorado y tratamientos fitosanitarios	180
Suplementos nutricionales	181
Datos Climáticos.....	182
Resumen y conclusiones.	182
Capítulo 5. Análisis estadístico y presentación de los resultados experimentales	183
Información para la correcta interpretación de los resultados.....	185
Exploración estadística de los resultados.	191
Efecto del tratamiento de inducción metabólica.	191
Modelos lineales de correlación.	197
Correlación entre la respiración del suelo y el aumento de biomasa en la germinación del trigo.	198
Correlación entre la respiración del suelo y el aumento de biomasa en el crecimiento vegetativo del maíz.....	202
Correlación entre la respiración y el ADN del suelo.	205
Correlación entre el contenido de materia orgánica y ADN del suelo.	211
Estimación de la mineralización de nitrógeno y fósforo con la cámara de actividad metabólica.....	215

Resumen de resultados.....	219
Ensayo de demostración experimental de la utilización del inductor metabólico en un Plan de Fertilización Integral	220
Producción de frutos.....	222
Calidad de los frutos.....	222
Rentabilidad económica para el agricultor.....	223
Peso de la biomasa vegetal postcosecha	223
Análisis de la materia orgánica del suelo tras el ciclo de cultivo	224
Resumen y conclusiones.	224
Capítulo 6. Síntesis, tesis y conclusiones	226
Objeto.....	228
Originalidad.	228
Síntesis de los problemas planteados y soluciones propuestas.....	230
Tesis: Teoría general del coste ecoexergético.	238
Aplicación de la teoría del coste exergético para calcular la necesidad de aportes exógenos en la regeneración de los suelos.....	239
Definición del estado de referencia.	243
Cálculo de la eco-exergía del ecosistema edáfico desde el estado de referencia.	245
Cálculo del consumo exergético del ecosistema edáfico.	247
Ciclo biogeoquímico del carbono en el suelo.	251
Cálculo del coste exergético para la recuperación de la eco-exergía.	252
Aplicaciones de la teoría del coste exergético para la regeneración de los suelos.	255
Conclusiones.....	256
Perspectivas e implicaciones.	258
Bibliografía	263
Anexos	282
Anexo I	284
Anexo II	286
Anexo III	288
Anexo IV.....	289
Anexo V.....	296
Anexo VI.....	299

Anexo VII.....	303
Anexo VIII.....	305
Anexo IX.....	306

Índice de figuras.

Figura 1. Diagrama esquemático de las funciones de los suelos.....	8
Figura 2. Servicios ecosistémicos.	19
Figura 3. Variación anual de los factores ImpACT en las tierras de cultivo a nivel global.....	21
Figura 4. Uso de tierras agrícolas y forestales en el periodo 1961-201325	
Figura 5. Diferentes niveles de producción determinados por factores definitorios, limitantes y reductores del crecimiento..	26
Figura 6. Rendimiento de cultivos de cereales vs aplicación de fertilizantes en 2014	28
Figura 7. Frecuencia de diferentes indicadores (mínimo 10 %) en las aproximaciones de evaluación de calidad de los suelos revisadas por Bünemann y colaboradores.....	55
Figura 8. Esquema básico de las complejas relaciones entre las diferentes dimensiones del sistema agrícola respecto a la degradación de los suelos..	108
Figura 9. Atributos del suelo como indicadores de su salud	120
Figura 10. Pérdidas mínimas de energía calculadas para una radiación solar de 1.000 kJ en cada paso específico del proceso fotosintético vegetal, desde la intercepción de radiación a la formación de energía química acumulada en forma de biomasa.....	129
Figura 11. Reparto de C hacia la parte aérea o las raíces de la planta (expresado como porcentaje tota de C asimilado mediante la fotosíntesis), incluyendo la formación de biomasa vegetal, la respiración y el reparto a simbiontes o microorganismos de la rizosfera.....	131
Figura 12. Estructura de la red trófica del suelo.....	138
Figura 13. Tasas de exudación de aminoácidos (AA), ácidos orgánicos (OA) y carbohidratos (Carb) liberados por las raíces de maíz bajo deficiencia de hierro (-Fe), potasio (-K), nitrógeno (-N) o fósforo (-P).	153
Figura 14. Esquema de trabajo seguido en la tesis.....	165
Figura 15. Esquema de trabajo para el análisis de los parámetros biológicos y de producción de biomasa.	165
Figura 16. Diagrama de muestreo de suelos.....	168
Figura 17. Patrones de muestreo.	168
Figura 18. Cámara de actividad metabólica.	171
Figura 19. Recipiente de la cámara de actividad metabólica.	172

Figura 20. Vista aérea del invernadero obtenida con el visor SIGPAC (MAPAMA).	176
Figura 21. Textura del suelo empleado en el ensayo con pimiento en invernadero.	177
Figura 22. Plano de estructuración del ensayo	179
Figura 23. Efecto del inductor metabólico en los parámetros seleccionados para el estudio del agroecosistema en las etapas iniciales del cultivo	193
Figura 24. Efecto del inductor metabólico sobre distintos parámetros relacionados con el crecimiento y desarrollo de los cultivos	196
Figura 25. Efectos del tratamiento de inducción metabólica sobre la eco-exergía del agroecosistema y previsión de aumento de la producción de biomasa en cultivos.	197
Tabla 16. Estadísticos descriptivos de las variables Respiración basal (en $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ kg suelo}^{-1} \text{ min}^{-1}$) y CO_2 Fijado Trigo (mg por planta) sin diferenciar entre tratamientos.....	198
Tabla 17. Correlación entre Respiración basal y Biomasa de trigo en los ensayos de germinación (CO_2 Fijado Trigo).	199
Tabla 18. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la respiración y la biomasa de trigo (variable dependiente).	199
Figura 26. Regresión lineal CO_2 fijado en trigo vs Respiración basal.	201
Figura 27. Regresión lineal CO_2 fijado en maíz vs Respiración basal.....	204
Figura 28. Regresión lineal Contenido en ADN 7 días después del tratamiento de inducción metabólica vs Velocidad Crecimiento Respiración.....	208
Figura 29. Regresión lineal entre la cantidad de ADN y de materia orgánica en los suelos	214
Figura 30. Tasas de mineralización de nitrógeno (A) y de fósforo (B).....	216
Figura A1. Evolución de la liberación de CO_2 de un suelo agrícola en respuesta a una aplicación de glucosa (1000 μg de glucosa por gramo de suelo).....	286
Figura A2. Histograma de frecuencias de la materia orgánica de los suelos analizados en el presente trabajo.....	292
Figura A3. Diagrama de cajas con los datos de materia orgánica.	293
Figura A4. Distribuciones de los datos de respiración basal de los suelos	303
Figura A5. Distribuciones de los datos de biomasa de maíz.304	
Figura A6. Distribuciones de los datos de biomasa de trigo.....	304

Índice de tablas.

Tabla 1. Límites planetarios propuestos por Rockström <i>et al.</i> , 2009.....	17
Tabla 2. Límites planetarios actualizados por Steffen <i>et al.</i> , 2015.	17
Tabla 3. Aumentos en población, suministro de calorías y producción agrícola.	23
Tabla 4. Usos de los suelos en la Tierra	24
Tabla 5. Balance de uso del Nitrógeno agrícola.....	40
Tabla 6. Balance de uso del Fósforo agrícola.	41
Tabla 7. Resumen del coste de la degradación del suelo.	51
Tabla 8. Diversos estudios que demuestran un aumento en el carbón orgánico del suelo (SOC, del inglés <i>Soil Organic Carbon</i>) bajo conversión a agricultura de conservación.	54
Tabla 9. Principales parámetros fisicoquímicos del suelo.	177
Tabla 10. Características del agua de riego.....	178
Tabla 11. Fertilizantes empleados en el tratamiento testigo.	180
Tabla 12. Fertilizantes empleados en el tratamiento Fertinagro.....	180
Tabla 13. Suplementos nutricionales aplicados al tratamiento testigo.	181
Tabla 14. Suplementos nutricionales aplicados al tratamiento Fertinagro.	181
Tabla 15. Resultados del test ANOVA para evaluar el efecto del tratamiento de inducción metabólica sobre las variables de producción de biomasa en maíz y trigo y sobre la respiración del suelo.	194
Tabla 16. Estadísticos descriptivos de las variables Respiración basal (en $\mu\text{g C-CO}_2$ $\text{kg suelo}^{-1} \text{min}^{-1}$) y CO_2 Fijado Trigo (mg por planta) sin diferenciar entre tratamientos.....	198
Tabla 17. Correlación entre Respiración basal y Biomasa de trigo en los ensayos de germinación (CO_2 Fijado Trigo).	199
Tabla 18. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la respiración y la biomasa de trigo (variable dependiente).	199
Tabla 19. Comparación entre estadísticos descriptivos de las variables Respiración basal ($\mu\text{g C-CO}_2$ $\text{kg suelo}^{-1} \text{min}^{-1}$) y CO_2 Fijado Maíz (mg por planta) sin diferenciar entre tratamientos.	202
Tabla 20. Correlación entre Respiración basal y Biomasa de maíz en fase de crecimiento vegetativo (CO_2 Fijado Maíz).	203
Tabla 21. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la respiración y la biomasa de maíz (variable dependiente).	204

Tabla 22. Estadísticos descriptivos de las variables concentración de ADN 7 días después del tratamiento de inducción metabólica (kg/ha) y velocidad de crecimiento de la respiración bajo el tratamiento de inducción metabólica (h^{-1}).	206
Tabla 23. Correlación entre cantidad de ADN y velocidad de crecimiento de la respiración tras el tratamiento de inducción metabólica.	206
Tabla 24. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la velocidad de crecimiento de la respiración del suelo y el contenido en ADN 7 días después del tratamiento de inducción metabólica (variable dependiente).	207
Tabla 25. Estadísticos descriptivos de las variables contenido en ADN (kg/ha) y contenido en materia orgánica del suelo (%).	211
Tabla 26. Correlación entre el contenido en ADN y materia orgánica de los suelos.	212
Tabla 27. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la cantidad de materia orgánica y de ADN en el suelo (variable dependiente). .	212
Tabla 28. Cálculo del factor de corrección de la mineralización.	216
Tabla 29. Comparación entre la mineralización de N y el N presente en la biomasa vegetal.	217
Tabla 30. Comparación entre la mineralización de P y el P presente en la biomasa vegetal.	217
Tabla 31. Tiempo necesario para mineralizar la cantidad de N equivalente en la biomasa.	218
Tabla 32. Tiempo necesario para mineralizar la cantidad de P equivalente en la biomasa.	218
Tabla 33. Unidades fertilizantes aportadas en cada tratamiento.	221
Tabla 34. Producción final en los distintos tratamientos.	222
Tabla 35. Porcentaje de frutos clasificados en cada una de las categorías de calidad del pimiento California.	223
Tabla 36. Ingresos obtenidos por el agricultor con los distintos tratamientos.	223
Tabla 37. Peso seco postcosecha de la parte aérea y las raíces de las plantas de pimiento.	223
Tabla 38. Contenido en materia orgánica de los suelos bajo los diferentes tratamientos después del ciclo de cultivo	224
Tabla A2. Comparación entre los picos de CO_2 tras la aplicación de glucosa obtenidos en este ensayo y por Anderson y Martens (2013).	287
Tabla A3. Información sobre los tratamientos fitosanitarios aplicados en el ensayo.	288

Tabla A4. Estadísticos obtenidos a partir del parámetro de contenido en materia orgánica de los suelos estudiados.	289
Tabla A5. Test de normalidad de Shapiro-Wilk para los datos de materia orgánica.	294
Tabla A.6. Datos relacionados con el contenido en DNA, respiración y mineralización de nutrientes de los suelos estudiados en este trabajo.	296
Tabla A.7. Parámetros biométricos y fisiológicos determinados en los ensayos realizados con plantas de maíz en este trabajo.	299
Tabla A.8. Parámetros biométricos determinados en los ensayos realizados con plantas de trigo en este trabajo.	301
Tabla A.9. Datos relacionados con las propiedades ecosistémicas de los suelos.	306

Capítulo 1

Introducción a los problemas de sostenibilidad en los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento desde los suelos.

Introducción.

El reto de alimentar a una humanidad cada vez más numerosa y opulenta a partir de los recursos naturales hace evidente la importancia de incrementar la biocapacidad del planeta, por lo que el conocimiento de todo el capital natural y de los flujos de recursos renovables que de él se puedan obtener es indispensable. Actualmente, el desarrollo alcanzado en biología molecular nos permite conocer los ecosistemas naturales a un nivel de detalle impensable hace solo una década. Ello, junto con la ecología de sistemas y la ciencia de sostenibilidad, nos permite generar nuevos métodos de gestión de los agroecosistemas para producir más cantidad de biomasa por hectárea, minimizando al mismo tiempo el impacto sobre el planeta.

En este trabajo, la aplicación de conceptos provenientes de las tres disciplinas citadas (biología molecular, ecología de sistemas y ciencia de sostenibilidad) condensados en una teoría basada en el coste exergético para la evaluación de las prácticas agronómicas sobre los suelos, permite evaluar el impacto en el capital natural de la utilización de elementos fertilizantes, elementos que utilizan en su producción recursos que no son renovables, pero que, de momento, poseen un carácter indispensable para nuestra existencia.

Principios de sostenibilidad.

En los años 70, a raíz de la crisis del petróleo y su influencia sobre la economía, la humanidad comenzó a tomar conciencia de las alteraciones que sus actividades estaban ocasionando en el medio ambiente. Un libro impulsado por el club de Roma, llamado los límites al crecimiento (Donella *et al.*, 1972), provocó intensos debates acerca de nuestra forma de gestionar los recursos naturales y sus posibles consecuencias. El concepto de desarrollo sostenible se incubó en estos debates y terminó siendo definido en la comisión Brundtland como el desarrollo que cumple con las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones de realizar lo mismo. Desde entonces, el concepto de sostenibilidad ha ido matizándose y evolucionando hasta entrar en el siglo XXI, que algunos autores catalogan como la edad del desarrollo sostenible (Sachs, 2015). Hoy en día, el concepto más extendido es que la

Capítulo 1

sostenibilidad promueve el bienestar humano, actual y futuro, a través del desarrollo económico y social y de la protección de la naturaleza. Resulta, por lo tanto, fundamental incidir en que el concepto de sostenibilidad se basa en el equilibrio entre el progreso económico, la justicia social y la responsabilidad ambiental (Ayers, 2017). De hecho, este último enfoque de bienestar humano es el que ha adoptado las Naciones Unidas para establecer los 17 objetivos de desarrollo sostenible, una serie de directrices que deben servir a las sociedades como guía para conseguir mejorar la vida de toda la humanidad de manera sostenible (United Nations, 2015).

La mayor evolución en la idea de desarrollo sostenible ha consistido en la sustitución del concepto de “necesidades humanas” por el más amplio de “bienestar humano”. El bienestar humano se mide mediante el índice de desarrollo humano, que tiene en cuenta aspectos como riqueza, salud, educación, gobernanza, etc. Así pues, el objetivo de la sostenibilidad es maximizar el bienestar humano en los tres aspectos de la sostenibilidad (económico, social y natural) y, para evaluar el grado de consecución de dicho objetivo, se debe calcular de manera constante la cantidad de capital económico, social y natural del que disfruta la humanidad, analizando su evolución y perspectiva para las generaciones futuras.

Para alcanzar la sostenibilidad, es necesario equilibrar la velocidad de consumo con la capacidad de producción del capital, es decir, igualar la oferta con la demanda. En la medida en que aumente la cantidad de capital de los tres tipos aumentaremos la resiliencia del desarrollo sostenible, dotando de capacidad al sistema para mantenerse inalterado ante perturbaciones externas. Dado que el capital hace referencia al stock de recursos, se requiere del estudio del flujo de estos recursos (entradas y salidas) para determinar si el capital y resiliencia de las sociedades humanas aumenta, y por tanto es más sostenible, o disminuye, lo que podría dar lugar a situaciones insostenibles y poner en riesgo de colapso la civilización.

Los recursos que conforman el capital sostenible pueden ser de dos tipos:

- Renovables. Aquellos que pueden ser regenerados por los procesos naturales del planeta.

- No renovables. Aquellos cuya velocidad de reposición a escala temporal humana es tan lenta que prácticamente son fijos y no percibimos su velocidad de regeneración.

Aunque esta separación es clara, los recursos renovables pueden ser tan escasos como los no renovables si su consumo supera con mucho su velocidad de renovación. Los recursos renovables se ven limitados en la velocidad de su uso, mientras que los no renovables se ven limitados por su stock.

Haciendo una analogía con el mundo financiero, consumiendo únicamente solo el interés que proporciona un capital estaremos en disposición de ejercer un uso sostenible, no obstante, si consumimos parte del principal estaremos poniendo en riesgo la capacidad de generar intereses, con lo que disminuirá la generación de estos, pudiendo provocar el colapso de nuestra salud financiera. Es, por lo tanto, imprescindible determinar las capacidades de renovación de los recursos para conseguir mantener el capital en un nivel aceptable y tener capacidad de resiliencia ante perturbaciones externas.

La regulación de los capitales para la sostenibilidad de los sistemas da paso a las leyes de sostenibilidad para el uso de los recursos (Daly, 1990):

1. La velocidad de uso de un recurso renovable no puede ser mayor que la velocidad de regeneración del mismo.
2. La velocidad de uso de un recurso no renovable debe ser aquella a la cual este podría ser sustituido por un recurso renovable a una velocidad de consumo sostenible.
3. La velocidad de emisión de un residuo debe equipararse a la velocidad a la que este puede ser reciclado, absorbido o reprocesado en el ecosistema en que ha sido emitido.

A lo largo de la historia hay numerosos ejemplos de vulneración de esas leyes con resultados catastróficos que van desde la caída de civilizaciones antiguas (Diamond, 2005) , hasta episodios de contaminación como la niebla de Londres de 1952, donde en 5 días de contaminación murieron, según las cifras más recientes, hasta 12.000 personas como consecuencia de la emisión de aerosoles de sulfatos producidos por oxidación de SO₂ (Wang *et al.*, 2016).

Conceptos de capital natural.

Según Costanza (Costanza *et al.*, 1998) un capital es un stock de materiales o de información que existe en un momento determinado en el tiempo. El uso del stock de capital natural puede, de forma autónoma o combinada con otros capitales (económico o social), dar lugar a un flujo de servicios (bienes o funciones) que pueden utilizarse para transformar materiales y potenciar el bienestar humano. El uso que los humanos hacemos de este flujo de servicios puede dejar el capital natural intacto, reducido o incrementado. Algunos ejemplos concretos de lo que se identifica como capital son:

- Capital natural. Suelo, árboles, minerales, ríos y ecosistemas.
- Capital económico. Edificios, máquinas, fábricas y dinero.
- Capital social. Seres humanos, instituciones, escuelas, cultura y redes sociales.

Las interacciones entre los capitales dan lugar a dos corrientes de pensamiento en sostenibilidad:

- Sostenibilidad débil. Los capitales son intercambiables, por ejemplo, un capital natural como el suelo puede ser intercambiado por un capital económico como una depuradora.
- Sostenibilidad fuerte. Los capitales no son intercambiables. Perder una especie animal no es sustituible por ningún otro tipo de elemento físico ni inmaterial.

El capital natural proporciona diferentes servicios, funciones y bienes (recursos renovables o no renovables), que fueron recopilados en la evaluación de los ecosistemas del milenio (Cropper *et al.*, 2005) y agrupados en 4 grandes grupos:

- Servicios Ecosistémicos de aprovisionamiento:
 - Alimentación.
 - Agua dulce.
 - Madera y fibra.
 - Combustible.
- Servicios Ecosistémicos de Regulación.

- Regulación del clima.
 - Regulación de inundaciones.
 - Regulación de enfermedades.
 - Purificación de agua.
 - Purificación de aire.
 - Capacidad de amortiguación de perturbaciones.
- Servicios Ecosistémicos de apoyo.
 - Ciclos biogeoquímicos de nutrientes.
 - Formación del suelo.
 - Producción primaria neta.
 - Conservación de la diversidad genética.
 - Hábitat para especies.
 - Absorción de residuos.
- Servicios Ecosistémicos culturales.
 - Estéticos.
 - Espirituales.
 - Educativos.
 - Recreativos.

En su estudio, Costanza calcula el coste que supondría sustituir los servicios que proporciona el capital natural por capital económico, llegando a la conclusión de que tendría un coste de 1,8 veces el producto bruto global mundial (que a precio de 1997 suponía 33 billones de dólares). Posteriormente, el mismo autor ha actualizado estos datos (Costanza *et al.*, 2014), calculando un coste de 125 billones de dólares al año, lo que supone un descenso de 20 billones de dólares al año después de deflactar los valores. En cualquier caso, el autor supone en su trabajo una sostenibilidad débil, argumento discutible, especialmente si tenemos en cuenta que muchos de los servicios se realizan desde un mismo capital natural como son los suelos (Figura 1), los cuales realizan varias funciones (Adhikari y Hartemink, 2016; Baveye *et al.*, 2016; Powlson *et al.*, 2011; Stavi *et al.*, 2016).



Figura 1. Diagrama esquemático de las funciones de los suelos. El diagrama es parte de una infografía sobre las funciones de los suelos realizado por la FAO con el subtítulo “Los suelos aportan servicios ecosistémicos que permiten la vida en la tierra” (adaptado de <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/284478/>).

Toda valoración económica al respecto de los servicios ecosistémicos supone una concepción de sostenibilidad débil, que con el conocimiento y la tecnología actual dista mucho de ser realizable. Sin embargo, dicha valoración económica es una referencia imprescindible si queremos aplicar políticas de conservación a partir del capital económico, ya que nuestros recursos son limitados y deberemos priorizar su utilización. Por lo tanto, según los conceptos que hemos citado en el apartado anterior (principios de sostenibilidad), estos servicios (bienes o funciones) deberían ser regulados por la disponibilidad sostenible de sus flujos, siendo necesaria la determinación los flujos demandados y la biocapacidad (o capacidad de regeneración) para valorar los cambios en el capital natural.

En nuestro trabajo nos centraremos principalmente en los suelos como capital natural y los flujos que de ellos obtenemos como proveedores de servicios ecosistémicos.

Desde el punto de vista de capital natural, el suelo es un recurso no renovable a efectos prácticos. Según la definición utilizada en la Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos de España (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009):

“Es el hábitat que sustenta y soporta a las plantas y a la multitud de organismos que conviven con ellas. También es el almacén del que extraen agua, el aire y los nutrientes que necesitan para su desarrollo”.

El suelo es un hábitat que se forma por los efectos del clima, los organismos vivos, el relieve, la roca madre y el tiempo de interacción de estos factores entre sí. La velocidad de formación de los suelos según algunos autores oscila entre los 0,76 cm al año para rocas volcánicas hasta 0,0013 cm/año para oxisoles en África (Osman, 2013), mientras que en otros trabajos se sitúa la tasa de formación en rangos de entre 0,005 y 0,008 cm/año (Montgomery, 2007b). La velocidad de erosión del suelo, dependiendo de la gestión agronómica del mismo, puede ser de hasta 0,15 cm al año, es decir, en determinadas ocasiones en un solo año se consume el trabajo realizado por las fuerzas de la naturaleza en más de 100. Por lo tanto, el suelo se puede considerar un recurso no renovable (Daly, 1990). Para que se pueda considerar que un recurso no renovable tiene un flujo sostenible debemos estudiar la posibilidad de la existencia de un recurso renovable sustituto y reservar una parte del ingreso del consumo del recurso no renovable en invertir en el capital natural que proporciona este recurso renovable, pero ¿cuál es el sustituto para el suelo?

Capital natural y transformaciones.

El capital natural es el activo del que extraemos bienes o funciones (recursos) y que utilizamos para realizar transformaciones sobre materiales o sus disposiciones. El intercambio entre el capital natural y las sociedades humanas sigue las leyes de la naturaleza, que como seres racionales hemos intentado describir con mayor o menor éxito a lo largo de nuestra existencia a través de la

Capítulo 1

observación de sucesos. En gran medida, las leyes de la naturaleza nos permiten explicar los fenómenos naturales y realizar predicciones acerca de cómo el sistema físico que nos rodea reaccionará a las perturbaciones para, de este modo, sacar provecho en forma de bienestar.

Un ecosistema es un conjunto de elementos interconectados en una determinada área y tiempo, por lo que se puede definir una región concreta como objeto de nuestro estudio. Si podemos realizar predicciones cuantitativas sobre cómo se transformará nuestro objeto de estudio, conoceremos los beneficios que obtendremos de nuestro capital natural y si este mantendrá intacta su capacidad de regeneración para proporcionarnos el flujo de recursos renovables que deseamos. La capacidad de transformación se relaciona de forma muy cercana con la idea de energía, y los flujos de la misma (o de capacidad de transformación) se estudian en una rama de la física que se denomina termodinámica.

El planeta que habitamos se puede considerar termodinámicamente un sistema cerrado, donde se intercambia energía de forma continua, pero apenas materia (solo meteoritos), por lo que la simplificación puede darse como válida. Por lo tanto, los mismos átomos que formaron la Tierra hace 4,6 billones de años permanecen en el planeta y los ciclos, asociaciones y recirculaciones en los que han participado son consustanciales al planeta desde su origen. No obstante, pese a tratarse de los mismos elementos químicos, la forma en que los átomos se combinan es dinámica y depende en última instancia de la energía solar que incide en el planeta. Es precisamente la energía solar, la responsable de que el sistema del planeta Tierra sea cerrado y no aislado, ya que entre el planeta y el espacio existe intercambio energético.

Una parte de la energía solar que ha llegado al planeta se ha almacenado gracias a la fotosíntesis en forma de energía química, ya sea en forma de biomasa o en forma de recursos fósiles (Ringsmuth *et al.*, 2016). La energía almacenada en los enlaces químicos de la biomasa o de los recursos fósiles, que de manera espontánea provoca transformaciones en nuestro entorno, forma una parte fundamental de nuestro capital natural y podemos utilizarla de deliberadamente para realizar transformaciones en nuestro entorno.

Esta es la herencia que poseemos en forma de riqueza natural y que se ha originado en la escala temporal geológica, por lo que las consecuencias de la utilización de este capital o de los flujos que se derivan de él de una forma no sostenible adquieren unas dimensiones extraordinarias. Solo en el año 2010, consumimos en el planeta los combustibles fósiles que la Tierra tardó 500 años en formar a partir de la energía electromagnética almacenada en forma de biomasa (Ringsmuth *et al.*, 2016).

Las transformaciones de nuestro entorno observables y analizables estadísticamente se atienen a las conocidas como leyes de la termodinámica y permiten conocer lo que puede suceder con una mayor probabilidad. La primera ley nos recuerda que toda la energía de un sistema ya está presente, que no podemos crearla de la nada. La segunda ley nos recuerda que no todo es posible, que las transformaciones que ocurren de manera espontánea tienden a disminuir la capacidad de transformación de las formas en las que nos encontramos la energía solar almacenada.

Una sencilla clasificación de las formas en la que los elementos químicos se encuentran almacenados en la tierra es:

- Formas minerales (materia abiótica)
- Formas vivas (materia biótica).

El real diccionario de la lengua española define la vida como “*fuerza o actividad esencial mediante la que obra el ser que la posee*” o en su segunda acepción “*energía de los seres orgánicos*”. En la definición de vida aparecen, por lo tanto, conceptos como fuerza y energía, es decir, se hace referencia al concepto de transformación. Es la cualidad de transformación de las formas materiales vivas la que les permite disponer de la capacidad de evolucionar, adaptarse al medio, desarrollarse y reproducirse. Precisamente, a la capacidad de cambio que poseen los seres vivos es lo que los antiguos griegos llamaron *metabolismo*. Se observa que los seres vivos tienen 3 características recurrentes:

- Una membrana que protege el interior del ser vivo del exterior.
- Unos órganos donde se producen los cambios metabólicos.
- Material genético para la perdurabilidad temporal del ser vivo.

Capítulo 1

Todas estas estructuras que son consustanciales a la vida necesitan elementos químicos que obtienen del entorno para configurarse y realizar sus funciones. En última instancia esto es lo que distingue a los seres vivos de los minerales: la capacidad de acelerar los cambios en sí mismos y en el entorno. Según el concepto de metabolismo de los antiguos griegos, todo sistema con capacidad de cambiar, desde el nivel celular hasta el planetario, se consideraría que posee metabolismo. Sin embargo, la evolución del término ha hecho que únicamente se aplique a los seres vivos, que son capaces de adaptarse, desarrollarse y reproducirse en su entorno.

Podría interpretarse que el mantenimiento de una diferencia por parte de los seres vivos (organización de su metabolismo y estructura) frente al entorno contradice la segunda ley universal de la termodinámica. Sin embargo, lo que hacen los seres vivos es mantener su diferencia acelerando que todo el entorno se equilibre de forma más rápida, es decir, acelera también las transformaciones en el entorno. Según esta idea, la teleología de la vida es mantener su orden a costa de transformar su entorno, tal y como expresó Jacques Monod en su libro *El azar y la necesidad*.

Todas las transformaciones que realizan las formas vivas, tanto en sí mismas como en el entorno, generan flujos de energía y materiales. En el caso de los materiales, al tratarse la Tierra de un sistema cerrado, estos se reciclan de forma interna al sistema, razón por la que se hace referencia a ciclos biogeoquímicos de los materiales o átomos. No obstante, en el caso de la capacidad de transformación (energía) el sistema es no aislado, ya que se intercambia con el universo, captando energía solar y disipando energía electromagnética en longitud de onda infrarroja hacia el espacio exterior.

Gracias a la energía que ha incidido sobre ella desde su origen geológico, la Tierra se ha constituido como ecosistema y ha evolucionado con las leyes que la ecología de sistemas define (Fath *et al.*, 2004).

El estudio de la estructura y funcionamiento del ecosistema terrestre nos permite determinar los servicios ecosistémicos que se pueden obtener del capital natural y analizar su evolución, ya que un ecosistema puede crecer, desarrollarse o colapsar (Jørgensen *et al.*, 2016).

Se entiende por crecimiento de un ecosistema el incremento cuantitativo de una medida concreta, mientras que en el caso del desarrollo es el cambio cualitativo que ocurre en conceptos como organización o información. Mediante el desarrollo de la teoría de la información se intenta que los aspectos cualitativos sean cuantificables y pasen, por lo tanto, a ser cuantitativos. Según Jørgensen, el crecimiento de los ecosistemas tiene 3 etapas:

- Incremento de biomasa en el ecosistema. Este es un crecimiento estructural y suele ser reflejado en un incremento en la cantidad, número y tamaño de los elementos del ecosistema. Suele iniciarse con la aparición de organismos autótrofos (por ejemplo, los fotosintéticos).
- Incremento de las redes de interacción entre los elementos. Se aumenta la conectividad entre los individuos del sistema, de forma que crecen las transacciones de materia y energía originando una mayor recirculación y reciclado de los componentes básicos, por lo que el aprovechamiento de los recursos del entorno por parte de los ecosistemas es más eficiente.
- Incremento de la información. Se trata de fijar los comportamientos y rasgos más eficientes o resilientes de los distintos compartimentos o individuos del ecosistema. Aquí entra en juego la información genética, que es el resultado de las adaptaciones más eficientes en el aprovechamiento de los recursos que proporciona el entorno.

Cuando analizamos la sostenibilidad de nuestros sistemas económicos desde el triple punto de vista de progreso económico, igualdad social y respeto medioambiental, estamos analizando nuestro ecosistema desde dentro, por lo que fijamos nuestra atención en los flujos que nos llegan a nuestro nodo como individuos del ecosistema. Manejamos los flujos para que estos sean suficientes para mantener o incrementar el desarrollo de nuestro capital económico (stocks económicos), nuestro capital social (instituciones y redes sociales para intercambios entre nosotros) y capital natural (asegurar que no perjudicamos a los flujos futuros). La visión del ecosistema desde lo que llega a nuestro nodo particular y la necesidad de incrementar nuestros capitales se encuentra estrechamente relacionada con el concepto de biocapacidad del ecosistema o la capacidad de carga ecosistémica (Wackernagel y Rees, 1996), que se define como:

“La máxima población de una determinada especie que puede ser mantenida en una determinada área sin que esta reduzca su capacidad de mantener la misma especie en el futuro”

Biocapacidad y límites del planeta.

Un intento de cuantificación de la máxima biocapacidad o carga ecosistémica se desarrolló en el modelo ImPACT (Waggoner y Ausubel, 2002). En él se tiene en cuenta el flujo que se demanda desde el capital natural con el objetivo de comprobar si este es sostenible y, por lo tanto, está dentro de la capacidad de carga del planeta. Para calcular el impacto de la población humana sobre el capital natural de un ecosistema se emplea la siguiente fórmula:

$$I = P \times A \times C \times T$$

- I. Impacto ambiental que queremos medir del flujo que intercambiamos. Ej. Emisiones de CO₂
- P. Población en una determinada área. Ej. Personas que habitan España.
- A. Es la opulencia, medida como el producto interior bruto per cápita. Ej. P.I.B per cápita España.
- C. Intensidad de uso de un recurso por unidad de opulencia. Ej. Consumo de electricidad por euro de P.I.B.
- T. Tecnología. Impacto por unidad consumida, da una idea de la eficiencia que tiene la tecnología actual. Ej. Emisión de CO₂ por kWh.

Con este modelo se determina si el impacto ambiental de una actividad humana está dentro de la capacidad de carga ecológica de la región implicada y, por lo tanto, es posible medir su sostenibilidad. Lógicamente, esto supone una simplificación ya que la relación matemática entre los diferentes factores es más compleja, pero permite conocer las variables más influyentes en los impactos ambientales que ejercemos sobre nuestro capital natural.

Otro indicador del impacto humano sobre el medio ambiente fue desarrollado en el trabajo de Wackernagel, en el que se describe el cálculo para la huella ecológica (Wackernagel y Rees, 1996):

$$\text{Huella Ecológica (ha)} = \text{habitantes} \times \frac{\text{euros}}{\text{persona}} \times \frac{\text{recursos}}{\text{euro}} \times \frac{\text{hectareas}}{\text{recursos}}$$

En el mismo trabajo se define un concepto importante como es el de la productividad biológica:

“La capacidad de la naturaleza para reproducirse y regenerarse y por lo tanto para acumular biomasa. Siendo la biomasa la cantidad de materia orgánica viva de un ecosistema”

Obviamente, la productividad biológica y la biocapacidad no son magnitudes estáticas, sino que cambian con el tiempo debido a diferentes perturbaciones, si el sistema no es resiliente, o a la degradación (pérdida de capital natural por uso no sostenible de flujos de recursos).

La biocapacidad del planeta viene definida por la productividad primaria neta en el mismo, y esta hace referencia a la producción de biomasa en un determinado período de tiempo. La productividad primaria neta determina la cantidad de energía solar almacenada por unidad de tiempo y, por lo tanto, indica la capacidad de transformación de la que disponemos en la tierra para hacer las transformaciones (energéticas y materiales) necesarias para la humanidad de forma sostenible. Esta productividad podría disminuir o aumentar en función de varios factores y, por lo tanto, es un servicio ecosistémico clave para evaluar los límites de seguridad del planeta (Rockström *et al.*, 2009), que son una serie de propiedades físicas medibles en nuestro planeta, y que definen el estado físico donde podemos asegurar que los servicios ecosistémicos disfrutados oscilan en los rangos conocidos a lo largo de nuestra historia.

La relación entre huella ecológica (impacto) y la biocapacidad del planeta nos da el número de planetas, con las mismas características que la Tierra, que necesitaríamos para obtener los flujos de materiales y energía del ecosistema de manera sostenible. En 2018, necesitábamos 1,68 veces la biocapacidad del planeta Tierra para proporcionar los recursos de materiales y energía y para absorber los residuos que generamos. Esta es una clara vulneración de la ley de sostenibilidad de recursos renovables. Ya comenzamos a exceder la biocapacidad del planeta a principios de la década de 1970, momento a partir

Capítulo 1

del cual comenzamos a vivir del capital natural y de los flujos no renovables, quedando en una situación de disminución del capital natural.

No obstante, la perturbación de nuestro entorno ha estado sucediendo desde la revolución industrial con mucha intensidad, aunque algunos autores citan que comenzó con la agricultura o incluso antes, con el descubrimiento del fuego (Ruddiman et al., 2016). Es tal la influencia humana sobre el planeta en la actualidad, que se ha acuñado el término Antropoceno para describir la época geológica que puede suceder al Holoceno, siendo este último la época actual donde los seres humanos hemos disfrutado de los servicios ecosistémicos. Este cambio de era en la Tierra nos lleva a terrenos inexplorados, donde la naturaleza puede sufrir cambios bruscos que dificulten o eviten el desarrollo humano (Rockström et al., 2009). Sin embargo, que la humanidad se mantenga en el Holoceno nos haría permanecer en un entorno seguro, lo que, según diversos autores, seguirá siendo así en tanto en cuanto nuestro impacto sobre determinados indicadores del capital natural no supere los límites (Steffen et al., 2015). Estos indicadores son:

- Cambio climático.
- Velocidad de pérdida de biodiversidad.
- Ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y fósforo.
- Pérdida del ozono estratosférico.
- Acidificación del océano.
- Uso del agua dulce.
- Polución química.
- Carga atmosférica de aerosoles.

Estas son las variables o factores que marcan un umbral de no retorno en cuanto al daño infringido a la biocapacidad del planeta. Por lo tanto, el evitar que se sobrepasen los umbrales definidos como críticos es parte de la agenda de los objetivos de desarrollo del milenio. La primera definición de los límites del planeta fue en 2009 (Tabla 1; Rockström et al., 2009).

Tabla 1. Límites planetarios propuestos por Rockström *et al.*, 2009. En rojo se indican los límites que ya han sido cruzados.

Límites planetarios				
Procesos del sistema planeta Tierra	Parámetros	Límite propuesto	Estado actual	Valor preindustrial
Cambio climático	Concentración de CO2 atmosférico (ppm)	350	387	280
	Cambios en el forzamiento radiativo (W/m2)	1	1,5	0
Tasa de pérdida de biodiversidad	Tasa de extinción (número de especies por millón de especies y año)	10	>100	0,1 - 1
Ciclo del nitrógeno	Cantidad de N2 extraído de la atmósfera para uso humano (millones de t por año)	35	121	0
Ciclo del fósforo	Cantidad de P fluyendo a los océanos (millones de t por año)	11	8,5 - 9,5	-1
Reducción del ozono atmosférico	Concentración de ozono (unidades Dobson)	276	283	290
Acidificación de los océanos	Estado global medio de saturación de aragonita en la superficie de agua marina	2,75	2,90	3,44
Uso de agua dulce	Consumo de agua dulce por los humanos (km3 por año)	4.000	2.600	415
Cambio en el manejo del suelo	Porcentaje de tierras convertidas a uso agrícola	15	11,7	Bajo
Carga de aerosoles atmosférica	Concentración total de partículas en la atmósfera, por regiones	Por determinar		
Contaminación química	Por ejemplo, la cantidad emitida o la concentración persistente de contaminantes orgánicos, plásticos, disruptores endocrinos, metales pesados y residuos nucleares en el ambiente o sus efectos en el ecosistema y en el funcionamiento de la Tierra	Por determinar		

No obstante, existe una última actualización de los límites, que se realizó en 2015 (Tabla 2; Steffen *et al.*, 2015).

Tabla 2. Límites planetarios actualizados por Steffen *et al.*, 2015.

Límites planetarios				
Procesos del sistema planeta Tierra	Parámetros	Límite propuesto	Estado actual	Valor preindustrial
Cambio climático	Concentración de CO2 atmosférico (ppm)	350	397	280
	Cambios en el forzamiento radiativo (W/m2)	1	2,3	0
Cambios en la integridad de la biosfera	Tasa de extinción (número de especies por millón de especies y año)	10	100 - 1.000	0,1 - 1
	Diversidad funcional (Índice de integridad de la biodiversidad, %)	90	84	Bajo
Ciclo del nitrógeno	Cantidad de N2 extraído de la atmósfera para uso humano (millones de t por año)	62 - 82	150	0
Ciclo del fósforo	Cantidad de P fluyendo a los océanos (millones de t por año)	11	22	-1
Reducción del ozono atmosférico	Concentración de ozono (unidades Dobson)	276	200	290
Acidificación de los océanos	Concentración de carbonato, estado global medio de saturación de aragonita en la superficie de agua marina	≥80	84	100
Uso de agua dulce	Consumo de agua dulce por los humanos (km3 por año)	4.000	2.600	415
Cambio en el manejo del suelo	Porcentaje de área forestal respecto a la cubierta original	75	62	Bajo

Capítulo 1

En los últimos años, la situación no ha ido a mejor. El aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera ha llegado a los 400 ppm, superando este límite en 2018, y los indicadores de los ciclos de nitrógeno y fósforo siguen aumentando por el mayor uso de fertilizantes a unas tasas de entre el 2 y el 3% anual.

En general, estos límites son conocidos y objeto de seguimiento, pero el más conocido y el que más preocupa a la sociedad es el cambio climático. De hecho, esta preocupación está impulsando la economía descarbonizada y la sustitución de recursos no renovables (combustibles fósiles) por otros renovables (biomasa), dando lugar a una nueva bioeconomía (Bioeconomía 2.0). En la bioeconomía 2.0, nuestro principal desafío como sociedad será asegurar la sostenibilidad de la producción de biomasa como recurso renovable, sin ejercer un impacto en el capital natural del suelo que supere su capacidad de resiliencia y sin traspasar el mantenimiento de este capital a otros recursos no renovables (como es la utilización de flujos de energía y materiales no renovables para mantener la fertilidad de los suelos).

No obstante, tal y como postula Patten (Patten, 2013), la necesidad de mantener o incrementar la sostenibilidad de nuestras sociedades debe ser vista desde una relación holística con todo el ecosistema y no solo con nuestra visión de compartimento o nodo. Para ello, la relación entre la sostenibilidad y la ecología de sistemas debe, además de revisar los flujos de capital y mejorar su aprovechamiento, tener en cuenta todos los efectos indirectos y los ciclos que nos ofrecen los sistemas complejos, aumentando la sinergia entre los componentes y consiguiendo un mayor desarrollo de los ecosistemas.

En este primer capítulo del trabajo revisaremos la visión antropogénica de los flujos de servicios ecosistémicos, mientras que en el segundo nos centraremos en un sistema más restringido como es el suelo.

Evaluación y evolución de la demanda de recursos basados en Biomasa.

Dentro de los servicios ecosistémicos que el capital natural nos proporciona, el grupo de servicios de aprovisionamiento es el más evidente y el primero que fue

valorado por la humanidad (Figura 2). La posibilidad de obtener alimento, materiales, agua y energía, fundamentalmente a partir de los ecosistemas generados en torno a los suelos, fueron reconocidos desde un principio y valorados a tal efecto (Baveye *et al.*, 2016).

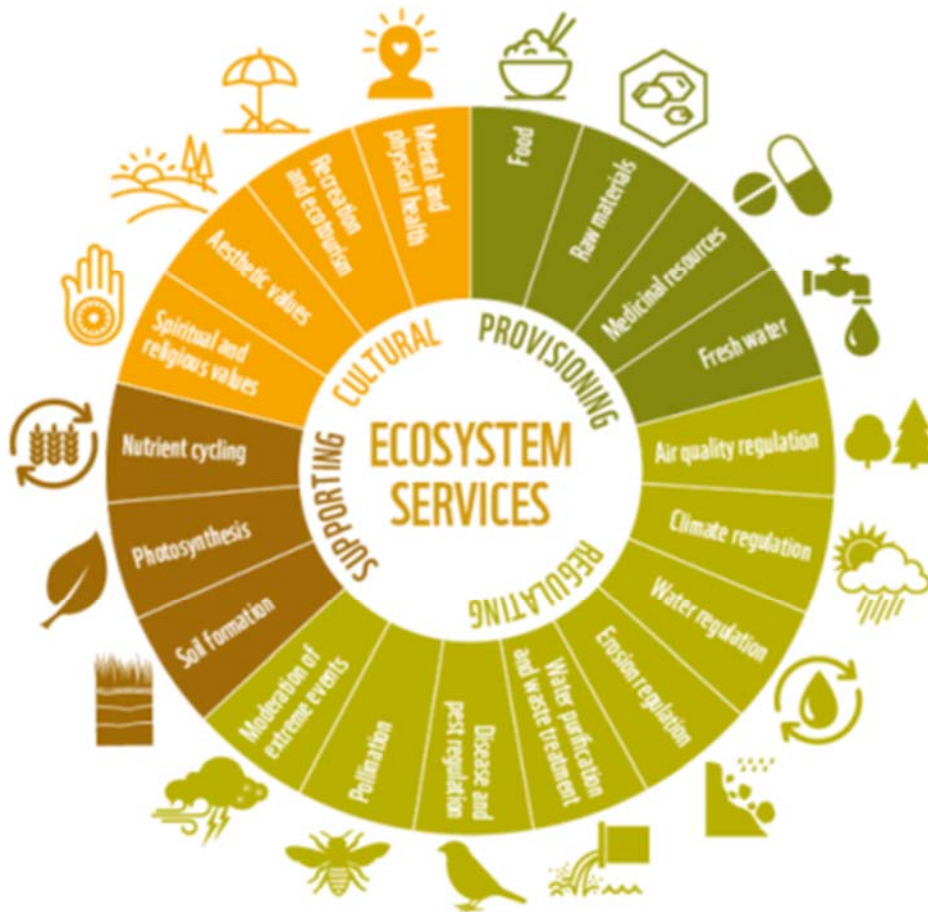


Figura 2. Servicios ecosistémicos. Obtenido de *Living Planet Report*, WWF (2016).

Nuestro primer acercamiento será comprobar la demanda de servicios de aprovisionamiento que nos proporcionan los suelos, como parte fundamental del capital natural del planeta, concretamente en cuanto al aprovisionamiento de biomasa o productividad biológica. El requerimiento de biomasa prioritario es el de nuestros sistemas de alimentación, puesto que los alimentos nos proporcionan los elementos indispensables para nuestro metabolismo. Asimismo, debe tenerse en cuenta que los sistemas de alimentación evolucionan respecto a las dietas y que se requieren más recursos renovables para la sustitución de recursos fósiles.

Capítulo 1

Por lo tanto, para comprobar la sostenibilidad del impacto relacionado con la actividad humana, debemos determinar cuál es el flujo de recursos renovables se consume actualmente y compararlo con la biocapacidad del sistema.

Los mismos autores del modelo ImPACT estudiaron su aplicación para valorar la biocapacidad de los ecosistemas en cuanto a la alimentación (Ausubel *et al.*, 2013). En el citado trabajo la aplicación del modelo se realiza teniendo en cuenta los siguientes factores:

- Im. Tierras de cultivo necesarias, teniendo en cuenta también los cultivos permanentes como frutales y los pastos para alimentar criados para alimentación. En ha.
- P. Población mundial en número de habitantes.
- A. Producto interior bruto per cápita. En GDP por habitante.
- C1. Consumo en kcal/GDP. Aumento de calorías ingeridas debido al aumento de la riqueza del país.
- C2. Consumo en Cultivo necesario indexado/kcal. Es la conocida como la transición en la dieta, que depende de los diversos umbrales de riqueza que atraviesan los países durante su desarrollo. En un primer momento, las sociedades en vías de desarrollo van aumentando el consumo de proteína animal y en un segundo estadio se incrementa el consumo de calorías vacías como azúcares, alcohol, etc. (Kearney, 2010; Popkin, 2017). Por lo tanto, aquí se tiene en cuenta la cantidad de cultivo destinado a usos que no son consumo directo para alimentación como la producción de biomasa, fibras y alimentación animal. El destino de la productividad neta primaria o productividad biológica es donde más afectará la biomasa utilizada para la nueva bioeconomía. Lo que ocurrirá de dos formas:
 - Si destinamos producción de forma directa a un uso no alimentario, aumentará el impacto sobre el ecosistema y, proporcionalmente, el parámetro C2. Para compensarlo, deberemos aumentar las tierras cultivables o disminuir otro factor de la ecuación.
 - Si utilizamos residuos o subproductos vegetales este término no se modificará y, por consiguiente, la bioeconomía 2.0 no entrará en conflicto con los sistemas de producción agrícola.

- T. Tecnología en hectáreas necesarias/Cultivo necesario indexado. Este índice marca la productividad por cada hectárea de cultivo destinada a la alimentación, siendo indicador de la sostenibilidad agrícola.

Por lo tanto, estos factores son los que definen la cantidad necesaria de hectáreas dedicadas para los servicios de aprovisionamiento de los suelos. La variación anual de estos factores desde los años 60 hasta principios de los 2000 se muestra en la Figura 3.

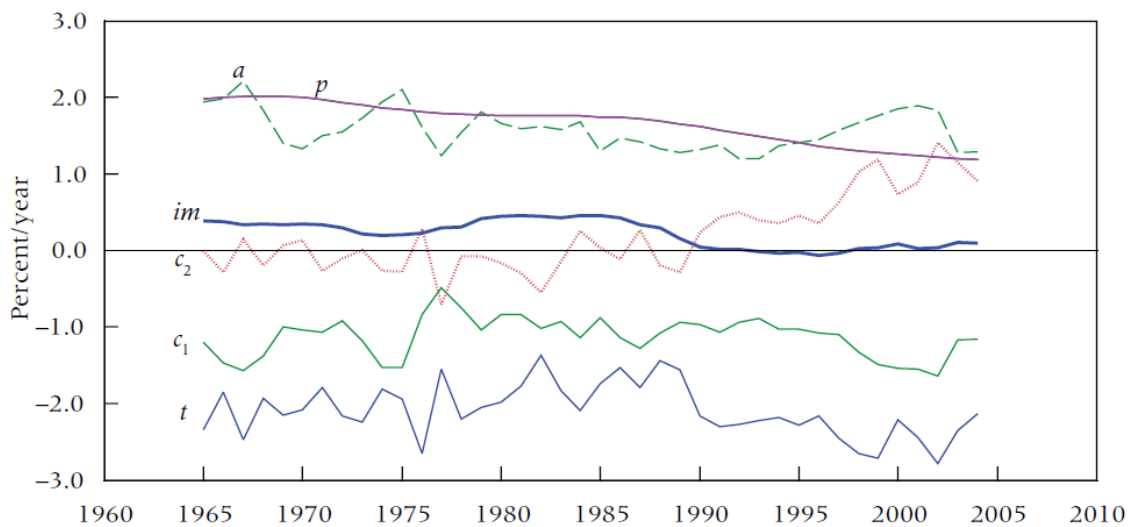


Figura 3. Variación anual de los factores IMPACT en las tierras de cultivo a nivel global. La línea gruesa *im* (impacto) es la suma de las otras 5. La población (*p*) y la riqueza per cápita (*a*) aumentan el impacto, mientras que la tecnología (*t*) lo baja y el comportamiento de los consumidores (*c*) puede subirlo o bajarlo. Cuando el valor de la línea de impacto baja de cero, indica que las tierras de cultivo son liberadas para otros usos. Obtenido de Ausubel *et al.*, 2013.

En el gráfico se observan las tendencias de los factores de sostenibilidad de la alimentación:

- *Im*. La cantidad de hectáreas necesarias para la alimentación humana fue aumentando hasta aproximadamente los años 1990, donde se ha mantenido constante hasta la fecha.
- *p*. La población mundial ha seguido aumentando, aunque a partir de los años 70 el crecimiento se ha ralentizado.
- *a*. La producción mundial ha ido aumentando de una forma más irregular y, a partir de la segunda parte de la década de los 90, aumenta más que la población mundial.

Capítulo 1

- c2. El aumento desde los 90 de los usos indirectos de los cultivos agrícolas, bien para alimentación animal o bien para materiales o combustibles, ha aumentado considerablemente.
- t. La tecnología aumenta la productividad por hectárea, por lo tanto, disminuye la necesidad de superficie para la misma cantidad de producción agrícola.

En general, gracias a los aumentos de la tecnología agrícola, se han mantenido constantes las hectáreas de suelo dedicadas a nivel mundial a la alimentación, minimizando el efecto de los factores relacionados con la dieta, población y riqueza. También debe apuntarse que el uso de los cultivos para fines no alimentarios como la producción de biocombustibles puede ser causa de conflictos políticos. Podemos recordar episodios históricos recientes como la primavera árabe donde el aumento del uso de biocombustibles junto con un período de malas condiciones climáticas produjo inestabilidades políticas que aún hoy en día tienen consecuencias (Mohamed, 2014).

En este punto resulta lógico hacerse las siguientes cuestiones: si la tendencia actual continua, ¿podrá la tecnología aumentar la eficiencia agrícola lo suficiente como para conseguir mantener constante la cantidad de tierra que necesitamos para la alimentación? ¿O deberemos revisar los otros factores para minimizar las hectáreas de cultivo? En el siguiente apartado analizamos las tendencias históricas y las proyecciones futuras para comprobar si el impacto actual supera el flujo de recursos renovables y, por lo tanto, su sostenibilidad.

[Proyección de necesidades de biomasa para alimentación.](#)

Los factores expuestos anteriormente explican la tendencia histórica para los próximos años, como puede verse en el trabajo desarrollado por la FAO que sirve para señalar las tendencias de la agricultura en las próximas décadas (Tabla 3; Alexandratos y Bruinsma, 2012):

Tabla 3. Aumentos en población, suministro de calorías y producción agrícola (obtenido de Alexandratos y Bruinsma, 2012).

	Unidad	1961/1963	2005/2007	2030	2050
Mundo					
Población#	millones de personas	3.133	6.569	8.276	9.111
Suministro diario de energía	kcal/persona/día	2.231	2.772	2.960	3.070
Producción total*	index (2005/2007=100)	37	100	138	160
Cereales**	millones de personas	843	2.068	2.720	3.009
Producción de carne	millones de personas	72	258	374	455
Países en desarrollo					
Población	millones de personas	2.140	5.218	68.393	7.671
Suministro diario de energía	kcal/persona/día	1.884	2.619	2.860	3.000
Producción total	index (2005/2007=100)	24	100	147	177
Cereales	millones de personas	353	1.164	1.572	1.812
Producción de carne	millones de personas	20	149	243	317
Países desarrollados					
Población	millones de personas	1.012	1.351	1.437	1.439
Suministro diario de energía	kcal/persona/día	2.983	3.360	3.430	3.490
Producción total	index (2005/2007=100)	64	100	118	124
Cereales	millones de personas	500	904	1.148	1.197
Producción de carne	millones de personas	52	109	130	138

#Evaluación ONU 2008 (variante fertilidad media); los países incluidos en el estudio cubrían en 2005/2007 el 99,7% de la población mundial.

*En términos monetarios (precios internacionales de 2004/06)

**Incluye arroz en forma molida

Las previsiones indican aumentos en la población, en el consumo de calorías y en la producción de cereales y carne. En las proyecciones de estos escenarios se necesita un aumento del 160% en la producción agrícola respecto a la fase de partida de 2007, que, con la tecnología agrícola y eficiencia actuales, se traduciría en un incremento proporcional en las hectáreas destinadas a uso agrícola. Por lo tanto, o aumentamos un 160% las hectáreas cultivadas, o incrementamos en un 160% la intensidad de estas hectáreas, o desmaterializamos nuestro consumo y volvemos a la situación de partida compensando la dieta en función de la población y minimizando en primer lugar el consumo de proteína animal o de calorías vacías (Kearney, 2010; Meier y Christen, 2013; Notarnicola *et al.*, 2017; Popkin y Fukagawa, 2017)

Aumentar un 160% la capacidad de generación de alimentos supone todavía estar más en riesgo de rebasar los límites del planeta. En el caso de la alimentación, sobrepasar la capacidad del flujo renovable es algo que se ha dado en diferentes periodos históricos (Slavin, 2016) y en la actualidad (FAO, 2017a). Por lo tanto, resulta necesario estudiar la biocapacidad del planeta en hectáreas

Capítulo 1

de cultivo para determinar si estamos fuera de sostenibilidad e inevitablemente abocados al colapso.

La biocapacidad está definida por la cantidad de hectáreas disponible y por la productividad de cada hectárea. Las estadísticas de la FAO (*Food and Agriculture Organization*) se encuentran disponibles en su página web www.fao.org/faostat, donde se puede consultar la evolución del uso del suelo agrícola desde los años 60 hasta el año 2015. Actualmente, el área productiva suma aproximadamente 10.000 millones de hectáreas, correspondiendo la mitad a suelos agrícolas y la otra mitad a áreas boscosas (Tabla 4). Mientras el resto de suelos terrestres contienen tierras estériles como los desiertos, los glaciares, las superficies montañosas, etc.

Tabla 4. Usos de los suelos en la Tierra (datos obtenidos de la FAO).

Uso del suelo	Millones de ha
Área agrícola	4.868
Área bosques	4.295
Otras tierras	4.155
Área total	13.320

El área destinada a la agricultura representa un 38 % de la superficie total, un 4% más de lo que representaba en los años 60. El crecimiento como se ve en el siguiente gráfico ha sido a costa principalmente de la deforestación, no obstante, a partir de los años 90 la tendencia ha sido a mantener el área para uso agrícola estabilizándose en torno a los 4.900 millones de hectáreas.

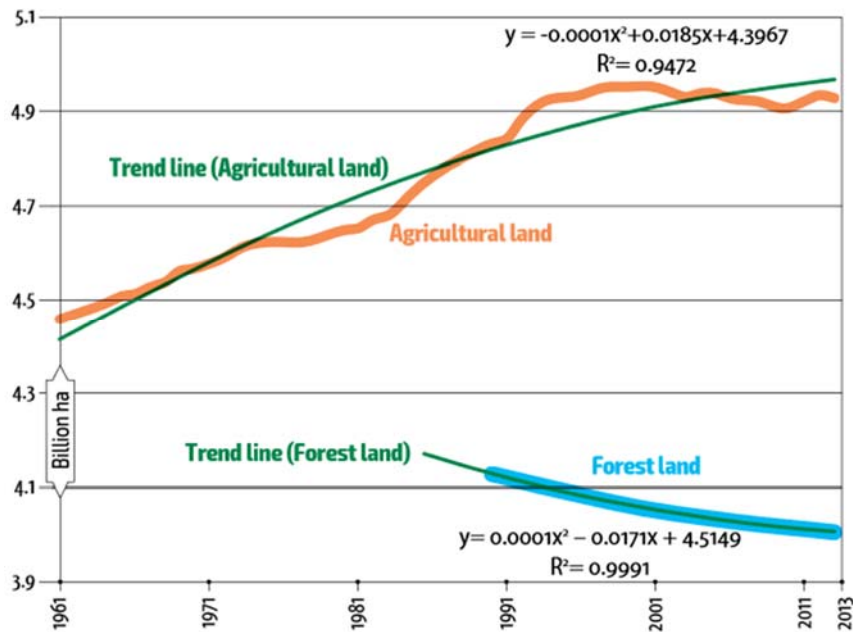


Figura 4. Uso de tierras agrícolas y forestales en el periodo 1961-2013 (FAO, 2017b).

Ausubel y colaboradores (2013) propusieron que en 2009 se había alcanzado a un máximo de tierra arable y predijeron que la tierra arable disminuiría desde entonces con tasas de alrededor del 0,2 % anual hasta el año 2060. Se trata de un concepto similar a la teoría del pico de Hubbert para la extracción de petróleo a lo largo del tiempo. Este escenario no solo no se ha cumplido, sino que, según FAO, se ha producido un crecimiento medio anual en los años 2009-2014 del 0,37 %. No obstante, aunque la tierra arable continúa creciendo, lo ha hecho a un ritmo mucho menor que el crecimiento de la población (1,2 %) o el producto interior bruto per cápita mundial (1,8 %), por lo tanto, la cantidad de nueva tierra cultivable no parece que pueda ser la respuesta en un futuro al incremento de la productividad que necesitamos.

El otro factor de la biocapacidad para la producción de alimentos es el rendimiento de los cultivos por hectárea. Afortunadamente, para la misma cantidad de producción agrícola en 2015 necesitamos un 32 % menos de la tierra que se necesitaba en 1961, es decir, gracias a la tecnología hemos disminuido drásticamente el impacto negativo de la agricultura sobre el planeta. Ahora bien, al igual que en el caso del pico de Hubert de la tierra cultivable, ¿cuál es la situación actual de la tecnología para la reducción del área necesaria?

Capítulo 1

Existe un modelo que permite conocer potencial de incremento de la biocapacidad por hectárea, mediante el cual se calculan los rendimientos de forma teórica y después se contrastan con los reales (Van Ittersum *et al.*, 2013).

Para conocer el potencial máximo de un cultivo debemos hacer una recopilación de los factores que influyen en el potencial rendimiento por hectárea (Figura 5).

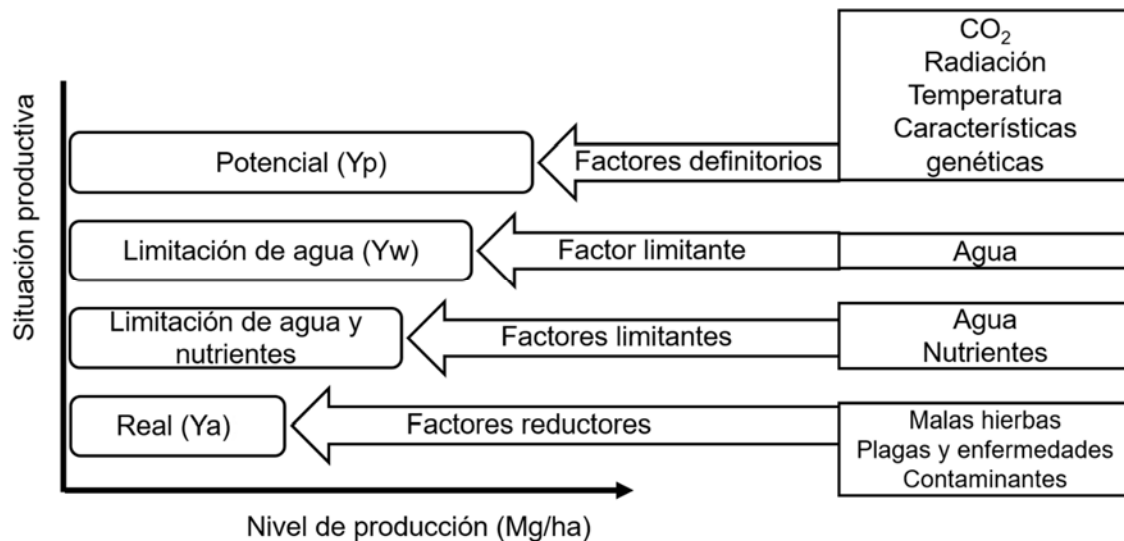


Figura 5. Diferentes niveles de producción determinados por factores definitorios, limitantes y reductores del crecimiento. El potencial de rendimiento (Y_p) de los cultivos bajo irrigación sin limitaciones por deficiencia o exceso de agua está determinado por la radiación solar, la temperatura, la concentración de CO_2 y la genética del cultivar. En cultivos de secano, el rendimiento bajo limitación de agua representa el rendimiento máximo (Y_w). Obtenido de van Ittersum *et al.*, 2013.

El rendimiento potencial máximo del cultivo en una hectárea vendrá determinado por las condiciones climáticas y de la genética del cultivo y es conocido como el rendimiento potencial (Y_p). Si el cultivo es en secano, tiene más sentido considerar que el potencial que se puede conseguir es función del agua de lluvia, por lo cual se define Y_w , que es el rendimiento máximo obtenible por la cantidad de lluvia recogida. Por convenio, se define el rendimiento obtenible como un rendimiento entre el 75 y 85 % del rendimiento potencial calculado en condiciones de cámara de cultivo, sin limitaciones de nutrientes ni climatológicas. El rendimiento real se obtiene en condiciones de campo y se mide todas las temporadas. La diferencia del rendimiento se define como la diferencia entre el

rendimiento obtenible y el real. Los principales factores que aumentan esta diferencia son:

- Gestión agronómica del cultivo en cuanto a fechas de siembra, densidad de plantas del cultivo, pendientes y otras limitaciones físicas.
- Nutrición del cultivo, es decir, la necesidad de macronutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, azufre, magnesio) y micronutrientes (hierro, zinc, cobre, manganeso, boro, molibdeno, principalmente).
- Estrés biótico y abiótico.

En el trabajo de Muller y colaboradores (Muller *et al.*, 2017), se concluye que para eliminar la diferencia de rendimiento en el 73 % de las tierras arables del mundo se debería aumentar un 30 % la utilización de fertilizantes, principalmente de los nitrogenados, mientras que en otro 16 % de las tierras, el problema es debido a la falta de irrigación y esto se debería resolver utilizando un 25 % de agua más (McLaughlin, 2015). Es decir, la tecnología que ha permitido disminuir la cantidad de tierra necesaria por unidad de alimento se ha basado en los fertilizantes minerales y, según algunos expertos, esta misma tecnología es la que se debería utilizar en mayor cantidad para proporcionar la alimentación la humanidad necesita.

Como se observa en la Figura 6, la utilización de los fertilizantes correlaciona de forma lineal con el rendimiento del cultivo de cereal, por lo que los datos de producción reales, obtenidos a partir de las estadísticas de la FAO y del banco mundial, avalan el trabajo de Muller acerca de la sensibilidad de la productividad a los fertilizantes aplicados.

Capítulo 1

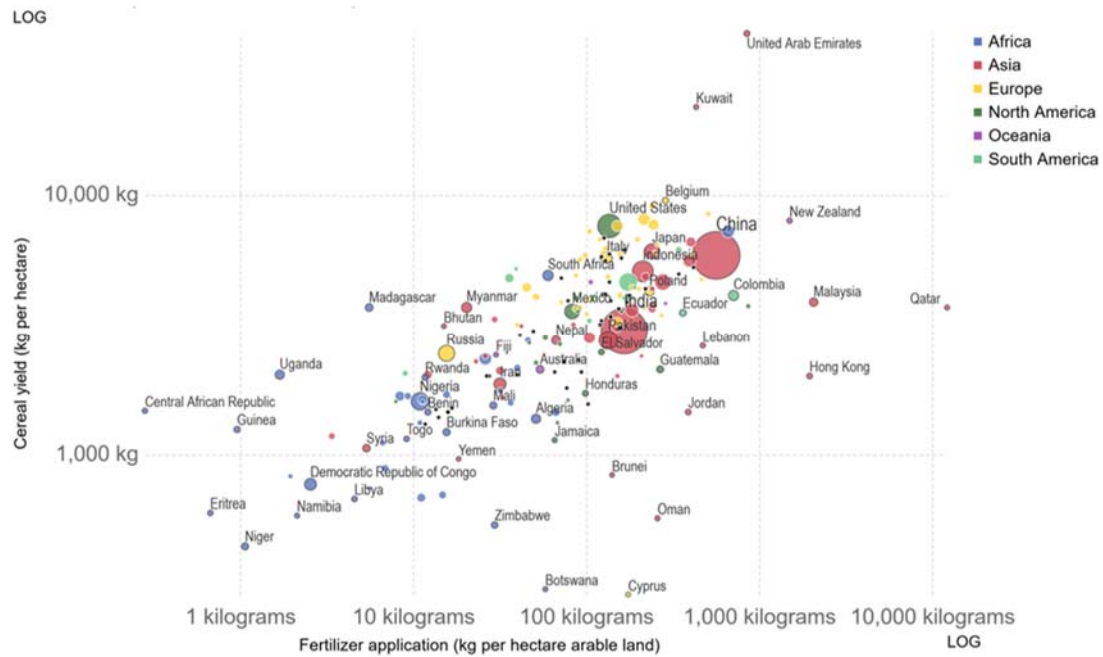


Figura 6. Rendimiento de cultivos de cereales vs aplicación de fertilizantes en 2014. Ambos parámetros se representan en escala logarítmica. Roser y Ritchie, 2018.

Diversos autores han desarrollado estimaciones acerca del gap de producción en diferentes partes del mundo y en diferentes cultivos (Licker *et al.*, 2010; Mueller *et al.*, 2012), ofreciendo como resultado final dos factores limitantes:

- Agua
- Fertilizantes

En estos trabajos se concluye que todavía queda recorrido para aumentar entre el 45 y el 75% el rendimiento de los cultivos mediante la tecnología de los fertilizantes, que ha sido fundamental en la alimentación de la población mundial durante los últimos 50 años. Por su parte, las previsiones de la FAO en el trabajo de Alexandratos (Alexandratos y Bruinsma, 2012) coinciden en que el 80 % de las necesidades alimentarias a nivel mundial hasta el año 2030 se cubrirán en buena parte gracias al uso de los fertilizantes. Es decir, en la situación actual se considera necesaria la utilización de más fertilizantes para satisfacer las necesidades futuras de biomasa tanto para alimentación como para otros usos, no obstante, como hemos visto, la actuación antropogénica sobre los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y fósforo, ponen en cuestión la sostenibilidad de esta solución.

Más del 35 % de las emisiones de los gases de efecto invernadero provienen de la agricultura (Paustian *et al.*, 2016) y, dentro de este sector, más de la mitad de las emisiones provienen del cambio de uso de la tierra (de forestal a agrícola). Aunque su nuevo uso esté estabilizado, la actividad agrícola sigue haciendo que los suelos pierdan materia orgánica (Lal, 2016a) y biodiversidad (Wagg *et al.*, 2014). La disminución de la biodiversidad en los sistemas ecológicos origina pérdida de interacciones sinérgicas, de efectos de ciclo y de amplificación de los flujos de materiales y energía, cuyas consecuencias sobre los agroecosistemas todavía no se conocen en su totalidad.

[Nuevas necesidades de uso de biomasa. Bioeconomía 2.0.](#)

Los conceptos de límites del planeta han permitido fijar acciones prioritarias para minimizar impactos sobre el capital natural y por lo tanto garantizar la sostenibilidad. Según el concepto de los límites del planeta, el umbral de resiliencia más conocido por la sociedad en general es el cambio climático, posiblemente, porque los impactos económicos y sociales del cambio climático son visibles en todo el mundo. Concretamente, en Europa se han detectado a lo largo de las últimas décadas récords en niveles de variables climáticas como la temperatura y la aparición cada vez más frecuente de eventos extremos como olas de calor, sequías y lluvias torrenciales. Estos cambios ya tienen un gran impacto en la economía, la salud (Mora *et al.*, 2017), el bienestar humano y los ecosistemas de la Unión Europea (No, 2017). El límite de dos grados de aumento en la temperatura media del planeta que se fijó en la COP 15 de Copenhague en 2009, tomando como referencia el nivel de temperatura de la era preindustrial, se repite como un lema (McNutt, 2015) y, aunque su validez como indicador se ha puesto en duda (Victor y Kennel, 2014), no cabe duda de que la consecución de este objetivo es cada vez más difícil. Recientemente, un trabajo da como valor más probable de aumento 3,2 °C para el año 2.100 (Raftery *et al.*, 2017) . Aunque siempre ha existido un importante debate sobre las causas de este aumento, parece demostrado que las causas antropogénicas contribuyen en gran medida al cambio climático (Stern y Kaufmann, 2014). Concretamente, la concentración de gases de efecto invernadero como el CO₂ han pasado desde las 278 ppm hasta las 410 ppm que hemos alcanzado en 2017.

Capítulo 1

El aspecto clave para el aumento de concentración de gases de efecto invernadero ha sido la utilización de combustibles fósiles, que marcó la transición desde una economía basada en los recursos biológicos a una economía basada en los recursos fósiles (Sillanpaa y Ncibi, 2017). Este tránsito ha supuesto un crecimiento económico sin precedentes y una generación de riqueza en las sociedades muy elevada (Sachs, 2015) a costa de la utilización de un capital natural no renovable, como son los depósitos de hidrocarburos fósiles almacenados. Es por ello que determinados sectores de las sociedades más avanzadas han puesto en duda la sostenibilidad de la economía basada en los recursos fósiles e incluso han propuesto volver a una economía basada en la energía solar como la que existía hasta 1750.

A lo largo de la historia, las sociedades humanas han estado más tiempo basadas en la bioeconomía que en la economía fósil. Fue a partir de 1750 cuando la revolución industrial transformó la economía. La transición de bioeconomía a economía fósil se completó durante el siglo XX, cuando se multiplicó por 9 la población mundial y por 200 la producción agrícola, llegando a un nivel de bienestar e igualdad social nunca antes conocido (Sachs, 2015). No obstante, este importante desarrollo económico ha tendido efectos adversos, especialmente sobre el capital natural de la Tierra. Estamos rebasando la capacidad de regeneración del planeta en varios aspectos, como por ejemplo ocurre con la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Una nueva transición hacia la bioeconomía se hace imprescindible, sin embargo, pero no podemos perder el nivel de bienestar y desarrollo adquiridos, por lo que debemos generar una nueva Bioeconomía 2.0, donde la gran diferencia con la bioeconomía clásica se basará en la utilización de nuevos recursos biológicos, hasta ahora desconocidos y/o desaprovechados, de los que se está aumentando enormemente el conocimiento científico gracias a los avances en los campos de la biotecnología y la biología molecular.

En 2012, se publicó la estrategia europea de bioeconomía *Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe* y durante el año 2016 se hizo lo propio con la estrategia española de bioeconomía (Lainez *et al.*, 2018). En estos trabajos se definió el concepto de bioeconomía como el conjunto de actividades dirigidas a la producción de recursos biológicos renovables y la conversión de

estos recursos y residuos en productos de valor añadido, destinados a fines como alimentación humana y animal o la producción de materiales y energía.

Además, con la estrategia europea se fijaron objetivos a conseguir y una hoja de ruta a partir de iniciativas público-privadas como el consorcio de bioindustrias europeo BBI (más de 3.700 millones de euros de financiación para implementar la estrategia). Los objetivos fijados más significativos son los siguientes:

1. Reindustrializar Europa con nueva red de biorrefinerías en zonas rurales.
2. Diversificar el ingreso de los agricultores un 40 % a través de generar nuevo valor para sus subproductos.
3. Creación de 700.000 puestos de trabajo, mayoritariamente en zonas rurales.
4. Reemplazar el 30 % de los productos químicos y materiales por alternativas bio.
5. Sustituir 6 % de la demanda energética de biofueles por combustibles avanzados.
6. Reducir las importaciones a la U.E. de fosfatos, potasas, proteínas y combustibles.
7. Proporcionar productos con un 50 % menos de huella de carbono que las alternativas tradicionales.

Estos objetivos se pueden englobar en tres grandes esferas de actuación:

1. Producción de Biomasa.
2. Transformación de la Biomasa en procesos y productos.
3. Transición económica hacia la biosociedad.

La transformación económica desde una economía fósil a la bioeconomía 2.0 parte de un importante supuesto, que es que cumplimos la regla segunda de la sostenibilidad, es decir, que nuestro consumo actual de recursos no renovables puede ser sustituido por el de recursos renovables. Pero, como hemos visto en el apartado anterior, la tensión sobre los suelos, que son el capital natural clave para la producción de biomasa, se espera que incremente de forma sustancial, especialmente para la producción de alimentos. Por ello, la conclusión de bondad del cambio desde la economía fósil a la bioeconomía 2.0 no es definitiva, y el concepto de bioeconomía se debe completar con circularidad. Es decir, es

Capítulo 1

necesario incluir el uso de tecnologías de recuperación de elementos a través de la cascada de valor en todo el proceso económico de la bioeconomía, que comienza con la conversión de la energía de la radiación electromagnética en la energía química de la biomasa (Ooms *et al.*, 2016) y la eficiencia de aprovechamiento de esta en otros procesos (Ringsmuth *et al.*, 2016). La cascada de valor de la biomasa producida implica en primer lugar la producción de compuestos nutraceuticos, productos para el cuidado personal, productos alimentarios, diferentes tipos de materiales, productos para la alimentación animal, uso como fertilizantes y, por último, biocombustibles. La utilización de residuos vegetales como fuente de biomasa es una oportunidad para abastecer la demanda de recursos y, a su vez, dotar de circularidad a la bioeconomía (Kircher, 2012).

El mayor uso de los recursos biológicos que postula la bioeconomía 2.0 debe estar relacionado con una intensificación en la producción sostenible de dichos recursos (Struik y Kuyper, 2017). En el año 2050 se espera que necesitemos una producción de $3 \cdot 10^9$ toneladas de cereales y de $470 \cdot 10^6$ toneladas de carne anuales para mantener a la población mundial (Lal, 2014). Por lo tanto, el incremento racional de la obtención de recursos biológicos debe ser primordial para el futuro desarrollo de la bioeconomía. Esto también tendrá efectos positivos sobre el ciclo del carbono (Lal, 2016b), permitiendo una mayor fijación del CO₂ atmosférico en forma de biomasa y una reducción en las emisiones en sentido contrario.

Todos los recursos biológicos tienen su origen en la energía que proviene o ha provenido del sol. Anualmente recibimos $8,9 \cdot 10^8$ TWh (10^{22} kcal) en los $510 \cdot 10^6$ km² de superficie terrestre (Ringsmuth *et al.*, 2016). En su mayor parte, esta energía se refleja de nuevo al universo, pero aproximadamente el 0,1% (ver capítulo 3 para más detalles acerca del cálculo) es absorbido por las plantas a través de la fotosíntesis, proceso que también promueve la fijación de CO₂ y la absorción de H₂O para producir energía química. Esta transformación de la energía se refleja en la productividad primaria, que se define como la cantidad de energía radiante que se almacena en forma de materia orgánica, y esta materia orgánica o biomasa, es la cantidad máxima de recurso renovable del que pueden disponer los organismos heterótrofos y entre ellos los seres humanos,

como fuente de capacidad de transformación del entorno. La productividad biológica viene dada por la cantidad de biomasa producida por unidad de superficie y tiempo, estimándose un valor para toda la biosfera de 61,8 Pg C/año (Paul, 2016). Las mayores productividades por m^2 se obtienen en los bosques tropicales con $2,03 \text{ kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, mientras que los terrenos de cultivo llegan a productividades de $0,48 \text{ kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Obviamente, existe una amplia variación en la productividad dependiendo de la especie considerada e incluso del sistema de gestión del terreno. En cualquier caso, en los mecanismos que gobiernan la productividad de las especies vegetales juegan un papel fundamental los suelos donde estas crecen, siendo la naturaleza y gestión de estos de importancia capital para la sostenibilidad de los recursos biológicos y para desarrollar sistemas económicos basados en la bioeconomía.

Sin embargo, y dado que el 95 % de los alimentos provienen de los suelos (Panagos *et al.*, 2016), la presión ejercida sobre los suelos para obtener recursos biológicos hace de ellos un recurso no renovable en la escala temporal de las actividades humanas. Se estima que la velocidad de erosión de los suelos en determinadas localizaciones supera en 100 veces su velocidad de formación (Banwart, 2011). A causa de ello, Europa pierde anualmente cerca de 12 billones de euros de producción arable y 1.940 millones de toneladas de suelo agrícola (Panagos *et al.*, 2016), poniendo de esta forma en riesgo el capital natural que poseemos en los suelos (Baveye *et al.*, 2016) y todas sus importantes funciones ecosistémicas (Adhikari y Hartemink, 2016). Por lo tanto, nos encontramos con la necesidad de aumentar la productividad primaria neta a la vez que debemos minimizar los riesgos de degradación de este importante capital natural (Lal, 2015).

Asimismo, la necesidad de eliminar nuestra dependencia de los recursos fósiles hace que el auge de los productos derivados de materiales de origen biológico haya recobrado mucho interés en los últimos tiempos, motivo por el cual existe una mayor demanda de la biomasa y, en consecuencia, un mayor impacto sobre la tierra cultivable.

Capítulo 1

Demanda de biomasa total esperada.

El impulso de la bioeconomía 2.0 junto con la necesidad de alimentación para una población creciente y más opulenta puede originar un aumento del factor de uso dentro del modelo ImpAC y, por lo tanto, un mayor impacto sobre los suelos como proveedor de servicios de aprovisionamiento. Como ya se ha visto, el impacto de las nuevas necesidades no solo incidirá en la presión sobre nuevas tierras cultivables, sino que se prevé que sea conseguido a partir de un mayor uso de agua y fertilizantes, aunque su uso actual ya suponga una parte importante del consumo de agua dulce disponible y de la generación de gases de efecto invernadero, respectivamente (Heinrich Böll Stiftung y IASS, 2015).

Recientemente numerosos estudios han realizado proyecciones de consumo para averiguar si sería posible suministrar toda la demanda de biomasa que se pudiera requerir (Kovacs, 2015). El más reciente es el trabajo realizado por el Instituto Nova donde hace la siguiente proyección (Piotrowski *et al.*, 2015). En 2011 se cosecharon 11,4 Gt de biomasa (0,5 kg C/ kg biomasa materia seca) en los suelos agrícolas, lo que corresponde a unos 5,7 Gt C/año. De las cuales:

- 52% biomasa agrícola. 5,57 Gt biomasa materia seca. (40% producción agrícola y 12% residuos).
- 31% biomasa para pastos y alimentación .3,7 Gt biomasa seca.
- 17% biomasa forestal. 2,12 Gt biomasa seca.

De toda esta cosecha actualmente el destino de la misma es:

- 72% cadena alimentaria humana.
- 10% biomateriales.
- 18% bioenergía y biofuegos.

Si tenemos en cuenta el incremento de los consumos debido a tres aspectos principales:

- Progreso económico (fundamental para la sostenibilidad)
- Aumento de la población mundial y, por lo tanto, de las necesidades de alimentación.
- Transición hacia la economía solar para conseguir la sostenibilidad natural.

Según los mismos autores (Carus, 2017), podríamos necesitar duplicar la cantidad de biomasa cosechada para satisfacer la demanda, pasando así a una producción necesaria de 25 Gt biomasa en base seca para el año 2050.

La dependencia de los recursos fósiles para la economía mundial actualmente es enorme (Kircher, 2012). Cada año, se utilizan del orden de 11 Gt C año⁻¹ en forma de petróleo, gas y carbón, de las que el 95% se utiliza para la producción de energía y solo unos 0,3 Gt C año⁻¹ se utiliza para la producción de productos químicos susceptibles de ser sustituidos por biomateriales. Por lo tanto, el éxito de la transición energética desde las energías fósiles a otras como la fotovoltaica o la eólica supone un factor importante para evitar que el consumo de biomasa se destine a fines energéticos.

Generación de biomasa e impacto asociado.

Una vez estimadas las necesidades respecto a los servicios ecosistémicos que necesitamos para el aprovisionamiento de materiales y alimentación (25 Gt de biomasa en base seca/año), debemos evaluar si el flujo es sostenible. Para ello nos hace falta conocer la biocapacidad, productividad ecológica o productividad neta primaria en la situación actual, teniendo en cuenta los límites del planeta conocidos hasta la fecha.

Las fuentes actuales de biomasa nos proporcionan la mitad de este valor. Es por ello que se empiezan a revisar todos los inventarios actuales (der Velde, 2018) y a buscar nuevas fuentes de materiales. Aunque como hemos apuntado, la circularidad en el uso de la biomasa será imprescindible, por lo cual toma importancia la reutilización de diferentes tipos de residuos (Elbersen *et al.*, 2012) como son los residuos de cosechas, poco menos utilizados hasta la fecha (Kircher, 2012; Bentsen, 2014; Diaz-Chavez *et al.*, 2015).

Mientras se desarrollen las nuevas tecnologías que permitan la sostenibilidad existirá tensión sobre la biocapacidad del planeta, que hará aumentar la cantidad de apropiación humana de la productividad primaria neta (Haberl *et al.*, 2013; Krausmann *et al.*, 2013; Smil, 2013; Mit y For, 2013; Ringsmuth *et al.*, 2016). Esta apropiación ha pasado desde el 1,5% a principios del siglo XX hasta valores de entre el 25 % y 40 % en la actualidad, según los autores anteriores. Un valor intermedio de apropiación del 30 % de la productividad primaria neta se cifra en

Capítulo 1

110 Gt C/año, de la cual la mitad se obtiene en la superficie terrestre y la otra mitad en los océanos (Ringsmuth *et al.*, 2016). Esto hace que nuestra dependencia de ese flujo dentro del ecosistema sea muy elevada y, por lo tanto, se limita mucho la capacidad de resiliencia.

También debemos tener en cuenta que la biomasa no es solo carbono, hidrógeno y oxígeno, sino que existen otros elementos químicos que son necesarios para la producción de la misma, especialmente el nitrógeno (N) y el fósforo (P). Aunque no es directamente proporcional, para cosechar más biomasa necesitaríamos estequiométricamente mayor cantidad de N y P y, teniendo en cuenta la baja eficiencia en la utilización de estos elementos en los fertilizantes (en torno a un 45 % en el caso del N y un 40% en el del P; Bouwman *et al.*, 2017), el impacto sobre los ciclos biogeoquímicos y, en última instancia, sobre los límites del planeta serían insostenibles. Hasta ahora, nuestra concienciación sobre el cambio climático y el calentamiento global hace que hayamos puesto el foco en el ciclo del carbono, donde la liberación de este elemento a partir de fuentes antropogénicas frente al ciclo global representa alrededor del 10%. Sin embargo, en el trabajo de Bouwman y colaboradores (2017) se concluye que la influencia humana es casi 5 veces mayor en el ciclo biogeoquímico del N, a través de su fijación industrial, que en el caso del carbono.

En el caso del fósforo la situación no es mejor, ya que se trata de un recurso no renovable. El proceso de regeneración geológica estima una duración de 33 millones de años (Smil, 2000) y su stock está limitado, pronosticando algunos autores su pico de obtención en el año 2009 (Cordell *et al.*, 2009). No obstante, el uso de este recurso y su minería continúan incrementándose. Concretamente, desde el año 2000 al 2013 se ha incrementado su utilización en fertilizantes en un 42% (Bouwman *et al.*, 2017). Las pérdidas de este elemento debidas a la baja eficiencia de su utilización hacen que un exceso de entre 9 a 14 millones de toneladas acaben vertidos en los océanos, aumentando de esta forma su dispersión y perdiendo capacidad de ser aprovechado posteriormente al disminuir su concentración en la corteza terrestre.

Se calcula que para mantener el progreso económico y respetar los límites del planeta a partir de la utilización de recursos renovables, es necesario

incrementar casi un 25% de la productividad neta primaria del planeta, que debido a nuestra dependencia de los suelos para el beneficio ecosistémico de producción de biomasa se aumenta a un 45% de la productividad neta primaria terrestre y aproximadamente hasta un 70% de la producción agrícola (Lal, 2015). El aumento necesario en la productividad de biomasa es difícil de conseguir simplemente empleando la tecnología de la que la humanidad ha dispuesto desde mitad del siglo XX.

Resulta evidente, por lo tanto, que nos encontramos ante la necesidad de aumentar el flujo de entrada de materiales y energía en forma de recursos biológicos, para lo que se requieren más recursos materiales, fundamentalmente elementos químicos, que permitan incrementar la fijación de energía solar en biomasa. La necesidad actual de aumento de recursos es similar a la que se encontró la humanidad a principio de la revolución industrial alrededor de 1750, cuando, a partir de los trabajos de Jean-Baptiste Boussingault, Justus von Liebig, John Bennet Lawes y Joseph Henry Gilbert, se avanzó en el conocimiento y desarrollo de las primeras industrias de fertilizantes en Europa, basadas en la química agrícola y la teoría de la ley de mínimos, donde la productividad viene fijada por el elemento limitante, principalmente nitrógeno y fósforo. Fue entonces cuando se comenzaron a romper los ciclos de los nutrientes, que habían gobernado la producción de alimentos hasta ese momento y comenzamos a utilizar capital natural para producir fertilizantes (Ramírez y Worrell, 2006), principalmente en forma de gas natural y de roca fosfórica.

Fertilizantes y entorno.

La utilización de fertilizantes en la agricultura ha existido desde los inicios de esta (Bogaard *et al.*, 2013). Por ejemplo, es sabido que ya en el año 8.000 a. C. los ancestros europeos usaban estiércol para fertilizar sus cultivos. Obviamente los residuos fueron los primeros fertilizantes y, por lo tanto, la sostenibilidad en el empleo de los mismos estaba asegurada. Desde entonces, todas las civilizaciones humanas han reconocido la importancia de los fertilizantes en la agricultura, tanto los griegos, como los romanos y las culturas orientales han reutilizado los estiércoles a lo largo de la historia para dotar de fertilidad a los suelos. La utilización de fertilizantes se basaba mayoritariamente en aprovechar

Capítulo 1

los ciclos naturales de los elementos, desde la fijación biológica de nitrógeno a partir de fuentes naturales y rotación de cultivos, hasta el aprovechamiento de todos los subproductos orgánicos y cenizas. No obstante, aunque sostenibles, estos ciclos de recirculación de nutrientes eran limitantes para el desarrollo humano. Mucho más tarde, la revolución industrial y la explotación de importantes recursos energéticos dio lugar a posibilidades de transformación sin precedentes y motivó un progreso económico que permitió importantes avances en todos los órdenes del conocimiento, pero no fue hasta los trabajos de Liebig cuando se reconoció la necesidad de los elementos químicos como el principio de la fertilidad de los suelos. Desde aquel momento se generó una industria, la de los fertilizantes, que hoy en día es imprescindible para nuestra existencia (Russel y Williams, 1977). La industria de los fertilizantes da trabajo a casi 1 millón de trabajadores en todo el mundo, con un valor añadido de 302.000 millones de dólares en 2014 y una inversión en los últimos 5 años de 82.000 millones de dólares. (Industry Facts Home Page - Global Economic Impact, 2018).

Como se ha comentado, los primeros fertilizantes fueron los residuos de diferentes orígenes tanto orgánicos (todos los tipos de materias orgánicas animales) como inorgánicos (las cenizas de las diferentes maderas y alguna aplicación de minerales), lo que se integraba dentro de una bioeconomía arcaica. Aunque Liebig comenzó a mitad del siglo XIX a comercializar el primer fertilizante, fue John B. Lawes quien patentó el primer proceso de un fertilizante mineral, que consistía en el ataque con ácido sulfúrico a restos de huesos, resultando un producto que aplicado en el suelo mejoraba la producción agrícola. De hecho, la materia prima con la que comenzó la producción de fertilizantes y que a día de hoy aún presenta valor comercial es el hueso de origen animal, altamente rico en fósforo. Sin embargo, debido a la escasez en la velocidad de regeneración de dicho recurso, se buscaron fuentes alternativas y se comenzaron a utilizar coprolitos encontrados en Inglaterra. Posteriormente, en 1867, se descubrió el uso roca fosfórica como materia prima de bajo coste y aún hoy se comercializa con referencia a estas primeras etapas de la industria, ya que las mejores rocas fosfáticas tienen un contenido de 80% de B.P.L. (*Bone Phosphate Lime*). Es decir, este tipo de roca puede contener hasta un 80% de la riqueza que tenían los huesos. Esto supuso que el desarrollo económico trasladó el uso de un recurso

renovable a uno no renovable y a una tasa de consumo tan grande que no es factible convertirla en renovable con la tecnología actual, según las leyes de sostenibilidad de Daly (Daly, 1990).

Algo similar tuvo lugar con el nitrógeno, que se empezó a aplicar con los estiércoles y materias orgánicas. Siendo conscientes de lo importante de la aplicación de estas en la agricultura, se fueron buscando fuentes alternativas, como las prácticas habituales del cultivo de leguminosas o el empleo del guano a partir de depósitos descubiertos en Perú a mediados del siglo XIX, tal y como explica Smil en su libro *Enriching the world*, donde recopila la historia de la industria del fertilizante. Los primeros barcos de guano llegaron a Inglaterra en 1840 y a Nueva York en 1843, mientras que en los 10 años siguientes la importación a Inglaterra aumentó hasta las 200.000 toneladas anuales de guano de alta calidad (15% de N), alcanzando su pico en las décadas de 1860 y 1870 donde se llegó a importar 70.000 toneladas de nitrógeno (aproximadamente 700.000 toneladas de guano por año). A partir de entonces los depósitos exportados de Perú fueron perdiendo calidad, por lo que se redujeron hasta menos de la mitad en solo 10 años y hasta 10.000 toneladas anuales a principios del siglo XX.

La imperiosa necesidad de aumentar cosechas para una población cada vez más numerosa explica el desarrollo de la tecnología de los fertilizantes nitrogenados. A partir de la Revolución Industrial del siglo XVIII, las sociedades más avanzadas dispusieron de energía barata (carbón) y capacidad para transformar los materiales (minería y transporte), con lo que los flujos de materiales se incrementaron de forma exponencial hacia los centros de consumo. La producción de alimentos se incrementó gracias a la disponibilidad de fuentes energéticas de bajo coste, lo que permitió extraer a una velocidad tal los recursos no renovables (guano), que produjo un colapso de sus depósitos y la pérdida de un importante capital natural para una determinada zona del planeta. Afortunadamente para el progreso económico, nuevos avances científicos y técnicos aparecieron y permitieron descubrir nuevos recursos y soluciones químicas, desde los depósitos de nitratos de Chile, los procesos de recuperación de amoníaco de los altos hornos o la producción de la cianamida cálcica, hasta el proceso conocido como Haber-Bosch para la producción de amoníaco a partir

Capítulo 1

del nitrógeno atmosférico, que hoy en día se realiza a partir de gas natural (Travis, 2018).

Actualmente, se estima que la producción y el uso de los fertilizantes permite alimentarse a más del 60% de la población mundial (Travis, 2018), lo cual implica que gracias a los fertilizantes sintéticos hemos conseguido aumentar la biocapacidad del planeta. Esto se ha conseguido empleado un capital natural que está disminuyendo, como son los hidrocarburos, principalmente gas natural, aunque en China sigue siendo importante la producción de amoníaco partiendo de carbón. Los grandes desarrollos de la industria de los fertilizantes se centran hoy en día en el aprovechamiento más eficiente de los recursos en los procesos productivos (Ramírez y Worrell, 2006; Skowrońska y Filipek, 2014), llegando a casos en que en las plantas de procesos más eficientes, operadas con nuevas tecnologías de catálisis, se ha rebajado el consumo energético de 40 GJ por tonelada de amoníaco hasta los 25 GJ por tonelada. Pese a que se puede disminuir el impacto de la producción de los fertilizantes nitrogenados en el capital natural, es en su aplicación donde se encuentran las mayores posibilidades de reducción los efectos negativos asociados a su uso. Actualmente, la fijación antropogénica de nitrógeno supera casi en 3 veces la fijación biológica de los ecosistemas naturales.

Teniendo en cuenta que el nitrógeno y el fósforo son los nutrientes requeridos en mayores cantidades en la agricultura, conviene prestar especial atención a su estudio. A partir de los trabajos de Bouwman (Bouwman *et al.*, 2009; Bouwman *et al.*, 2017) se pueden obtener los siguientes balances de utilización de nutrientes (Tablas 5 y 6).

Tabla 5. Balance de uso del Nitrógeno agrícola.

	Tg N por año	Peso relativo
Fertilización Total	167	
Toma por los cultivos	82	49%
Exceso agronómico	85	51%
Origen de la fertilización		
Estiércoles	34	20%
Fertilizantes sintéticos	89	53%
Fijación biológica	27	16%
Deposición	17	10%

Tabla 6. Balance de uso del Fósforo agrícola.

	Tg P por año	Peso relativo
Fertilización total	25	
Toma por los cultivos	15	60%
Exceso agrónomico	9	36%
Otros	1	4%
Origen de la fertilización		
Aplicaciones fertilizantes	17	68%
Aporte estiércoles	8	32%

El análisis de los balances de nitrógeno y fósforo demuestra que existen dos problemas en el uso de la tecnología de los fertilizantes. Por un lado estamos utilizando grandes cantidades de recursos no renovables relativamente escasos que no deberíamos “malgastar”. Y por otro, que la sobreutilización debida a la baja eficiencia de los fertilizantes actuales nos obliga a rebasar los límites del planeta poniendo en riesgo la sostenibilidad del sistema agrícola. No obstante, también se observa que los fertilizantes sintéticos son un aspecto clave para mantener la biocapacidad del planeta en unos niveles que permitan el bienestar humano, ya que, aunque se aumentase su eficiencia de forma extraordinaria, todavía necesitaríamos aplicarlos para conseguir altos rendimientos, aunque, obviamente, en cantidades mucho menores.

En definitiva, se hace imprescindible aumentar la eficiencia de los fertilizantes para que la producción de biomasa en los agroecosistemas pueda intensificarse sin perjuicio del capital natural (Zhang *et al.*, 2015a; Ladha *et al.*, 2016; Reetz, 2016; IFA/WFO/GACSA, 2016). La gran dificultad reside en cómo desacoplar la producción de flujos renovables de los recursos fósiles. En este sentido, el conocimiento de las propiedades emergentes de los ecosistemas, surgidas a partir de las redes de interacción que se generan entre sus diferentes componentes, puede proporcionar importantes beneficios para minimizar nuestra dependencia de recursos no renovables y aumentar la velocidad de los procesos de ciclo. Concretamente, deberemos centrar nuestros esfuerzos en estudiar en profundidad las funciones ecosistémicas del capital natural más influyente para el servicio de aprovisionamiento de biomasa: los suelos.

Propósito de la tesis.

La necesidad de asegurar un desarrollo sostenible que garantice nuestro bienestar en el planeta ha facilitado la aparición y desarrollo de importantes conceptos en el ámbito de la sostenibilidad desde los años 70. Este importante desarrollo ha motivado la delimitación de valores umbral para las actividades humanas con el objetivo de proteger el capital natural y seguir obteniendo de este los beneficios ecosistémicos de los que hemos estado disfrutando durante los últimos 12.000 años. Como solución al impacto negativo del consumo de recursos fósiles sobre el capital natural de la Tierra emerge con fuerza el concepto de la bioeconomía. El renacimiento de la bioeconomía va a implicar que debemos conseguir una mayor producción de biomasa en la misma superficie agrícola y de una manera sostenible, por lo que es necesario seguir mejorando la tecnología que nos ha permitido aumentar la productividad agrícola durante los últimos 70 años sin aumentar la superficie agrícola proporcionalmente, sin obviar, que la tecnología actual basada en fertilizantes y agua, ha impactado negativamente los ciclos biogeoquímicos del fósforo y del nitrógeno.

Aunque es bien conocido que el ciclo del carbono está alterado por la actividad humana, los ciclos del nitrógeno y del fósforo están todavía más desequilibrados respecto a los valores de la época preindustrial. Es más, hoy en día, al menos el 50% de los fertilizantes que se utilizan en la agricultura no son aprovechados por los cultivos, por lo que es urgente un incremento en su eficiencia.

Este trabajo pretende proporcionar herramientas para impulsar la transición desde el modelo económico fósil y lineal, hacia una nueva bioeconomía circular, abarcando los aspectos más teóricos que nos permitan predecir los resultados que se den en circunstancias a escala agronómica. En el siguiente capítulo, reconoceremos la necesidad de estudiar los recursos biológicos dentro de la ecología de sistemas, profundizando en los suelos como capital natural para proporcionarnos beneficios ecosistémicos. Diferenciando entre recursos bióticos y abióticos, veremos cómo se puede aprovechar el trabajo útil generado a partir de la información genética contenida en el ecosistema para recuperar recursos de los componentes abióticos del mismo y transmitirlos a través de las redes

ecológicas a otros componentes del ecosistema. Introduciremos los conceptos que se derivan la teoría de la información aplicada en sus visiones estadística y pragmática, que nos permitirán caracterizar el potencial existente en el ecosistema y la selectividad en la selección de mensajes moleculares que nos permitirá diseñar los inductores metabólicos.

En el capítulo 3 revisaremos la naturaleza y regulación de los flujos y ciclos de materia, energía e información en su transmisión desde los suelos a los diferentes elementos del ecosistema, para la cual es imprescindible la visión del suelo como hábitat. Examinaremos como los seres humanos han evolucionado en las prácticas para evitar las restricciones a la materia biótica presente en el suelo, aceptando como la nueva visión de la intensificación ecológica como práctica agronómica para evitar las restricciones haciendo uso de todos los elementos del ecosistema como elementos transformadores, logrando de esta forma minimizar los aportes exógenos de materiales y energía, seleccionando los aportes más críticos para el desarrollo ecosistémico como por ejemplo la materia orgánica en suelos con un contenido bajo de carbono orgánico, y la necesidad de la sincronización entre las necesidades de los cultivos y la disponibilidad de los nutrientes para los mismos. Explicaremos los conceptos de regeneración edáfica y de inductor metabólico, cuya finalidad es aprovechar la capacidad de transformación almacenada en la información genética y en la red ecológica para capturar recursos del entorno suelo y transmitirlos finalmente a la biomasa de los cultivos y como estos se derivan de la visión de la intensificación ecológica. Esta inducción sobre la exergía almacenada en el ecosistema aumenta la eficiencia en el uso de los materiales necesarios para la producción de biomasa, ya que resulta posible sincronizar la liberación de exergía y almacenarla en distintos elementos del ecosistema, de modo que este se desarrolla a través de su red ecológica.

En el capítulo 4 desarrollaremos la metodología experimental para evaluar la hipótesis de que la aplicación de inductores metabólicos puede liberar la exergía almacenada en el ecosistema y aumentar la eficiencia en la producción de biomasa.

Capítulo 1

En el capítulo 5 revisaremos los resultados obtenidos y su tratamiento estadístico, así como las diferentes relaciones obtenidas entre los flujos de materia, energía e información dentro del ecosistema experimental, e intentaremos inferir relaciones entre las diferentes variables objeto de estudio, para de esta forma tratar de generalizar los resultados obtenidos a partir de una propuesta teórica, que nos permita aumentar nuestro conocimiento y de esta forma predecir con mayor éxito los resultados esperados de productividad sostenible de biomasa en condiciones de campo.

En el último capítulo, a partir de los datos obtenidos de en nuestra experimentación y gracias al marco teórico aceptado como referencia (ecología de sistemas, teoría de la información, termodinámica y ciencia de la sostenibilidad), desarrollaremos una ampliación de un marco teórico existente que nos permita determinar el capital natural que tiene un suelo de cultivo antes y después de su ciclo de cultivo, cual es la necesidad de materia orgánica para su regeneración, como se pueden sincronizar los flujos desde el ecosistema del suelo de elementos nutrientes hacia el cultivo y por lo tanto, en qué medida esta nueva teoría sirve para monitorizar la intensificación ecológica de la agricultura y por lo tanto, con una menor cantidad de unidades nutrientes conseguimos la misma producción de biomasa, consiguiendo de esta forma aumentar la biocapacidad por hectárea y el flujo de material renovable por cada unidad de material no renovable, con el consiguiente efecto sobre la sostenibilidad de la bioeconomía 2.0 y por lo tanto, minimizando el impacto sobre los límites del planeta.

Capítulo 2.

Termodinámica clásica y ecológica aplicada al análisis del capital natural que constituyen los suelos.

Introducción.

En el capítulo anterior hemos revisado los conceptos de sostenibilidad que nos permiten utilizar un marco de referencia general con acerca de la situación actual del desarrollo humano y sus amenazas, en nuestro trabajo los vamos a utilizar con varias finalidades:

1. Nos permite tener una visión global del impacto sobre el planeta de las actividades de producción de biomasa actuales y de los riesgos esperados debido al aumento de la demanda de esta para otros usos.
2. Nos permite seleccionar el objetivo principal de nuestro trabajo la minimización del impacto en los ciclos biogeoquímicos de fósforo y nitrógeno debido a las actividades de producción de biomasa.
3. Nos permite evaluar conceptualmente las acciones propuestas en este trabajo y escalarlas a impactos sobre el planeta desde la escala agronómica, o incluso molecular.

En este capítulo, estudiaremos los suelos como capital natural y revisaremos diferentes ideas que se asocian a este concepto como la calidad o la salud de los suelos, así como revisaremos las estimaciones de la pérdida de capital natural y los diferentes parámetros que se están proponiendo para monitorizar el estado de este stock de servicios ecosistémicos. Por nuestra parte propondremos el marco teórico de evaluación del capital natural de los suelos utilizada en este estudio derivado de la teoría termodinámica de ecología de sistemas (Sven E Jørgensen & Fath, 2004) y de la teoría del coste exergético (A Valero et al., 1986) junto con una teoría que las conecta como es la teoría de la información a través de las propiedades de eco-exergía y exergía. Este marco teórico nos permitirá en los siguientes capítulos definir las prácticas agrícolas que ofrecen un mayor flujo de recursos renovables minimizando el impacto sobre el capital natural.

Suelos como capital natural.

Existe en la sociedad la idea generalizada sobre el suelo de que, dado que existe desde los inicios de la humanidad y siempre nos ha ofrecido múltiples servicios,

Capítulo 2

es un componente inagotable del medio ambiente. La entrada suelo en la RAE contiene 17 acepciones, siendo la duodécima la que define el suelo agrícola como: *“Conjunto de materias orgánicas e inorgánicas de la superficie terrestre, capaz de sostener vida vegetal”*.

A pesar de su manifiesta importancia para el mantenimiento de las sociedades humanas, ha sido recientemente cuando se ha empezado valorar la necesidad de utilizarlos de una forma sostenible para conservar su capacidad de generar servicios ecosistémicos. De hecho, la ONU y otras organizaciones internacionales han llevado a cabo en los últimos años diversas acciones, como el nombramiento de 2015 como el año de los suelos, con el objetivo de difundir el estado de los mismos y concienciar a la sociedad civil y sus gobernantes acerca de la importancia de mantenerlos en un buen estado (FAO y ITPS, 2015; Heinrich Böll Stiftung e IASS, 2015).

A día de hoy, el suelo es esencial para todas las formas de vida que habitan la superficie de los continentes, ya que provee de una matriz física, química y biológica donde estas se pueden desarrollar. Los suelos proporcionan al ser humano el 96 % de los alimentos que consume, además de materiales como fibra y madera. Se trata de un recurso natural no renovable en el marco temporal de los seres humanos, por lo que en la sociedad existe una creciente preocupación sobre su mantenimiento e incluso sobre la necesidad de la mejora de su capacidad de proveer servicios ecosistémicos esenciales. Prueba de ello es el concepto de seguridad de los suelos, recientemente acuñado (McBratney *et al.*, 2014).

Baveye y colaboradores (2016) proponen un esquema para determinar en tres pasos el valor del capital natural que constituyen los suelos:

- Los beneficios de los suelos para la humanidad se identifican con la pirámide de las necesidades de Maslow, es decir, permiten o contribuyen a satisfacer las necesidades fisiológicas, de seguridad, sociales, de reconocimiento y de autorrealización.
- Los servicios del suelo sirven para satisfacer las necesidades anteriores y se agrupan en 4 tipos: culturales, de regulación, de aprovisionamiento y deservicio. Este último, aunque no supone un

beneficio para la especie humana, engloba los potenciales efectos perjudiciales de un suelo como, por ejemplo, ser un vector potencial de enfermedades.

- Constituye el capital natural esencial que proporciona los servicios anteriores e incluye las propiedades de los suelos (físicoquímicas y biológicas), así como los procesos que en los suelos ocurren. Ambas van ligadas, es decir, las propiedades afectan a los procesos y estos a las propiedades.

La reciente revisión de Bünemann y colaboradores (2018) comenta las diferentes percepciones que ha tenido la humanidad acerca del valor de los suelos dependiendo de su estadio de desarrollo. Históricamente, la principal función reconocida de los suelos ha sido la de satisfacer las necesidades fisiológicas y de seguridad. La capacidad de los suelos de suministrar alimentos y materiales ha dotado de relevancia al concepto “fertilidad del suelo”, que la FAO define como “la capacidad de un suelo para suministrar nutrientes y agua en cantidades y proporciones adecuadas para que las plantas crezcan y se reproduzcan, así como la ausencia de sustancias tóxicas que pueden inhibir el desarrollo de las plantas”. A principios de los años 70 se introdujo el término “calidad del suelo”, que tras varias revisiones se define como “la capacidad de un suelo para promover el crecimiento de las plantas, proteger escorrentías a través de la regulación de la infiltración y reparto de las precipitaciones, prevenir la contaminación de las aguas y atmósfera por el potencial regulador de contaminantes como los productos agroquímicos, residuos orgánicos y otros productos químicos”, donde ya se reconocen funciones más extendidas más allá de su papel como servicios de aprovisionamiento. A partir de mediados de los 90, se introduce el término “salud de suelos”, para intentar reforzar dos características más que hasta entonces eran relativamente poco reconocidas: la influencia de los suelos en la salud de los humanos y animales y la riqueza biológica que contienen. Actualmente, los diferentes términos mencionados se usan indistintamente, aunque existe un cierto sesgo hacia la expresión “salud de suelos”, que la agencia *Natural Resources Conservation Service* de Estados Unidos define como “la capacidad continuada de un suelo para funcionar como

Capítulo 2

ecosistema vivo esencial para sostener la vida de las plantas, animales y humanos”.

En esencia, todos los términos utilizados intentan describir la capacidad de un suelo para proporcionarnos los servicios ecosistémicos que necesitamos. El siguiente paso es encontrar las propiedades que permiten evaluar dicha capacidad.

Valoración del servicio ecosistémico que proporcionan los suelos.

El capital natural de un suelo debe se define como aquel que permite que hoy obtengamos de un suelo todos los beneficios demandados al ecosistema sin poner en riesgo la capacidad de las generaciones futuras de conseguir lo mismo. El valor de referencia del capital natural de un suelo puede ser incrementado si se amplían los beneficios que se pueden obtener de él. Por lo tanto, la salud de los suelos debe ser evaluada y, en caso de estar degradada, esta debe ser restaurada para continuar disfrutando de los beneficios que proporcionan como ecosistema y evitar su pérdida de valor como capital natural.

La degradación de los suelos se puede definir como la pérdida persistente o a largo plazo de los servicios del suelo como ecosistema. Hay que resaltar que la degradación de los suelos no solo conlleva una pérdida de capital natural, sino también de capital económico y social, y acentúa las diferencias económicas entre los países ricos y pobres, teniendo mayor impacto en los últimos (Nkonya y Mirzabaev, 2016). La degradación de los suelos es una gran amenaza para la humanidad a la que ya se ha enfrentado a lo largo de la historia. Un ejemplo es la catástrofe conocida como *Dust Bowl*, sucedida en Estados Unidos durante los años 30 (Gomiero, 2016). Este fenómeno es una muestra de cómo las actividades humanas, en este caso la agricultura, aunque también el turismo, las actividades industriales o la urbanización, son causa de la degradación de los suelos.

Valorar el coste de la degradación del suelo presupone que se puede intercambiar capital natural por capital económico (sostenibilidad débil) y que tenemos tecnología suficiente para reponer lo que perdemos. A este respecto, no podemos realizar afirmaciones categóricas actualmente, ya que no tenemos un conocimiento completo del sistema complejo del suelo. No obstante, a efectos

comparativos puede suponer un ejercicio esclarecedor. Algunas aproximaciones valoran el coste de la degradación de los suelos en 300.000 millones de dólares al año (tomando como base el valor del dólar de 2007) (Tabla 7):

Tabla 7. Resumen del coste de la degradación del suelo. Obtenido de Nkonya y Mirzabaev, 2016.

Región	Tipo de degradación del suelo			Coste total DS	Coste de DS en % respecto a:	
	Cambio de uso y cubierta del suelo	Manejo degradante del suelo sobre:			PIB	Coste total
		Tierra de cultivo	Pastos			
	(en billones de dólares americanos de 2007)					
África Subsahariana	60,3	3,4	1,5	65,2	7,4	22,0
América Latina y Caribe	52,6	4,6	1,5	58,7	1,5	19,8
América del Norte	26,4	6,5	3,5	36,4	0,2	12,3
Asia Oriental	16,7	13,4	0,0	30,1	0,3	10,2
Pacífico	13,9	0,9	0,6	15,4	1,5	5,2
Asia del Sur	9,7	13,9	0,0	23,5	1,3	8,0
Sudeste Asiático	5,8	3,8	0,2	9,8	1,1	3,3
Europa del Este	24,0	3,5	0,4	27,8	0,9	9,4
Asia Central	5,7	2,2	0,9	8,9	4,9	3,0
Europa Occidental	5,3	0,3	0,1	5,7	0,0	1,9
Oriente Próximo y Norte de África	10,4	4,1	0,0	14,6	0,7	4,9
Global	230,8	56,6	8,7	296,1	0,5	

*DS = Degradación del Suelo

En 2006 se estimó en Europa el coste de la degradación de los suelos en cerca de 38.000 millones de euros anuales (Jones *et al.*, 2012). Estos se repartieron de la siguiente forma:

- Pérdida de materia orgánica. Entre 3,4 y 5,6 mil millones de euros / año.
- Erosión. Entre 0,7 y 14 mil millones de euros / año.
- Salinización. Entre 158 y 321 millones / año.
- Pérdida de biodiversidad. 2 mil millones de euros / año.
- Desertificación. 3,3 mil de millones de euros / año.
- Contaminación. Entre 2,4 y 17,3 mil de millones de euros / año.
- Corrimiento de tierras. Entre 1 y 2 mil de millones de euros.

De toda la riqueza que se puede perder, la correspondiente a la biodiversidad es la más complicada de evaluar, sin embargo, es una de las más influyentes en cuanto a la sostenibilidad de la agricultura (Brussaard *et al.*, 2007; Thiele-Bruhn *et al.*, 2012).

Capítulo 2

El estado de los suelos europeos está siendo revisado continuamente y se estima que existen 12 millones de hectáreas severamente degradadas, las cuales causan pérdidas anuales de 5 millones de toneladas de productos agrícolas y 1.200 millones de euros (Panagos *et al.*, 2018).

En las próximas décadas será necesario intensificar la actividad agrícola para satisfacer las necesidades del desarrollo humano, por lo que se debe tener en cuenta que la degradación de los suelos se acelera en paralelo a la intensidad de su uso. Para mejorar el manejo que ejercemos sobre los suelos, además de evaluar su degradación, deberemos determinar los parámetros clave que los definen como fértiles y adecuados para el correcto desarrollo de sus funciones, así como qué factores afectan a estos parámetros. Las variables que determinan la fertilidad del suelo tienen un valor óptimo que proporciona la máxima productividad agrícola y son variables intensivas dinámicas que a lo largo del tiempo y del uso se van degradando si no se restauran hacia los valores originales (Dominati *et al.*, 2010). Siendo un aspecto fundamental la producción de alimentos a partir de los suelos, parece obvia la necesidad de relacionar la gestión del suelo en una agricultura sostenible y los servicios ecosistémicos (Powlson *et al.*, 2011).

Existe un cierto consenso a la hora de enumerar las prácticas necesarias para hacer una gestión sostenible del suelo:

1. Gestión del carbono orgánico en el suelo.
2. Optimización de las propiedades físicas del suelo para el crecimiento vegetativo.
3. Manejo de los nutrientes en diversos ambientes y entornos.
4. Entender y optimizar los procesos biológicos del suelo.
5. Conocer en profundidad la interacción entre el suelo y las raíces.
6. Minimizar la erosión del terreno agrícola.

La agricultura de conservación, que surgió durante los años 40 en Estados Unidos como respuesta a la *Dust Bowl*, engloba estas prácticas y se basa fundamentalmente en los siguientes aspectos (Lal, 2015):

1. Retener los subproductos vegetales como cubierta vegetal.
2. Incluir cultivos de cubierta vegetal en los sistemas de rotación.

3. Utilizar la gestión integrada de nutrientes incluyendo la transformación bioquímica de la materia orgánica. Esta gestión fundamentalmente tiene en cuenta:
 - a. Reciclaje de todos los nutrientes.
 - b. Utilizar la fijación biológica del nitrógeno.
 - c. Utilizar la simbiosis micorrícica.
 - d. Utilizar balances de nutrientes.
 - e. Utilizar las fuentes adecuadas de fertilizantes químicos.
4. Mínimo laboreo del suelo.
5. Mantener una visión holística de los agroecosistemas.
6. Favorecer las dinámicas de cambio de cultivo convencional a ecológico en plazos de entre 3 y 5 años.

La agricultura de conservación permite mantener el capital natural de los suelos e, incluso, restaurarlo, lo que se demuestra con los incrementos de materia orgánica (entre 3 y 5 toneladas por hectárea) en los suelos que siguen estas prácticas (Tabla 8). Como se verá en el siguiente capítulo de este trabajo, el nivel de materia orgánica es un importante indicador de la salud de los suelos.

Por lo tanto, la medición de los servicios que nos ofrecen los suelos nos proporciona una visión comparable con los beneficios que obtenemos de otros capitales como el social o el económico. Asimismo, la monitorización del estado de los suelos nos permite evaluar si los esfuerzos de mantenimiento y restauración de este capital surten efecto.

Capítulo 2

Tabla 8. Diversos estudios que demuestran un aumento en el carbón orgánico del suelo (SOC, del inglés *Soil Organic Carbon*) bajo conversión a agricultura de conservación (Lal, 2015).

Localización	Duración del estudio (años)	Cultivo	Profundidad de la medida (cm)	SOC (Mg C ha ⁻¹) o tasa de cambio de la reserva de SOC (kg C ha ⁻¹ y ⁻¹)*
Provincia de Huan, China	4	Arroz	80,0	NT (129,4), PT (126,3), RT (122,5)
Georgia, EEUU	41	Maíz, sorgo	200,0	NT (60), CR (52), FS (62)
Global (24 estudios)	>5	Cereal	>30	NT (100,3), PT (95,4)
Mediterráneo, suelos áridos	16	Cebada	40,0	NT (50,5), PT (47,5)
Andes-Colombia (Andosol)	7	Patata	117,0	NT (1636), PT (1224)
Sur de Brasil	11 - 20	Cereal	100,0	+640 a 1.170
Sur de Brasil	22	Cereal	40,0	+994
Brasil Central (Cerrado)	1 - 13	Soja	40,0	+400 a 1.700
Madagascar, montañas	7	Maíz, soja	20,0	+590 a 1.050
Centro Norte EEUU	-	Algodón	-	+430
EEUU	5	Maíz, soja	-	+900
Sudeste EEUU	-	Algodón	-	+428
Michigan, EEUU	12	Maíz, soja, trigo	100,0	+330 a 500
Oeste de Canadá y EEUU	10 - 40, 4 - 56	Trigo, cebada	-	+80 a 460
Canadá, praderas	-	Cereal	-	+312 a 544
Sureste Australia	20	Cereal	-	+180 a 315
Global (67 estudios)	5 - 60	Cereal	-	+300
Global (52 estudios)	-	Cereal	-	+47 a 620

NT: sin labrar, PT: labranza, RT: labranza rotatoria, FS: sistema forestal

*Las 5 primeras localizaciones son reservas medidas de SOC, las siguientes corresponden a la tasa de cambio en las reservas de SOC

Propiedades mesurables de los suelos.

Evidentemente, la definición de las propiedades que proporcionan salud a los suelos es necesaria para valorar su capital natural y diagnosticar las transformaciones que ejercemos sobre ellos. Numerosos artículos en los últimos años revisan los trabajos que tratan de relacionar las principales propiedades de los suelos con los servicios ecosistémicos que estos proporcionan (Karlen *et al.*, 2003; Schloter *et al.*, 2003; Barrios *et al.*, 2006; Bastida *et al.*, 2008; Garrigues *et al.*, 2012; Cardoso *et al.*, 2013; Turner *et al.*, 2015; Adhikari y Hartemink, 2016; Stavi *et al.*, 2016; Olson *et al.*, 2017; Bünemann *et al.*, 2018).

Fundamentalmente, las propiedades del suelo se clasifican en físicas, químicas y biológicas. En la Figura 7 se presenta un resumen gráfico con el que Bünemann y colaboradores (2018) muestran la frecuencia en la que se han propuesto distintas propiedades del suelo como indicadores de su salud después de revisar

un gran número de estudios. El parámetro más empleado para evaluar la calidad de los suelos es el contenido en materia orgánica. Otra clasificación de las propiedades de los suelos es en función de si se trata de propiedades inherentes o estáticas, aquellas que son difíciles de modificar de forma económica, o propiedades gestionables o dinámicas, como por ejemplo el contenido en humedad o nutrientes (Dominati *et al.*, 2010).

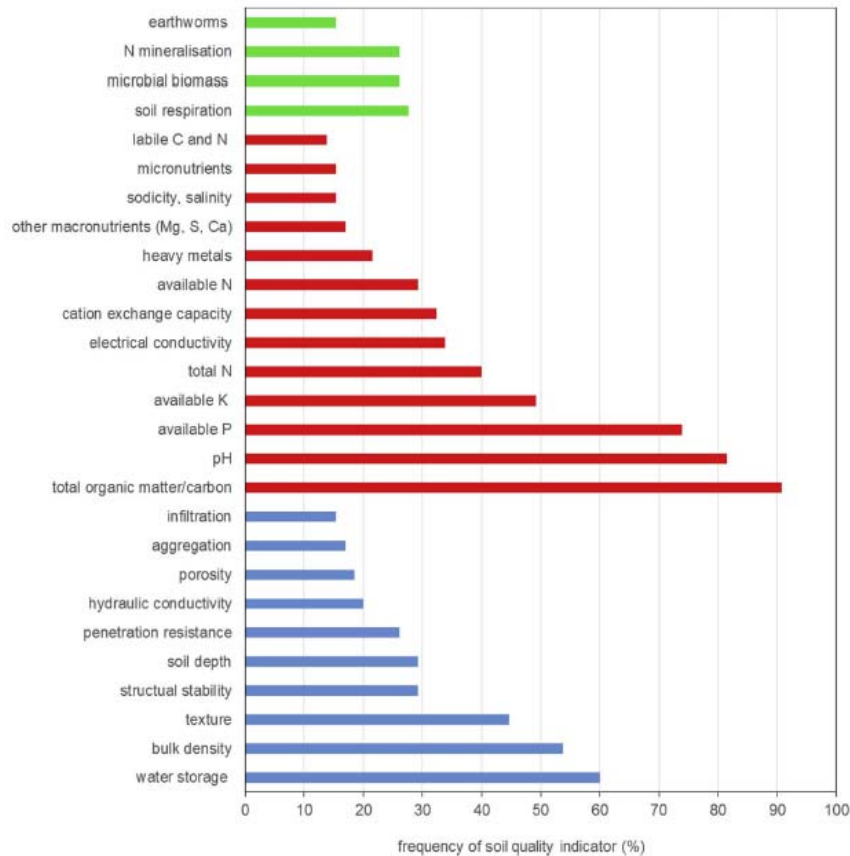


Figura 7. Frecuencia de diferentes indicadores (mínimo 10 %) en las aproximaciones de evaluación de calidad de los suelos revisadas por Bünemann y colaboradores (n=65). Los indicadores biológicos, químicos y físicos del suelo se muestran en verde, rojo y azul, respectivamente. Obtenido de Bünemann *et al.*, 2018.

El trabajo de Bünemann hace referencia a las propiedades que permiten valorar la salud de los suelos para ofrecer los servicios ecosistémicos, cuáles son las más utilizadas en los trabajos científicos, las ventajas e inconvenientes de cada uno de ellos, y, además, comenta los nuevos avances, especialmente en los campos de la biología y espectroscopía de suelos, aplicables a la generación de indicadores y a la evaluación de su salud. La biología de suelos ha sido la gran olvidada hasta hace poco más de 15 años, sin embargo, actualmente constituye

Capítulo 2

una gran oportunidad para mejorar la salud de los suelos (Lehman *et al.*, 2015). No obstante, aunque muy prometedores, los indicadores biológicos de suelos están, en su mayoría, todavía en fase de evaluación. Recientemente Stone ha concluido que para el estudio de las funciones ecosistémicas del suelo como almacenamiento de biodiversidad, servicio de ciclo de C y servicio de ciclo de N y P, el indicador más relevante es la diversidad de bacterias y arqueas medida a través de métodos de biología molecular (Stone *et al.*, 2015). En cualquier caso, como abordaremos con más detalle en los siguientes capítulos, los indicadores biológicos están íntimamente relacionados con todos los demás, así que en este trabajo intentaremos utilizar indicadores emergentes, que permitan trabajar a un nivel jerárquico superior, englobando por lo tanto los parámetros físicos, químicos y biológicos.

Esta nueva visión holística o ecosistémica de los suelos, en la que se incluyen los procesos y propiedades biológicas, comenzó a utilizarse a finales de los años 90 del siglo anterior en el concepto de la intensificación sostenible de la agricultura, que la propia FAO define así (Struik y Kuyper, 2017):

“Producir más desde la misma superficie de suelo mientras se conservan los recursos, reduciendo los impactos negativos sobre el medioambiente y potenciando el capital natural y el flujo de servicios ecosistémicos”.

No obstante, como veremos en el capítulo siguiente, la concepción integral del suelo como ecosistema y su gestión para la producción de biomasa ha evolucionado hasta el concepto de intensificación ecológica de la agricultura, que explicaremos con más detalle, así como que ventajas ofrece.

En general, los agroecosistemas se basan en la optimización de la gestión de las transformaciones energéticas y el reciclado biogeoquímico de los nutrientes a partir de las diferentes poblaciones de microorganismos, plantas y animales dentro de un área en particular para generar servicios ecosistémicos específicos como el aprovisionamiento de alimentos, fibras, alimentación animal o combustibles.

En definitiva, concibiendo los suelos como ecosistemas con permanentes transformaciones de energía, reciclaje de materiales e información, y

disponiendo de un marco teórico que nos permita predecir su comportamiento, podremos valorar la renovabilidad de los flujos de recursos y, por lo tanto, analizar la sostenibilidad en el uso de los beneficios ecosistémicos, que es en lo que se basa la idea de desarrollo sostenible desde la bioeconomía.

[El suelo como ecosistema. Eco-exergía como indicador de capital natural.](#)

Por lo explicado anteriormente, nuestra posición en este trabajo es considerar que los suelos constituyen la base del ecosistema agrícola y que debemos identificar acertadamente, a través de indicadores adecuados, las propiedades que definen su salud para, de esta forma, poder monitorizar nuestras acciones sobre los suelos y garantizar que obtenemos beneficios ecosistémicos con carácter sostenible. Como veremos en el capítulo siguiente, el suelo debe configurarse como hábitat para unas determinadas comunidades biológicas que interaccionan entre sí, formando un sistema entre ellas y su entorno. Es precisamente esta configuración como ecosistema la que deberemos determinar para confirmar que nuestras actuaciones son sostenibles y que conseguimos obtener unos beneficios ecosistémicos superiores basándonos en las transformaciones de materia, energía e información que se producen en los ecosistemas.

Mientras que en este capítulo nos centraremos en la medida del desarrollo de los ecosistemas, en el siguiente analizaremos los factores que determinan la estructura y las interacciones dentro del ecosistema. Estas interacciones darán lugar a los flujos de materia, energía e información que constituyen la base de las funciones ecosistémicas del suelo.

La ecología de sistemas es una disciplina que tiene como finalidad determinar los fundamentos del funcionamiento de ecosistemas complejos como los suelos y que, como señalan algunos autores entre los cuales se encuentran Jørgensen y Fath con su trabajo “Application of thermodynamic principles in ecology” (Jørgensen y Fath, 2004), puede ser estudiada teóricamente a partir de unas leyes generales de la ecología, las cuales han sido desarrolladas a lo largo de los últimos años. La teoría general de los ecosistemas se apoya en 4 pilares básicos (Jørgensen *et al.*, 2016) cuya aplicación permite generar modelos para tratar de predecir el comportamiento del ecosistema en cuanto a la evolución de

Capítulo 2

los diferentes componentes del mismo y que es aplicable a nuestro trabajo para la predicción de los flujos de materia, energía e información dentro del agroecosistema:

1. Organización jerárquica. Los ecosistemas se organizan en diferentes niveles y escalas físicas de interface con el entorno para realizar los intercambios necesarios para el mantenimiento de los sistemas vivos alejados del equilibrio termodinámico. Los niveles superiores engloban a los inferiores en una estructura que les dota de ventajas como la amortiguación de las perturbaciones, que se produce en los niveles superiores los cuales suelen ser los más importantes. Estos niveles jerárquicos dependen del punto de referencia que tome el observador y de lo que configura como sistema de estudio, no obstante, se debe tener en cuenta que siempre existe una jerarquía vertical, es decir, una estructura de subordinación entre los componentes que refleja las diferentes magnitudes en los flujos de materia, energía e información. La jerarquía vertical de los ecosistemas que describe su capacidad de intercambio con el entorno en función de sus dimensiones comprende magnitudes que van desde el átomo hasta la biosfera: átomos < moléculas < células < órganos < organismos < poblaciones < ecosistemas < territorios < biosfera. Es decir, desde un orden de magnitud de 10^{-10} metros hasta 10^8 metros. Este tipo de estructura jerárquica de los ecosistemas es similar a la encontrada en los modelos termodinámicos de la mecánica estadística, donde una distribución de velocidades a escala atómica, da lugar a una propiedad emergente como la temperatura a una escala jerárquica superior.
2. Termodinámica. Como no podría ser de otra forma, los flujos de energía, las pérdidas de gradientes energéticos y la disipación de energía son estipulados por la termodinámica y gobiernan los procesos de los ecosistemas, configurando su funcionamiento y evolución. Como ya hemos mencionado, la forma en la que los sistemas vivos cumplen la segunda ley de la termodinámica es a través de la importación de exergía abiótica y de la exportación de entropía hacia el entorno.

3. Teoría de redes. Las interacciones de los distintos elementos afectan a otros elementos de los mismos niveles y a los de niveles inmediatos. La interacción entre niveles da lugar a propiedades emergentes del sistema, por ejemplo, el hecho de que aumente la biodiversidad de las jerarquías inferiores se traduce en una mayor resiliencia frente a las perturbaciones en los niveles superiores (Jorgensen y Nielsen, 2013).
4. Biogeoquímica. Se centra en la circulación de la materia dentro de los ecosistemas, principalmente de los elementos mayoritarios como el carbono, nitrógeno, fósforo, oxígeno y azufre. Estos ciclos biogeoquímicos son los que, como hemos visto en el capítulo anterior, se encuentran perturbados por la acción humana, dando lugar al cambio de edad geológica que algunos autores proponen (Steffen *et al.*, 2015)

En este trabajo utilizaremos indicadores basados en la termodinámica para determinar el capital natural presente en los suelos, los cuales adicionalmente, rigen el comportamiento de los ecosistemas según la teoría general ecológica, con la finalidad de influir en los procesos biogeoquímicos que provocan el flujo de materiales y favorecer la transferencia de elementos fertilizantes entre el suelo y los cultivos.

En su libro, Jorgensen (Jorgensen, 2012) postula una teoría sobre la ecología de sistemas según la cual cualquier ecosistema tiende a alejarse del equilibrio termodinámico a través de la incorporación de exergía y de la exportación de entropía. Este sería el motivo por el cual los ecosistemas crecen y se desarrollan, y al alejamiento del equilibrio es lo que se denomina crecimiento o desarrollo del ecosistema, por lo tanto, nosotros podemos considerar que un mayor desarrollo del ecosistema supone un mayor capital natural en los suelos. La diferencia entre el crecimiento y el desarrollo de un ecosistema (Fath *et al.*, 2004) viene dada por el hecho de que el crecimiento es el incremento cuantitativo en una magnitud mensurable, mientras que el desarrollo es el cambio cualitativo que ocurre en la organización o información de las magnitudes físicas del ecosistema. En general, en su crecimiento y desarrollo, los ecosistemas pasan por 3 etapas diferentes:

1. Incremento de biomasa. Es una etapa de crecimiento y tiene lugar por el almacenamiento de, por ejemplo, la exergía solar en exergía química en

Capítulo 2

forma de biomasa. Sin embargo, existe un intercambio con el entorno debido a la exportación de entropía por parte de los organismos vivos a partir de funciones como la respiración, que libera energía de baja calidad en forma de calor y CO₂ para de esta forma mantener el ecosistema alejado del equilibrio termodinámico.

2. Incremento de redes ecológicas o interacción entre los elementos del ecosistema. Esta es una etapa de desarrollo fundamentalmente donde se reorganizan los stocks de materiales.
3. Incremento de la información almacenada en el ecosistema. Principalmente, en forma de información genética y de interacción entre las diferentes comunidades de organismos, para aumentar la resiliencia del ecosistema.

Considerando las restricciones termodinámicas y bioquímicas a las que les somete el entorno y su tendencia hacia el crecimiento y el desarrollo, en los ecosistemas se observan de forma general siete características comunes según Jorgensen:

1. Los ecosistemas son sistemas abiertos y alejados del equilibrio termodinámico.
2. Están organizados jerárquicamente.
3. Tienen una alta diversidad.
4. Tienen capacidades amortiguadoras, por lo que los cambios bruscos son poco frecuentes.
5. Los componentes del sistema se organizan en redes, lo que permite una alta eficiencia exergética debida a la retroalimentación y regulación entre ellos y a la recirculación de elementos básicos.
6. Tienen un alto contenido de información almacenada en los genomas de los organismos que lo componen, lo que explica los mecanismos de regulación y de retroalimentación.
7. Tienen propiedades emergentes debido a su organización y estructura alejada del equilibrio termodinámico.

Cualquier estudio acerca de la salud de los suelos y su capacidad de suministrar servicios de aprovisionamiento debería tener en cuenta que los agroecosistemas

poseen las características observables anteriores y que, si en algún momento se dejasen de observar estas características, el ecosistema objeto de estudio habría colapsado y, por lo tanto, sería incapaz de seguir proporcionando beneficios o servicios ecosistémicos. Tras observar las características de los ecosistemas y utilizando las leyes físicas de la termodinámica, Jorgensen postuló 14 leyes de los ecosistemas, que son la base de su teoría general de los ecosistemas y que sirven como base para intentar predecir el comportamiento de los ecosistemas con más éxito que la simple aleatoriedad de los mismos:

1. Los ecosistemas conservan la materia y la energía.
2. Los ecosistemas reciclan toda la materia y parcialmente toda la energía.
3. Todos los procesos de los ecosistemas son irreversibles, producen entropía y consumen exergía.
4. Todos los elementos de los ecosistemas tienen la misma bioquímica básica.
5. Los ecosistemas son sistemas abiertos que necesitan el aporte de energía libre para realizar sus funciones.
6. Si los ecosistemas reciben más energía libre que la necesaria para mantener sus funciones, este superávit se empleará para llevar al ecosistema más lejos del equilibrio termodinámico.
7. Existen varias formas de alejarse del equilibrio termodinámico y se selecciona la trayectoria que lo mueve más lejos de este equilibrio.
8. Los ecosistemas poseen tres formas de crecimiento: crecimiento de biomasa, crecimiento de interacciones y crecimiento de información.
9. Los ecosistemas están organizados jerárquicamente.
10. Los ecosistemas tienen una alta diversidad en todos los niveles de la jerarquía.
11. Los ecosistemas tienen una alta capacidad de resiliencia frente a los cambios.
12. Los componentes de los ecosistemas trabajan de forma cooperativa.
13. Los ecosistemas contienen una elevada cantidad de información.
14. Los ecosistemas tienen propiedades emergentes.

Puesto que todas las transformaciones que tienen lugar en los ecosistemas cumplen con las leyes de la termodinámica, varios autores han propuesto una

Capítulo 2

cuarta ley que explica la tendencia de los ecosistemas a alejarse del equilibrio termodinámico (Fath *et al.*, 2004; Silow y Mokry, 2013). En general, todas estas propuestas intentan ampliar las leyes físicas que de forma general han permitido describir las interacciones en los sistemas abióticos y su gran diferencia observada con los sistemas bióticos, donde siguen estando en vigor, pero resultan insuficientes para realizar predicciones tan precisas como en los sistemas abióticos. No obstante, estas aproximaciones permiten utilizar aspectos teóricos para realizar ciertas predicciones que son suficientes para el propósito de nuestro trabajo. En este trabajo, nos basaremos en la ley ecológica de la termodinámica propuesta por Jorgensen (Jorgensen, 2012):

“Si un ecosistema recibe más energía libre (exergía) que la que necesita para cubrir sus necesidades de mantenimiento del sistema lejos del equilibrio termodinámico, el superávit de exergía se utilizará para mover el ecosistema más lejos del equilibrio termodinámico, significando que el sistema gana eco-exergía”.

Así, Jorgensen introdujo un nuevo concepto, la eco-exergía, basado en la idea clásica de la exergía termodinámica, pero con matices que permiten describir el comportamiento de los sistemas vivos. Aunque posteriormente abordaremos el concepto de exergía con más profundidad, podemos definir la exergía como la energía con potencial de ejercer un trabajo útil en un sistema y, por consiguiente, es la magnitud termodinámica más adecuada para describir la calidad o disponibilidad de la energía (Valero y Valero, 2014).

A partir de las hipótesis de partida, Jorgensen separó la exergía de los ecosistemas en dos componentes: la composición química, debida a la naturaleza de los elementos del sistema de estudio y cuya exergía es del tipo clásico o exergía abiótica, y un segundo componente debido a la información que poseen los sistemas vivos y que depende de la estructura de los ecosistemas. Es más, atribuye a esta información presente la mayor parte de la capacidad de un ecosistema para almacenar exergía. Para comprenderlo, se puede poner el ejemplo de una mula de tiro. Estando viva, una mula puede ofrecer una gran cantidad de trabajo útil, sin embargo, justo después de morir,

su composición química es prácticamente la misma, aunque el trabajo que se puede obtener de ella disminuye ostensiblemente. Es la información genética de la mula la que organiza sus componentes químicos y determina las características y funciones de su organismo, las cuales en última instancia pueden ser aprovechadas por el ser humano para obtener grandes cantidades de trabajo útil.

La introducción del componente de información dentro de las leyes que gobiernan el comportamiento de los ecosistemas permite, a nuestro juicio, cuantificar de forma agregada diferentes propiedades del ecosistema, por lo que podemos emplear la información presente como un indicador del capital natural del agroecosistema (equivalente a la salud del suelo), susceptible a su vez de ser utilizado para el análisis de la sostenibilidad en la obtención de beneficios ecosistémicos de los suelos.

Para poder utilizar la eco-exergía como indicador de capital natural de los suelos, esta debe presentar unas características (Antonio Valero, 2012) que faciliten su comprensión, universalidad, capacidad de medición y evolución social. Estas características se han demostrado para la exergía en el ámbito de la medición del agotamiento de diferentes capitales naturales, por lo que consideramos que la extensión desde la exergía abiótica a la eco-exergía puede ser válida para considerarla como un buen indicador del capital natural de los suelos. Para demostrarlo, debemos revisar cómo se ha derivado la magnitud desde la termodinámica aplicable al mundo abiótico, y así discernir si es válida como indicador para determinar el capital natural presente en los suelos.

Información, exergía y eco-exergía. Fundamentos termodinámicos.

Información sintáctica y pragmática.

Si aceptamos la eco-exergía como indicador del capital natural de los suelos (por analogía con la exergía abiótica), habremos aceptado que este indicador tiene solidez analítica y que está robustamente fundamentado en términos físicos y científicos (Antonio Valero, 2012). En este apartado vamos a repasar cómo la eco-exergía se deriva de la exergía abiótica (y por lo tanto cumple con las leyes

Capítulo 2

termodinámicas), concretamente de la segunda ley de la termodinámica a partir de la relación entre la entropía física y la teoría de la información, y que, de esta forma, se puede considerar un indicador medioambiental para el estado del capital natural de los suelos.

La aplicación de la información a las ciencias físicas es un tema que ha provocado una considerable confusión popular, ya que los términos información y conocimiento, tal como están definidos en los trabajos científicos, parecen diferir del uso que cotidianamente le damos a estos conceptos (Roederer, 2016). En varios autores se observa una separación clara entre el componente estadístico o sintáctico de la información (Küppers, 2013) y el componente pragmático o mensaje de la información. En cuanto a su componente formal, Küppers define esta información como aquella que se basa en símbolos y secuencias de los mismos, que pueden ser ricas en contenido y que pueden tener un sentido o significado. Por otro lado, existe otra definición que se centra en el componente pragmático de la información (o mensaje), donde se presta atención en el origen de la información, lo que se conoce como la dimensión pragmática de la información. Autores como Roederer centran su estudio en este componente pragmático e inciden en que la importancia de la información debe focalizarse en lo que esta provoca y no en lo que es (sintáctica), ya que la información tiene un propósito y es causar cambios específicos en un determinado lugar y tiempo, los cuales, si no fuese por la información, solo ocurrirían por azar. Según esta definición, la información puede estar “dormida” durante siglos, pero siempre está capacitada para realizar el cambio específico para la que está destinada. El mensaje puede ser creado, transmitido, almacenado, extraído, o emerger a partir de ciertos experimentos, pero siempre están envueltos para su procesamiento un emisor, un receptor, un proceso de transmisión basado habitualmente en ciertos patrones y un mecanismo físico para que se produzca la transformación. Es decir, para que se produzca la transformación provocada por el mensaje, la energía y materiales deben estar al servicio para el propósito del mensaje. La idea de la dimensión pragmática de la información es que esta no es el patrón (sintaxis) que la materializa, sino que es el agente por el cual se produce el cambio que se propone el emisor. Este autor concluye en su obra (Roederer, 2003) que la información pragmática es un

concepto puramente biológico y que, en cualquier proceso en el que se utilice el propósito de la información consustancial a la información pragmática, es necesario la presencia de sistema biológico complejo para realizarlo, ya que está involucrado un cerebro en el proceso científico que parte de unos datos (que son ciertos valores que describen ciertas magnitudes físicas medidas con ciertos instrumentos y bajo ciertas circunstancias elegidas por el investigador). Para que los datos derivados de la experimentación se conviertan en información necesitamos un conocimiento previo, es decir, debemos formular con anterioridad cuestiones que pretendemos resolver o alternativas a elegir. No existe ganancia de información sin la descripción de los posibles estados del sistema que se están midiendo y, por último, el paso final del proceso científico, es el de la creación del conocimiento, esto es, la información adquirida por nuestra mente y que nos permite realizar predicciones o retrodicciones.

En nuestro desarrollo a lo largo de este trabajo, utilizaremos ambos tipos de información, la sintáctica (o estadística) y la pragmática (o mensaje), en el sistema objeto de nuestro estudio con los siguientes objetivos:

- Utilizaremos la teoría de la información de Shannon (información estadística o sintáctica), como herramienta de cuantificación y veremos cómo gracias a esta y al trabajo de Jorgensen la información puede dar lugar al concepto de eco-exergía en los sistemas biológicos. La eco-exergía se utilizará como indicador medioambiental, ya que bajo nuestro punto de vista permite establecer el potencial de diversidad de mensajes que se pueden emitir y recibir para conseguir diferentes propósitos. Esta diversidad de mensajes permite adaptarse a las condiciones medioambientales del entorno, de modo que se favorece la transformación del mismo para mantener el ecosistema lejos del equilibrio termodinámico. En este capítulo trataremos de definir cómo se introduce esta información sintáctica dentro del concepto de eco-exergía y cómo esta propiedad refleja la capacidad de trabajo útil que tienen los ecosistemas y, por lo tanto, el capital natural de los suelos. Este concepto de la información la utilizaremos fundamentalmente como base para la regeneración edáfica.

Capítulo 2

- Utilizaremos el concepto pragmático de la información (mensaje) como base en la hipótesis fundamental de nuestro trabajo, según la cual las plantas (emisor) emiten hacia el ecosistema edáfico diferentes mensajes a través de sus raíces con un patrón de composición y concentración de sustancias con el propósito de conseguir que los microorganismos del suelo realicen las funciones codificadas en su ADN (“conocimiento” previo). Dichas funciones modifican el entorno, beneficiando a la planta, aprovechando los recursos de exergía y materiales presentes en él. En el siguiente capítulo revisaremos cómo las plantas emiten estos mensajes dirigidos a los receptores que son los microorganismos del suelo, y cómo estos, utilizando la exergía abiótica y los elementos materiales del entorno como mecanismo de cambio, provocan que el ecosistema del suelo se altere para que el cultivo aumente la captura de recursos.

Por todo lo anterior, en este haremos uso de ambas visiones, intentando conseguir aumentar nuestro conocimiento sobre los agroecosistemas para, de esta forma, poder predecir su comportamiento y minimizar el aporte de materiales exógenos en las prácticas agrícolas.

Según Adami (Adami, 2016), que intenta conciliar ambas visiones, la información es aquello que nos permite hacer mejores predicciones que si solo utilizásemos el azar para un sistema objeto de un estudio determinado. El término sistema en esta definición es muy importante, ya que se trata de una acción proactiva del observador. Al realizar la selección del sistema objeto de estudio, el observador toma ya participación en función del conocimiento previo y acota en cierta medida los posibles estados que ese sistema puede adoptar y, por lo tanto, la incertidumbre máxima que cree tener de ese sistema. Un sistema físico no tiene una incertidumbre intrínseca, sino que su incertidumbre se define por el número de estados que pueden ser observados mediante el estudio que se va a realizar. Esta incertidumbre, acotada por el observador, se denomina entropía en la teoría de la información. La entropía es máxima cuando todos los estados del sistema son igual de probables, es decir, cuando no tenemos información previa acerca del sistema (conocimiento) nuestra máxima incertidumbre (entropía) será cuando todos los estados sean equiprobables. Si podemos de forma previa, a partir de nuestro conocimiento anterior, asignar probabilidades diferentes a cada

estado del sistema, tendremos menos incertidumbre acerca del mismo y, por lo tanto, información acerca de este estado. Esto es lo que se conoce como entropía de Shannon:

$$H(x) = - \sum_{i=1}^N p_i \log_2 p_i$$

Siendo p_i la distribución de probabilidades conocida para cada estado del sistema.

Y en el caso de que la probabilidad sea la misma para todos los estados del sistema se convierte en:

$$H_{max} = \log N$$

Siendo N el número de estados posibles de nuestro sistema.

Y, por lo tanto, cuando tenemos cierto conocimiento sobre un sistema determinado, esta información viene dada por:

$$I = H_{max} - H(x)$$

A medida que conocemos más datos de nuestro sistema, podemos recalcular las probabilidades de los estados, por lo que dispondremos de nuevas distribuciones de probabilidad. Cada medida que hagamos de nuestro sistema puede hacer que adquiramos nueva información acerca de sus estados, para lo que se define el valor de la novedad de cada medida dada por:

$$I_i = -\log p_i$$

Por consiguiente, la entropía de Shannon se deriva de la suma ponderada por su probabilidad, del valor de novedad de cada uno de los estados posibles tras su medición en nuestro sistema y nuestro punto de vista, como observadores que definen nuestra incertidumbre máxima o entropía.

El uso de la teoría de información de Shannon en sistemas físicos se debe a la similitud con la mecánica estadística a partir de la definición de Boltzmann de la entropía de un sistema físico, derivada a su vez de las distribuciones de probabilidad en las que se basa la mecánica estadística. En el caso de la aplicación a los sistemas biológicos, esta información de Shannon o estadística

Capítulo 2

se basa más en la codificación que aparece en el ADN y que da lugar a la gran diferencia entre los sistemas bióticos y abióticos.

En este caso, la información contenida en el ADN con arreglo a su aspectos estadístico o formal viene dada en función de la disposición relativa de sus nucleótidos [adenina (A), citosina (C), guanina (G) y timina (T)] en una secuencia de longitud L . Como hemos visto, si no hubiese un orden inherente, cada posición tendría la misma probabilidad de ser ocupada por cada nucleótido y, por lo tanto, la entropía máxima, definida por el número de estados, vendría dada por $N = 4^L$, por lo que cuando secuenciamos una cadena de L nucleótidos el valor de novedad o la información adquirida de esa secuencia viene dada por:

$$H_{max} = \log_2 4^L$$

Esto da el resultado de $2L$ bits como la máxima entropía para esa secuencia de nucleótidos. Si tras las mediciones correspondientes de secuencias disponemos de conocimiento en forma de distribución de probabilidad de la presencia de cada nucleótido por posición dentro de la secuencia, dispondremos de conocimiento para calcular la entropía de Shannon de la secuencia de nucleótidos de tamaño L :

$$H(L) = - \sum_{j=1}^4 f_{jL} \log_4 f_{jL}$$

Valor que según Koonin (Koonin, 2016) nos permite conocer cuál es la información contenida (información ganada) en la medida de cada secuencia de aminoácidos

$$I = H_{max} - H(L)$$

Son, por lo tanto, los patrones en la disposición de nucleótidos los que permiten ganar información genética y hacer predicciones sobre esta codificación mejor que simplemente por azar. No obstante, esto no nos dice nada acerca del propósito de la información. El significado o propósito de la información biológica se puede intentar determinar comparando diferentes genomas de una forma vertical en la taxonomía evolutiva de los diferentes organismos. Así, la aparición

de regiones en el genoma altamente conservadas a lo largo de la evolución permite asignarles una alta probabilidad para codificar funciones fisiológicas importantes para todos los organismos y, por lo tanto, con alto “significado” para la vida (Koonin, 2016). Es la repetición de las secuencias, y no la cantidad de las mismas ni su distribución, la que aporta un mayor significado acerca del propósito de los sistemas vivos para modificar su entorno en su objetivo de alejarse del equilibrio termodinámico. Por ello, la aplicación de la información a la exergía clásica permite aplicar cierta finalidad a los sistemas biológicos por lo que podemos pasar de lo que Roederer (Roederer, 2016) denomina como interacciones físicas basadas en fuerzas del mundo abiótico, a las interacciones biológicas basadas en la información. En este trabajo suponemos que podemos extraer información de la información estadística y pragmática que aparece en las secuencias genéticas de los organismos vivos y en la comunicación química que aparece en el intercambio y flujos de materia, energía e información.

Eco-exergía como indicador de capital natural.

La relación entre los conceptos de la teoría de la información y de la entropía según la mecánica estadística fue identificada en los trabajos desarrollados por Leon Brillouin en 1957 (Jorgensen y Svirezhev, 2004). Según esta equivalencia, se observa que el valor de novedad obtenido tras una medida realizada sobre un sistema aislado en equilibrio con W estados posibles equiprobables viene expresado por la relación:

$$I = \log_2 W = -\log_2 p$$

Siendo $p=1/W$ el estado concreto medido de entre todos los estados posibles, por lo que la información proporcionada por la medida en el sistema es análoga a la ecuación de Boltzmann para la medida de la entropía dada por:

$$S = k \ln W$$

Siendo k la constante de Boltzmann con valor $1,38 \cdot 10^{-23} \text{ J molécula}^{-1} \text{ K}^{-1}$.

Así tenemos la relación entre la entropía de un sistema según la mecánica estadística y la información contenida en este. Si tenemos en cuenta que 1 bit es la ganancia de información dada por un sistema en dos estados y si sustituimos en la ecuación de Boltzmann un sistema con solo dos estados

Capítulo 2

posibles, encontramos una equivalencia entre la entropía expresada en bits y la expresada en J/K, dada por la expresión:

$$S_{bit} = k \ln 2 S_{J/K}$$

Por lo que sustituyendo el valor de la constante de Boltzmann encontramos que 1 bit de entropía es igual a $0,96 \cdot 10^{-23}$ J/K. La analogía entre estos dos conceptos es más sencilla de comprender si comparamos el papel del observador en la teoría de la información con lo que puede representar el entorno en la termodinámica clásica. Como hemos definido, el concepto de información depende del observador que es externo al sistema y que gana conocimiento respecto a un valor previo gracias a la observación. En el caso de la termodinámica clásica, lo que se intercambia con el entorno (analogía con el observador) es energía (capacidad de transformación), bien en forma de trabajo útil (fuerza por desplazamiento) o en forma de trabajo disipativo (aumentando la temperatura del entorno y por tanto la entropía). Por lo tanto, el trabajo máximo útil que podemos obtener de un sistema es aquel que no genera entropía en el entorno. Este trabajo máximo útil es lo que se conoce como exergía, en el caso que nos ocupa exergía abiótica.

La exergía nos da la energía potencial que tiene un flujo de calor a una temperatura T para producir trabajo mecánico con respecto a una temperatura T_0 . La exergía para un flujo de calor viene dada por la ecuación (A. Valero, 2012):

$$Ex = Q \left(1 - \frac{T_0}{T}\right)$$

Donde T es la temperatura a la que se encuentra el sistema y T_0 es la temperatura del entorno, por lo tanto, es el entorno el que marca el trabajo máximo alcanzable por un flujo de calor, del mismo modo que es la diferencia de alturas en un salto de agua la que ofrece la cantidad máxima de trabajo para la energía potencial. Este concepto de exergía reúne las dos primeras leyes de la termodinámica, en un concepto similar a la suma de la cantidad y calidad de la energía, con respecto al ambiente y, en consecuencia, ofrece una visión más intuitiva de lo que observamos diariamente en nuestra realidad física, donde no podemos disponer de toda la energía potencial, sino tan solo del gradiente con respecto al nivel de referencia. Debido a esta utilidad como medida real de las

transformaciones energéticas que suceden en el mundo abiótico, la exergía se ha postulado para la medición del coste de mantener a los sistemas alejados del equilibrio termodinámico, o del coste que supondría reconstituir el capital natural del que disfrutamos. Buena prueba de ello es el trabajo de la evaluación del capital minero por parte de Valero (Valero y Valero, 2014), en el que se fundamenta una teoría para el cálculo del agotamiento de los recursos minerales en nuestro planeta. Esta teoría nos servirá de base para utilizar el concepto de eco-exergía, introduciendo el concepto de la información, y que utilizaremos como indicador ambiental para el estudio de los suelos como capital natural. En la teoría de Valero:

- El primer paso de la teoría supone definir el estado de referencia del entorno, que consiste en el estado final de la degradación, es decir, de máxima entropía o equilibrio termodinámico. Para el caso de los minerales, se considera todos los materiales dispersados, es decir, con su concentración promedio en la corteza terrestre. Este estado de referencia es el que el Valero nombra como Thanatia (Valero y Valero, 2014). Para el caso de los ecosistemas edáficos, Jorgensen lo define con una referencia particular que posteriormente definiremos.
- El segundo paso de la teoría supone reconocer que la exergía mide el mínimo trabajo necesario para convertir un estado termodinámico en otro estado del sistema (siendo el sistema constante en cuanto a sus masas elementales). De esta forma, se puede calcular la distancia exergética entre dos estados diferentes como la Tierra en su estado actual y el que correspondería a Thanatia a partir de conocer sus características fisicoquímicas. Esta misma suposición la aceptaremos nosotros con la eco-exergía para los sistemas edáficos objeto de estudio.
- El tercer paso, supone considerar la distancia exergética real con la tecnología actual entre los dos estados, introduciendo los factores de irreversibilidad de las transformaciones, es decir, la generación de entropía y por lo tanto el coste exergético a invertir con la mejor tecnología existente. Este coste es considerablemente mayor que la exergía mínima citada en el apartado anterior, pero es más justo con la situación real de

Capítulo 2

tener que regenerar un estado a partir de un estado de referencia de máxima entropía.

- El cuarto paso supone reconocer que cada elemento químico debe tener su propio ciclo biogeoquímico, es decir, puede volver a su situación de partida gracias a la energía solar o geotérmica, aunque la tecnología puede acelerar estos ciclos. En nuestro caso, el sistema de estudio es abierto, por lo tanto, debemos reintroducir los elementos minerales necesarios para mantener el capital natural de los suelos. La cantidad de elementos minerales a introducir vendrá dada por la extracción total del agroecosistema, pero, como veremos en el capítulo siguiente, no debemos crear gradientes de nutrientes excesivamente elevados para favorecer la movilidad dentro de los agroecosistemas, sino que trataremos de inducir los flujos mediante mensajes entre los componentes del mismo, en lugar de a través de potencial químico por el aumento de concentración.
- El quinto paso para la aplicación de esta teoría consiste en cerrar el ciclo entre los elementos minerales en el estado de referencia Thanatia y el capital mineral actual a partir del coste exergético que esto conllevaría con la tecnología disponible, utilizando también el trabajo mínimo que costaría a partir de la que denomina como exergía de reposición y determinando de este modo el bonus de exergía que representa el capital natural.

La aplicación de esta teoría que utiliza la exergía como el elemento de medida del capital natural, en este caso de la riqueza mineral del planeta, es la que nos ha inspirado en nuestro objeto de estudio, los agroecosistemas edáficos. El uso del indicador eco-exergía, en lugar de la exergía abiótica, y su monitorización en diferentes estadios del cultivo pueden permitirnos determinar medidas para determinar si los beneficios ecosistémicos de los suelos son de carácter renovable. Para ello las circunstancias a las que tenemos que adaptar en nuestro estudio son:

- En nuestro caso vamos a basarnos en agroecosistemas, en los que los sistemas objeto de estudio son abiertos. Dicha apertura es una parte sustancial para el funcionamiento de los mismos, es decir, la extracción de materiales y la introducción de materiales exógenos que es el objeto fundamental de la producción agrícola y, por lo tanto, del beneficio

ecosistémico requerido. En nuestro caso, el suelo dentro del agroecosistema es el objeto del estudio y nuestro proceso va a ser definido como cíclico, tomando la situación inicial de partida del suelo y evaluando su capital natural a través de un ciclo de cultivo. Es por ello que la sostenibilidad dependerá de mantener intacto o aumentar el valor de la eco-exergía durante un ciclo de cultivo, debiendo reponer en cada ciclo el coste exergético extraído de los suelos. El primer paso será conocer el estadio inicial del suelo a partir de la medida de su eco-exergía inicial, para, al final del ciclo de cultivo, volver a evaluar la eco-exergía final y comprobar la degradación del mismo, y cómo esta pérdida tiene influencia en los beneficios ecosistémicos que nos proporciona el capital natural.

- La tecnología disponible en este caso son los sistemas vivos y, por lo tanto, son irremplazables, no pudiéndose sustituir por ningún otro capital. Como veremos en el capítulo siguiente la complejidad del sistema es tan alta que su sustitución o reconstrucción es prácticamente imposible. No obstante, vamos a suponer que no se producen extinciones durante los períodos objetos de estudio (permanece siempre ciertas poblaciones con posibilidad de activarse), por lo tanto, el coste exergético en este caso sería el coste exergético de introducir exergía externa (solar o química principalmente) para que el ecosistema se regenere por sí mismo desarrollándose hasta el estado considerado, a partir de generación de biomasa ecosistémica, o redes de interacción o creación de nueva información.

Por lo tanto, vamos a tomar como referencia la teoría del coste exergético anterior de Valero (A. Valero, 2012), con la adaptación de la eco-exergía como ampliación al concepto de exergía abiótica. Para ello debemos revisar los fundamentos termodinámicos de la eco-exergía y comprobar que no entran en contradicción con la teoría de coste exergético que pretendemos utilizar como base.

- El primer paso para la aplicación de la teoría debe ser definir el sistema de referencia crepuscular o de equilibrio termodinámico. La referencia para fijar el sistema crepuscular en la eco-exergía y que difiere de las

tomadas habitualmente para la exergía abiótica consiste en considerar que todos los elementos inorgánicos presentes en el sistema a estudiar se encuentran en el estado de oxidación más elevado y se asume que el sistema tiene la misma temperatura y presión que el entorno, por lo tanto, se desprecian los gradientes químicos que darían lugar a reacciones de oxidación y reducción (Susani *et al.*, 2006). La elección de esta referencia tiene como consecuencia que la parte de exergía abiótica dentro de la eco-exergía (la parte física) es la misma para el detritus o materia orgánica presente en el suelo, independientemente de la forma en la que pueda encontrarse (proteínas, carbohidratos, etc.). Se toma el valor de energía libre del detritus (18,7 kJ/g) para la exergía abiótica de la materia orgánica del suelo (Jorgensen, 2015).

- El segundo paso dentro de la teoría es comprobar que la eco-exergía representa el mínimo trabajo necesario para la transición entre estados del ecosistema donde incluimos sistemas bióticos, para lo que vamos a repasar cómo Jorgensen deriva la eco-exergía a partir de la exergía abiótica y de la teoría de la información de Shannon. La exergía que proviene de la información se puede calcular partiendo de la ecuación de Boltzmann para la entropía de un sistema en equilibrio:

$$S = k \ln W$$

Donde aplicando la temperatura del sistema obtenemos directamente la exergía del mismo según la mecánica estadística:

$$Ex = k T \ln W$$

- k. Es la constante de Boltzmann con un valor de $1,38 \cdot 10^{-23}$ J molécula⁻¹ K⁻¹.
- T. Temperatura del cuerpo humano. Se asume que, en promedio, es de 310 K.
- W. Número de microestados posibles del sistema que pueden dar lugar al macroestado actual. Según la analogía presentada por Arie Ben-Naim (Ben-Naim, 2007), corresponde al número de posiciones de dos dados que pueden dar la suma de 7. El macroestado sería la suma de los dos dados (suma total 7) y el número de microestados sería 2+5, 4+3, 5+2,

etc. El macroestado tenderá hacia su situación más probable, es decir, aquella que aparezca con un mayor número de combinaciones de los microestados. En el ejemplo de los dos dados la suma tenderá a ser 7 con una probabilidad $p = 0,166$, mientras la probabilidad de que la suma de 8 es 0,138, por lo tanto, al cabo de muchas tiradas tenderá hacia los macroestados más probables.

Por lo tanto, un macroestado poco “habitual” tiene poca probabilidad de darse porque hay pocas combinaciones de microestados que lo den como resultado y este tendrá una entropía menor que otra disposición más “habitual”. Si al final tenemos una disposición de microestados “segura”, la entropía será máxima y la información ganada en cada experimento por el observado mínima, y estaremos en el equilibrio termodinámico, donde el valor de novedad de las mediciones o del sistema sería nula.

El concepto de entropía como propiedad emergente dependiente de las distribuciones de probabilidad de un conjunto de microestados permite relacionar la entropía termodinámica con la teoría de la información de Shannon. Se debe tener en cuenta que cuantos más microestados den lugar a un macroestado, menos conoceremos acerca del estado exacto del sistema nivel micro y más información necesitaremos para determinar qué estructura micro proporciona ese macroestado. Partiendo de una distribución de probabilidad conocida (conocimiento previo), Shannon intentó responder a la pregunta de cuánta incertidumbre cabría esperar acerca del resultado de un experimento:

$$H = \sum_i^n p_i \log p_i$$

Si solo tenemos un posible resultado del experimento A, entonces $P(A) = 1$ y $H=0$, por lo tanto, siendo la incertidumbre cero no necesitamos más información para asegurar el resultado.

Relacionar la entropía con la distribución de probabilidad de los microestados de un sistema permite asociar su estructura con su capacidad para ejercer trabajo útil. Este precisamente es el propósito de

Capítulo 2

Jorgensen, cuantificar el valor estructural de los sistemas vivos para realizar trabajo útil.

Al utilizar la expresión de la mecánica estadística para calcular la exergía del sistema tomado como objeto del estudio $Ex = k T \ln W$, estamos tomando implícitamente un coste exergético de llevar el sistema desde el estado de referencia tomado (Jorgensen supone que el sistema de referencia está a la misma temperatura que el entorno) hasta el estado actual a la misma temperatura T . Y esto es así porque suponemos que la distribución W es diferente a la equiprobabilidad presente en la entropía máxima del equilibrio termodinámico, siendo en este caso el equilibrio termodinámico el estado de referencia definido por Jorgensen para su eco-exergía anteriormente descrito, y al ser los ecosistemas sistemas abiertos suponemos que la temperatura entre el sistema y el entorno es constante, así como la presión, por lo que la exergía se convierte básicamente en la energía libre de Gibbs del sistema con respecto a la que tendría en el estado de referencia escogido. Utilizando estas suposiciones del estado de referencia y la teoría de información, Jorgensen deriva su expresión para la exergía específica (por gramo) de un organismo vivo (Jorgensen y Svirezhev, 2004), como:

$$ex = ex^{abiotica} + ex^{biotica}$$

Donde:

- $ex^{abiotica}$. Es la exergía específica que podemos obtener a partir de un gramo de biomasa (viva o muerta) y viene dada por la energía libre de Gibbs. Debido a la selección del estado de referencia este valor es independiente de la naturaleza química de la materia orgánica y es igual a 18,7 kJ/g de biomasa.
- $ex^{biotica}$. Es la exergía específica que podemos obtener como resultado del orden del organismo. Como hemos visto, representa la información genética que es la que define este término.

Utilizando este desarrollo Jorgensen (Jorgensen y Svirezhev, 2004) define la eco-exergía de un organismo vivo como:

$$Ex = B \beta f$$

Siendo:

- *Ex*. La exergía del organismo vivo en kJ.
- *B*. La biomasa del organismo en base seca expresada en g.
- *f*. Exergía por unidad de biomasa, se toma como media 18,7 kJ/g de biomasa.
- β . Factor de información genética. El valor está relacionado directamente con la complejidad de la estructura genética de cada organismo.

Esta ecuación se puede utilizar para obtener la exergía de cada organismo dentro de un ecosistema y calcular la exergía total del mismo. Es en el cálculo de β donde se relaciona la termodinámica clásica, la mecánica estadística y la teoría de la información (Susani *et al.*, 2006). En esta última se refleja el dogma central de la biología molecular, que dicta que la información genética contenida en el ADN es transcrita a ARN y este traducido a proteínas. En última instancia son las proteínas las que catalizan los procesos vitales que diferencian a los organismos de las sustancias inorgánicas.

A modo de ejemplo, calcularemos la exergía de información del cuerpo humano, tal y como hace Jorgensen (2015) en uno de sus últimos trabajos. Partimos de la ecuación de Boltzmann para el cálculo de la exergía de información:

$$Ex_i = k T \ln W$$

En este caso, el número de microestados expresa las diferentes posibilidades de disposición de los aminoácidos en las proteínas del cuerpo humano. Jorgensen escogió las proteínas por dos razones principalmente:

- Representan la máxima cantidad de información posible dentro del cuerpo humano ya que los aproximadamente 7 kg de proteína que contiene un ser humano de unos 70 kg (Jorgensen y Svirezhev, 2004) corresponden aproximadamente a $3 \cdot 10^{25}$ aminoácidos dispuestos de una forma concreta lo cual nos da un valor de novedad de $I \approx 2,5 \cdot 10^{27}$ bits de información [$I = (1/\ln 2) \times 3 \cdot 10^{25} \ln (3 \cdot 10^{25})$], y si tomamos los 150 g de ADN que tiene el cuerpo humano, nos da un valor de $6 \cdot 10^{23}$ bits.

Capítulo 2

- La segunda razón viene dada por la consideración de las enzimas como las principales responsables de las transformaciones que se producen en los organismos vivos.

No obstante, como sabemos, 3 nucleótidos definen 1 aminoácido, por lo tanto, conociendo la secuencia de nucleótidos que codifican aminoácidos podremos determinar el proteoma del cuerpo humano. Como hemos visto anteriormente la información codificada en una secuencia de ADN en bits viene dada por $2L$, siendo L la longitud de la secuencia. Esta sería la cantidad de información estadística, sin embargo, el mensaje de esta información es lo que se debe determinar a partir de algún patrón en esta información sintáctica, como puede ser la conservación de las secuencias importantes en el desarrollo de la vida (Koonin, 2016). En el modelo propuesto por Jorgensen, es el proteoma de los organismos vivos el significado de la información. El proteoma humano todavía está siendo dilucidado en el proyecto "The Human Proteome" (Anderson *et al.*, 2015), no obstante, en la última actualización de datos para el cálculo del modelo de la eco-exergía (Jorgensen, 2015), Jorgensen utiliza una serie de valores que le permite calcular los parámetros que relacionan la exergía biótica con la abiótica. En este trabajo Jorgensen (Jorgensen, 2015) fija el número de aminoácidos potencialmente codificable por el genoma humano en 10^9 . Teniendo en cuenta que existen 20 aminoácidos proteicos, la cantidad de microestados diferentes que podrían adoptar los aminoácidos en el cuerpo humano sería de $20^{1.000.000.000}$. Este número de microestados en el cuerpo humano no son aleatorios, sino que solo existe una disposición, por lo que resulta en un alto valor de novedad con respecto al número de estados posibles y el conocimiento de esta disposición proporciona un alto valor de información y, por lo tanto, una baja entropía. La exergía de información del ser humano es, según Jorgensen, de $1,30 \cdot 10^{-11}$ J/molécula. Si multiplicamos por el número estimado de moléculas presente en cada célula humana (10^9) y por el número de células estimadas en el cuerpo humano (10^{14}), tenemos una exergía total de información de $1,3 \cdot 10^{12}$ J. Esta sería la estimación del trabajo mínimo necesario para configurar la disposición actual de las bases de nucleótidos que dan lugar a los procesos vitales del ser humano.

Asumiendo que un ser humano tiene una biomasa en base seca promedio de 32 kg, la exergía abiótica de la biomasa humana sería:

$$32.000.000 \text{ g} \times 18,7 \frac{\text{kJ}}{\text{g}} = 5,98 \cdot 10^8 \text{ J}$$

Con los datos obtenidos, se puede calcular el factor de Jorgensen, que relaciona la exergía de la información con la exergía de la composición química:

$$\beta - 1 = \frac{1,303 \cdot 10^{12} \text{ J}}{5,98 \cdot 10^8 \text{ J}} = 2.179$$

Por lo tanto, β adquiere un valor de 2.180 para los seres humanos, es decir, nuestra información genética proporciona una capacidad de realizar trabajo útil 2.180 veces mayor que la energía libre de Gibbs que proporciona la composición química de nuestra biomasa. El mismo autor Jorgensen (Jorgensen, 2015), reconoce la imposibilidad de reflejar en un único número los procesos vitales, pero sí que representa una aproximación útil para calcular los costes exergéticos en modelos ecosistémicos y, como consecuencia, estos índices se han aplicado en diferentes ocasiones y han demostrado su validez y utilidad como un parámetro que refleja el estado de los ecosistemas y permite evaluar su evolución (Silow y Mokry, 2013).

El modelo de Jorgensen se puede aplicar a otros organismos mediante la siguiente ecuación:

$$\beta - 1 = \frac{k T N C N M \ln 20^{N A}}{B 18,7}$$

- k. Constante de Boltzmann.
- T es la temperatura absoluta del organismo en K.
- NA es el número de aminoácidos codificados (calculado como número de nucleótidos en genes codificantes dividido entre 3).
- NC es el número de células del organismo.
- NM es el número de moléculas por célula.
- B es el peso en base seca del organismo expresado en gramos.

Capítulo 2

El cálculo del parámetro β por lo anteriormente explicado cumple las características propuestas para que el indicador tenga la solidez analítica y el fundamento físico y científico que requería su determinación como proponíamos en el inicio de este apartado. Las técnicas de determinación de genéticas en las que se basa el cálculo de este parámetro cada vez son más precisas y económicas por lo que su universalización es cada vez mayor. Actualmente las técnicas metagenómicas ofrecen nuevas visiones de los ecosistemas edáficos a partir de los análisis genéticos en muestras diferentes (Escobar-Zepeda *et al.*, 2015).

Teniendo en cuenta que la eco-exergía es la exergía considerando la información, si aseguramos que el cálculo de β es apropiado, la eco-exergía se calcula con base la energía libre de Gibbs de la biomasa y del parámetro calculado:

$$Ex = B \beta f$$

Donde β y B representan la exergía proveniente de la información y de la biomasa, respectivamente, y f es la exergía por unidad de biomasa.

Por todo lo anterior, consideramos que la eco-exergía es un parámetro válido para ser utilizado en el cálculo del capital natural que contiene el ecosistema edáfico y que, por lo tanto, nos servirá como referencia para conocer el potencial de capacidad de transformación inducida por la información pragmática (eco-exergía), pudiéndola utilizar para minimizar los impactos ambientales en la agricultura de forma sostenible.

Si el objeto de estudio es un ecosistema, su eco-exergía es igual a la suma de la eco-exergía de todos los organismos que lo componen, de modo que es posible determinar un parámetro para estudiar la evolución de los ecosistemas y que se calcularía para un ecosistema con n organismos de la siguiente manera:

$$Ex_{ECOSISTEMA} = \sum_{i=0}^n Ex$$

No obstante, como postula la teoría de Jorgensen, el desarrollo de un ecosistema debido a la energía excedente se emplea para el crecimiento de su biomasa y, en una segunda etapa, se emplea en el desarrollo de redes o interacciones, por lo tanto, se debe tener en cuenta que las propiedades del ecosistema emergen

fundamentalmente de las interacciones entre sus elementos y es por ello que, además de su composición, se debe considerar un segundo aspecto para el estudio del desarrollo de los ecosistemas: la ecología de redes.

Existe una información sintáctica o estadística en este orden de las interacciones entre las comunidades, ya que no se dan por azar, sino que se observan ciertos patrones en el establecimiento de estas interacciones, por lo que se puede considerar que existirá un aumento en la eco-exergía propuesta por Jorgensen por el componente de la exergía de la red ecosistémica. Este componente se puede considerar aditivo a la parte biótica de la eco-exergía.

Redes ecológicas.

En el apartado anterior hemos visto cómo la información genética define a los seres vivos y les impulsa a alejarse del equilibrio termodinámico. No obstante, las interacciones entre los diferentes organismos de un ecosistema influyen enormemente en su desarrollo y en factores como la eficiencia de uso de los recursos que hay en el mismo debido a los continuos intercambios de materia, energía e información. La naturaleza y características de estos intercambios dentro del ecosistema y entre el ecosistema y su entorno define las funciones del mismo y, por tanto, los servicios ecosistémicos que de él podemos obtener.

Con el objetivo de describir los fenómenos relacionados con las interacciones entre distintos elementos de un ecosistema se desarrolló la teoría de redes ecológicas a lo largo de los años 70 y 80 con base en los análisis de entradas y salidas de Leontief. Existen diversas revisiones acerca de los métodos de análisis de redes ecosistémicas (Fath y Patten, 1999; Ulanowicz, 2004), los cuales se estructuran en 4 fases:

1. Conocimiento de la estructura del sistema. Se define el número de interacciones tanto directas (flujos directos) como indirectas (en más de un paso) entre los diferentes componentes.
2. Conocimiento de los flujos del sistema. Aplicando las leyes de conservación se cuantifica la materia y energía que se intercambia directa e indirectamente entre los diferentes componentes del sistema.

Capítulo 2

3. Conocimiento de los stocks del sistema. Se determina el lugar de almacenamiento de la materia y energía dentro del ecosistema y la rotación dentro de los stocks.
4. Conocimiento de la utilidad de la red. Identificación de efectos sinérgicos o de mutualismo en la red.

Estos análisis permiten establecer la estructura y el funcionamiento del conjunto de elementos del ecosistema y resultan fundamentales para describir los flujos de capital natural. A partir del análisis de redes se pueden determinar una serie de propiedades que influirán en el capital natural de los ecosistemas:

1. Propiedades derivadas a partir del análisis estructural. Se refiere a la evolución debida a los nuevos desarrollos matemáticos de las teorías de redes basadas en el comportamiento topográfico de las redes ecológicas (Melián et al., 2018):
 - a. Densidad de uniones. Se define como el número de uniones dividido por el número de elementos o compartimentos del sistema.
 - b. Conectancia. Se define como el número de uniones Inter elementales frente al número de uniones posibles en el sistema.
2. Propiedades derivadas a partir del análisis funcional:
 - a. Flujo total del sistema. Representa la suma de todos los intercambios dentro del ecosistema, ya sea entre el entorno y los elementos del mismo o entre los propios elementos constituyentes. El flujo puede ser de materia o energía, y en el caso de algún microorganismo puede existir intercambio de información genética horizontal.
 - b. Índice de ciclos de Finn. Representa la proporción de materia o energía respecto al flujo total del sistema que se genera por recirculación.
 - c. Índice de efectos indirectos. Es una medida de la cantidad de flujo que se debe a la interacción directa entre diferentes compartimentos (depredación, por ejemplo) y el que se debe a los efectos en más de un paso.

- d. Ascendencia. Cuantifica el nivel de actividad del sistema y el orden del mismo.
- e. Índice de Amplificación. Mide la cantidad de pasos que una cantidad de flujo visita antes del salir del sistema.
- f. Índice de Sinergismo. Mide la suma de flujos netos en todos los compartimentos del sistema para determinar el comportamiento global del mismo.
- g. Índice de Homogeneización. Acción de la red que hace que la distribución del flujo sea más uniforme. Valores altos indican un flujo más homogéneo.

Este tipo de análisis se suele emplear cuando los sistemas se encuentran en estado estacionario y requiere del conocimiento de todos los flujos y elementos que contienen. Para analizar ecosistemas en transición se utilizan los valores medios de un periodo de tiempo.

La segunda etapa de desarrollo de los ecosistemas se realiza a través de la creación de interacciones entre sus diferentes elementos, lo cual les permite, por ejemplo, aumentar la eficiencia en el uso de los recursos. Este desarrollo genera cierto orden entre los diferentes elementos del ecosistema, por lo que disminuye la incertidumbre sobre la situación de máxima entropía que sería aquella donde las interacciones fueran al azar.

Cuanto mayor sea el número de nodos en el sistema, mayor será la incertidumbre y, en consecuencia, la entropía máxima del sistema. A esta entropía, que sería la máxima incertidumbre del sistema, Ulanowicz la denomina capacidad del sistema (Ulanowicz *et al.*, 2009) y la considera como la máxima cantidad de interacciones que se podría establecer entre los componentes. Sin embargo, la parte conocida del ecosistema (aquella de la que ya se conoce un cierto patrón de interacciones) es la que permite aumentar la eficiencia en el uso de los recursos materiales y energéticos (potencial de trabajo útil) y se crea cuando este se desarrolla con la exergía excedente del mantenimiento del ecosistema como una respuesta a las restricciones del ambiente. Ulanowicz define esto como ascendencia, distinguiendo la actividad ordenada (interacciones establecidas) frente a toda la capacidad del sistema (de todas las

Capítulo 2

posibles). La ascendencia forma parte del capital natural de los ecosistemas y es esencial en la capacidad de realizar el trabajo útil. Finalmente, este autor denomina entropía condicional (ya que está condicionada por nuestro conocimiento del ecosistema) a la diferencia entre la capacidad del sistema y la ascendencia, concepto que representa la parte del sistema en la que es posible que se generen nuevas interacciones y, por lo tanto, está estrechamente relacionado con la resiliencia de los ecosistemas. Por lo tanto, la ascendencia de Ulanowicz representa la información que se encuentra almacenada en la red ecológica y para su cálculo se hace uso de los diferentes flujo de materia, energía o información que existen en la red, viniendo dada por (Ulanowicz *et al.*, 2009):

$$A = \sum_{i,j} T_{i,j} \cdot \log \frac{T_{i,j} \cdot T_{..}}{T_{i.} \cdot T_{.j}}$$

Donde:

- $T_{i,j}$ es el flujo, por ejemplo, de masa que fluye desde el componente del sistema i hacia el compartimento j .
- $T_{i.}$ representa el flujo que parte del componente i del sistema y que recoge cualquier compartimento. Es el sumatorio sobre todo el subíndice j de los flujos que fluyen desde i . $T_{i.} = \sum_j T_{i,j}$
- $T_{.j}$ es el flujo que recibe el componente j del sistema independientemente de que compartimento es del que parte el flujo. $T_{.j} = \sum_i T_{i,j}$
- $T_{..}$ es la suma de todos los flujos.

La ascendencia del ecosistema es, por lo tanto, una medida de la información estadística del sistema con unidades de información [el autor utiliza las unidades J-bits/m²·año, como unidades de la ascendencia (Ulanowicz *et al.*, 2009)] que intenta representar la exergía de información almacenada por el establecimiento de interacciones. En este caso el autor (Ulanowicz, 2004) no utiliza ningún parámetro relacionado con los sistemas vivos, por lo que estaría más cerca de la exergía abiótica que de la exergía biótica. En este trabajo, al igual que asumimos que la eco-exergía puede utilizarse como indicador ambiental, no analizamos si la ascendencia es utilizable con este fin, simplemente lo introducimos como elemento de discusión para reflejar la evolución de los ecosistemas en su segunda etapa, donde existe una parte de la exergía

almacenada que se utiliza en ciclar los diferentes recursos existentes en los ecosistemas. Por esta razón, aumenta el tiempo en el que los recursos permanecen en el ecosistema produciendo una amplificación de su efecto sobre el almacenamiento de trabajo útil dentro del ecosistema. Por lo tanto, cuanto más complejidad biológica tiene un determinado organismo, más capacidad de establecer interacciones diferentes con otras especies del ecosistema y, por lo tanto, un mayor alejamiento del ecosistema del equilibrio termodinámico.

Eco-exergía almacenada en ecosistemas.

Los ecosistemas se desarrollan o evolucionan en dos dimensiones (Jørgensen, 2015): la dimensión vertical, que es el aumento de la información genética de las especies que en este modelo termodinámico de la ecología de Jørgensen viene dado por el parámetro β , y la dimensión horizontal, que es la evolución de las redes ecológicas establecidas y que se mide a partir de la ascendencia de Ulanowicz. Estos dos parámetros implican un estado de orden del ecosistema global que contiene una menor entropía del sistema y por lo tanto una mayor eco-exergía.

Ambas formas de desarrollo de los ecosistemas conllevan el almacenamiento de eco-exergía, que es en lo que se emplea el superávit de exergía que llega a los ecosistemas y que mantiene a estos alejados de la situación de referencia definida por Jørgensen. Por lo tanto, el exceso de exergía que llega a los ecosistemas sobre la necesaria para su mantenimiento se almacena en tres formas, que constituyen una importante fuente de capacidad de trabajo útil:

- Biomasa. Es el primer desarrollo de los ecosistemas y resulta medible en unidades de exergía abiótica.
- Ascendencia. Las interrelaciones que se configuran entre las diferentes especies integrantes del ecosistema para aumentar la eficiencia de los recursos (ciclos y efectos indirectos principalmente). No tenemos la equivalencia para convertir la exergía presente en la red en unidades de exergía abiótica, por lo que no podemos utilizarla dentro de nuestro computo de la eco-exergía como indicador ambiental, no obstante, como hemos visto, la entropía del sistema depende del sistema elegido y de la medición que podemos realizar sobre este sistema. En nuestro caso,

Capítulo 2

vamos a reconocer la presencia de esta información dentro del sistema, pero la vamos a considerar despreciable frente a la cantidad de información existente dentro de un organismo vivo, ya que como veremos en el siguiente capítulo, en un gramo de suelo podemos encontrar 10^9 individuos de aproximadamente 10^3 especies diferentes, por lo que el máximo número de microestados posibles podemos considerarlo como la interacción entre los 10^3 especies diferentes, que es mucho más bajo que la posible interacción entre las 10^9 moléculas diferentes presentes en una célula (Jorgensen y Svirezhev, 2004).

- Exergía de información almacenada en la información genética de los seres vivos que conforman el ecosistema. Y que viene representada por la eco-exergía de Jorgensen, a partir de un parámetro β que multiplica la exergía abiótica de la biomasa de un organismo vivo.

Por todo lo anterior, concluimos que la utilización de la eco-exergía como indicador medioambiental del capital natural de los suelos es apropiada para el presente trabajo por cómo se deriva de las leyes termodinámicas. Y al aceptar este indicador, debido a la analogía con la exergía abiótica, podemos utilizar esquemas teóricos similares a los aplicados en el cálculo del coste exergético para recursos naturales (Valero y Valero, 2014). Con estas herramientas teóricas a nuestra disposición, crearemos el marco de análisis teórico para conocer la renovabilidad en los flujos de los beneficios ecosistémicos que obtenemos de los suelos para nuestro desarrollo sostenible basado en la bioeconomía.

Resumen y conclusiones.

Asegurar los flujos renovables de beneficios ecosistémicos desde el capital natural, en este caso desde los suelos, implica conocer las funciones ecosistémicas que tienen lugar en el sistema objeto de estudio (es lo que se denomina funcionamiento del sistema, el funcionamiento de los ecosistemas se identifica más con el concepto biológico de comportamiento frente al concepto más mecánico de funcionamiento), por lo tanto, el disponer de un conocimiento previo en forma de teoría para predecir el comportamiento del ecosistema edáfico nos va a permitir conocer la evolución del mismo y, por lo tanto, conocer aquellos atributos que definen el estado del sistema para que su comportamiento

sea el esperado y mantener así los flujos sostenibles de biomasa para la nueva bioeconomía, algo fundamental para el desarrollo sostenible.

Por ello la utilización de la teoría termodinámica de los ecosistemas propuesta por Jorgensen, así como las teorías del coste exergético para la valoración de capital natural de Valero, nos permiten disponer de conocimiento previo para predecir el comportamiento de los ecosistemas edáficos.

De esta forma, en nuestro análisis termodinámico de los ecosistemas edáficos utilizando el concepto de eco-exergía, tendremos que estudiar el comportamiento de estos sistemas biológicos de una forma cíclica para comprobar la renovabilidad de los flujos que proporcionan los suelos:

- Conocimiento del estado inicial del suelo al inicio del ciclo de cultivo. Utilizando parámetros ecosistémicos y no solo fisicoquímicos. Conociendo la eco-exergía en este estado podremos determinar el capital natural del suelo correspondiente para la producción de biomasa.
- Desarrollo del ciclo de cultivo, donde se establecen interacciones entre los organismos presentes en el agroecosistema, principalmente entre el ecosistema que conforman el suelo y el cultivo. El cálculo de la evolución de la eco-exergía durante este proceso nos permitirá determinar las mejores prácticas para minimizar la disipación de trabajo útil y, por lo tanto, las prácticas que generen una gran cantidad de entropía en el sistema acercándolo al equilibrio termodinámico. La utilización en este caso de la información pragmática nos ofrece una aproximación para minimizar los flujos no renovables aplicados al ecosistema.
- Conocimiento del estado final del suelo tras la extracción de recursos por parte del cultivo por el rendimiento a cosecha. Calculando la eco-exergía final, podremos determinar el coste exergético del ciclo de cultivo y valorar si las prácticas agrícolas han sido conservacionistas hacia la eco-exergía o si han aumentado la entropía del sistema.

Nuestro trabajo, por lo tanto, pretende determinar las prácticas agronómicas que más conserven la eco-exergía del ecosistema edáfico, para poder disminuir la utilización de aportes exógenos de exergía abiótica en forma de fertilizantes minerales y otros insumos en los agroecosistemas. El seguimiento de la

Capítulo 2

evolución de la eco-exergía durante el ciclo de cultivo agrícola nos va a permitir determinar la renovabilidad de los beneficios ecosistémicos.

El aprovechamiento de la eco-exergía implica el reconocimiento de la información presente en los organismos vivos como una gran fuente de trabajo útil. La cantidad de información debe ser considerada desde dos puntos de vista, la sintáctica (o estadística) y la pragmática (o mensaje). En el concepto de eco-exergía, Jorgensen utiliza la información estadística de Shannon que cuantifica la distancia de ese sistema al equilibrio termodinámico y, por lo tanto, tiene una exergía de restitución tanto mayor cuanto mayor sea su valor de novedad. En este trabajo suponemos que cuanto mayor es la información sintáctica mayor será la cantidad de mensajes que se pueden crear y, en consecuencia, mayor es la probabilidad de que se produzcan interacciones basadas en la información respecto a las interacciones basadas en las fuerzas (Roederer, 2003). Nuestra hipótesis es que este tipo de interacciones generan menos entropía en el sistema, y, por lo tanto, que conservan más la eco-exergía dentro del sistema. Este tipo de interacciones basadas en la información o mensajes, se dan en los ecosistemas edáficos en forma de exudados radiculares, que emiten las plantas para conseguir que los microorganismos edáficos expresen las enzimas que transforman su entorno, liberando materia y energía que necesitan los cultivos, y que, en definitiva, era el propósito biológico del mensaje. Nuestro objetivo, es desarrollar inductores metabólicos que simulen los mensajes enviados por la planta hacia los microorganismos del suelo, para de esta forma, utilizar la información genética presente en los microorganismos edáficos como el agente de transformación de la materia y energía presentes en el suelo, aumentando así la eficiencia en el uso de recursos para la producción de biomasa agrícola.

En el siguiente capítulo vamos a estudiar con más detalle los procesos que ocurren en los ciclos de cultivo y cómo las prácticas agronómicas han tratado de mantener la productividad de los suelos a través de la utilización de una enorme cantidad de recursos fósiles. Además, vamos a exponer nuestra propuesta de ciclo de cultivo, donde se tiene en cuenta la regeneración edáfica como aspecto fundamental para conseguir utilizar la información pragmática de los agroecosistemas, minimizando de esta forma los impactos ambientales de las prácticas agrícolas.

Capítulo 3

Introducción de la hipótesis a contrastar: Estructura y dinámica de flujos de eco- exergía en los ecosistemas edáficos.

Introducción de la hipótesis de trabajo.

En los primeros capítulos hemos revisado la importancia de los suelos como capital natural y los riesgos a los que estos están expuestos actualmente debido a la elevada demanda de servicios ecosistémicos. La principal actividad humana que ejerce presión sobre los suelos es la agricultura, amenazando con superar los umbrales de resiliencia edáficos para mantenernos en el holoceno. La opción que emerge como alternativa a la economía fósil actual es una Bioeconomía 2.0 que permita compaginar el bienestar humano con un desarrollo sostenible a nivel económico, social y natural.

En este trabajo hemos visto que el principal problema de sostenibilidad se debe al desequilibrio de los ciclos biogeoquímicos del planeta generado por la actividad humana, que ha modificado los stocks internos del planeta en cuanto a la materia, energía e información. El ciclo del carbono se encuentra alterado por la acumulación de este elemento en la atmósfera a consecuencia de la utilización de combustibles fósiles y por la pérdida de materia orgánica de los suelos debida mayoritariamente a la intensificación agrícola. Por otro lado, los notables aumentos en las demandas de biomasa (apropiación neta primaria antropogénica) para sostener nuestra actividad económica, ha provocado que la fertilización nitrogenada en las tierras de cultivo supere a la fijación natural biológica de nitrógeno en el resto de biomas terrestres (Bouwman *et al.*, 2017), acumulándose por esta causa una gran cantidad de formas reactivas de este elemento en la atmósfera y en la hidrosfera. Sin embargo, probablemente el caso más significativo es el del ciclo biogeoquímico del fósforo, ya que, además del efecto contaminante de su exceso en la hidrosfera (eutrofización), es un recurso no renovable y su velocidad de generación en la tierra es nula. Para la formación de este elemento se necesitan 2 átomos de oxígeno y alrededor de 1.000 millones de grados Kelvin, circunstancias que solo se dan en determinadas estrellas del tamaño de tres veces nuestro Sol (Maciá, 2005). Puesto que no tiene ningún elemento sustitutivo para la vida, cada día tienen más importancia las palabras de Isaac Asimov, quien definió el fósforo como *“el cuello de botella de la vida”*: *“La vida puede multiplicarse hasta que se acabe todo el fósforo, posteriormente hay un alto inexorable que nada puede evitar”* (Asimov, 1974).

Capítulo 3

La necesidad de mantenernos dentro de los umbrales del planeta está motivando la descarbonización de la economía y el impulso de una nueva bioeconomía, y con ello una mayor exigencia de conocimiento acerca de los suelos como capital natural para proporcionarnos los materiales, alimentos y energía en una forma que permita mantener un desarrollo sostenible. Por ello, determinar las propiedades y funciones del suelo con el objetivo de mantenerlas, monitorizarlas e incluso incrementarlas a partir una diferente gestión agrícola, hace que hayamos revisado el concepto de salud del suelo y qué atributos se proponen para cuantificar este decisivo capital natural.

En nuestro trabajo, lo que proponemos es la revisión de estas propiedades y funciones desde el marco de la ecología de sistemas, es decir, de una forma integral, planteando el estudio de los suelos en función de los tres aspectos fundamentales en su desarrollo y crecimiento como ecosistema: aumento de biomasa, aumento de la interacción entre los componentes y aumento del ADN presente en el mismo. Es decir, emplear la eco-exergía de Jorgensen como propiedad emergente para conocer el capital del suelo y, por lo tanto, determinar si estamos solicitando flujos sostenibles de recursos, lo que puede permitir avanzar hacia la descarbonización y la sostenibilidad de nuestros sistemas económicos.

En este capítulo avanzaremos cómo las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos regulan los flujos de materiales, energía e información y, por lo tanto, el desarrollo del suelo como ecosistema, y qué estrategia vamos a seguir para conseguir que estos flujos favorezcan la productividad agrícola con menos aportes de fertilizantes sintéticos. Para ello, es fundamental determinar el potencial de trabajo útil almacenado en el suelo (eco-exergía del ecosistema), así como el modo de conseguir que esta capacidad del sistema pueda ser aprovechada eficientemente para generar biomasa vegetal.

Nuestro planteamiento parte de la base de que la información, codificada en el componente genético de los organismos y expresada en forma de proteínas, y su intercambio es fundamental en el ecosistema. El flujo de información es la propiedad capaz de aumentar la capacidad de trabajo útil de los suelos y que pueden aprovechar los cultivos, permitiendo reducir los aportes de insumos

externos en la agricultura y minimizando los desequilibrios en los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y fósforo.

El suelo es un hábitat con recursos en forma de elementos abióticos y bióticos. Estos últimos disponen de la cualidad de la vida y de capacidad de cambio (metabolismo), por lo que pueden conseguir modificar el entorno y extraer de él los materiales y la energía necesarios para mantener el ecosistema lejos del equilibrio termodinámico. Según Jorgensen (2015), la capacidad metabólica de un ecosistema es determinada fundamentalmente por las proteínas expresadas por sus elementos bióticos, y estas a su vez se sintetizan cuando existen señales específicas en el entorno que inducen la expresión génica. Por lo tanto, podemos suponer que la utilización de moléculas señal que regulen específicamente la expresión génica tendrá la capacidad de liberar la eco-exergía contenida en el ecosistema y transformar los recursos presentes en los componentes abióticos del suelo. Esta transformación aumentaría la disponibilidad de los recursos para los componentes bióticos del ecosistema y facilitaría su crecimiento en biomasa (pasando a configurar nueva vida reflejada en un aumento de β Jorgensen), dando lugar a la primera fase de desarrollo de los ecosistemas.

El segundo tipo de desarrollo de los ecosistemas consiste en aumentar las redes ecológicas, por lo tanto, si la liberación de la eco-exergía se produce cuando aumentamos la información genética al introducir semillas en la superficie agrícola, toda la energía libre del componente abiótico del ecosistema puede transformarse en biomasa de primer nivel o microbiana, en redes internas del ecosistema, o en biomasa de segundo nivel o cultivo. En definitiva, al aumentar la información del ecosistema se incrementaría la eficiencia en el uso de los materiales, especialmente carbono, nitrógeno y fósforo.

Teniendo en cuenta lo expuesto anteriormente, nuestra hipótesis de partida es que la utilización, en el momento de la siembra, de inductores metabólicos de los microorganismos presentes en los suelos permite aumentar la biomasa de los cultivos a través de una mayor eficiencia en el uso de los componentes abióticos edáficos. El incremento en el aprovechamiento de los recursos se basa en que el microbiota presente en los suelos ha almacenado en su información genética la capacidad de utilización de los componentes abióticos a lo largo de toda la

historia agrícola del suelo (fase tres del desarrollo de ecosistemas). Como consecuencia, la capacidad biótica de inducir su metabolismo para hacer crecer su biomasa liberará los materiales y energía presente de forma inherente. Cada suelo constituye un capital natural con un importante stock de información genética donde podemos encontrar respuestas adaptadas a ese hábitat particular, por lo que, con el suficiente conocimiento, podremos aprovechar esta información para aumentar, de una forma sostenible, la disponibilidad de los nutrientes necesarios para los cultivos.

En la primera parte de este capítulo analizaremos la situación actual de la gestión del suelo en relación al beneficio ecosistémico de producción de materiales. A continuación, expondremos nuestro enfoque para llevar a cabo el objetivo del trabajo y, finalmente, estructuraremos en tres fases la aproximación experimental del mismo.

Suelos como soporte de vida: restricciones para su desarrollo ecosistémico, medidas para minimizarlas y degradación como consecuencia de la gestión actual.

Para que en el suelo exista suficiente eco-exergía como para poder aprovecharla a partir de los inductores metabólicos, este debe albergar un ecosistema desarrollado, es decir, se debe configurar como un hábitat para el desarrollo de los seres vivos, proporcionando para ello las condiciones físico-químicas básicas para el intercambio de materiales, energía e información. El análisis de las limitaciones para su desarrollo nos permitirá ser más concretos en la forma en la que abordar el estudio de nuestra hipótesis.

Suelo como hábitat.

La percepción del suelo como soporte de la vida es inherente al ser humano, ya que antes incluso del establecimiento de la agricultura, el suelo constituía la fuente principal de alimentos, fibras, combustibles y cobijo. Así pues, el reconocimiento del suelo como hábitat y, por lo tanto, como proveedor de servicios ecosistémicos es una visión instintiva en la naturaleza humana (Baveye *et al.*, 2016), ahora bien, no fue hasta los trabajos de Darwin sobre las lombrices de tierra cuando nació la biología de suelos (Brevik y Hartemink, 2010). Darwin

resaltó la importancia de la biología en la propia formación del suelo y el papel de este en la configuración de las comunidades del ecosistema. En definitiva, a partir de Darwin, se reconoció al suelo como un hábitat en sí mismo.

El suelo como hábitat debe proporcionar un flujo sostenible de aire, agua y nutrientes a los consumidores primarios del ecosistema (microorganismos fundamentalmente) para que se produzcan los intercambios necesarios de materia, energía e información a lo largo de toda la cadena trófica, empezando por la descomposición o mineralización de la materia orgánica, que libera nutrientes minerales que pueden ser posteriormente absorbidos por los cultivos.

Por lo tanto, el suelo debe tener calidad como hábitat para los microorganismos del suelo proliferen y puedan ejercer los procesos metabólicos que crean flujos de nutrientes para los cultivos. A lo largo de este trabajo, nos centraremos principalmente en bacterias aeróbicas, ya que son los microorganismos que descomponen a mayor velocidad y generan una mayor cantidad de exergía a partir del detritus (Paul, 2015). Para ello, los atributos físicos, químicos y biológicos del suelo deben ser considerados de forma integral en el ecosistema agrícola objeto de nuestro estudio.

La estructura física de un suelo tiene un rango de dimensiones que abarca desde los microporos de $0,15 \mu\text{m}$, donde el agua se encuentra tan fuertemente retenida que no está disponible para los cultivos (Wall, 2012), hasta la escala de biomas de cientos de km^2 , es decir, un rango de dimensiones físicas de 10^9 , del mismo orden de magnitud de la distancia tierra al sol en km. A esta complejidad dimensional hay que sumar la gran heterogeneidad de condiciones químicas a escala molecular, según estemos en la rizosfera (zona de influencia de las raíces), detritosfera (zona de influencia de los restos vegetales), drilosfera (zona de influencia de las galerías de organismos como lombrices o insectos), espermosfera (zona de influencia de las semillas) o en diferentes profundidades del suelo (Kuzyakov y Blagodatskaya, 2015). La diversidad en cuanto a condiciones químicas es considerable, pudiendo encontrar variaciones de pH del orden de 2 unidades en tan sólo un par de centímetros (Paul, 2015). Por todo lo anterior, cualquier generalización acerca de las condiciones de un suelo como

Capítulo 3

hábitat debe realizarse con cautela y desde un primer momento definiendo la escala de la observación para poder realizar extrapolaciones.

Para albergar a seres vivos, el suelo tiene tres restricciones fundamentales:

1. Espacio vital. El suelo es una matriz sólida de composición mineralógica variada que se ve surcado de diferentes poros y espacios vacíos (entre el 30 y 50% del volumen total). A ello hace referencia el concepto de estructura física del suelo. La distribución los citados poros y agregados es la que configura el soporte en el que se desarrolla la vida de los suelos, debido fundamentalmente a que estructuran las zonas donde pueden confluír agua, aire y seres vivos. Cuando los poros son pequeños, la tensión superficial y la atracción del agua son tan altas que esta última no se encuentra disponible para los cultivos. Según la FAO (www.fao.org/soils-portal), se puede describir la funcionalidad de los poros según su tamaño:

- Poros < 0,2 μm . Retienen el agua que las plantas no pueden usar.
- Poros de 0,2 hasta 50 μm . Retienen el agua de la que las plantas pueden disponer.
- Poros > 50 μm . El agua puede fluir y, por lo tanto, el aire puede penetrar libremente.
- Poros de 100 hasta 300 μm . Las raíces pueden penetrar en ellos, no obstante, debemos diferenciar entre barbas absorbentes de las raíces que tienen un tamaño de 50 μm y raíces que oscilan entre las 100 y los 300 μm .
- Canales de 500 hasta 3.500 μm . Canales de lombrices o drilosfera. Permiten el drenaje del agua y la penetración del aire.
- Canales de 2.000 hasta 50.000 μm . Nidos de hormigas y otros canales. Permiten el drenaje del agua y la penetración del aire.

Esta estructura física depende de la mineralogía del suelo, del clima, de la biota presente, del tiempo y de la gestión agrícola. La relación dinámica entre la formación y estabilización de los micro y macroagregados, junto a la estabilidad de la materia orgánica de los suelos y la cantidad de microorganismos ha permitido encontrar correlaciones entre estos

aspectos, útiles para el conocimiento de los factores que influyen en la estabilización de la materia orgánica de los suelos (Six *et al.*, 2002) y que constituyen un punto de partida para todo el posterior desarrollo del ecosistema. En diversos trabajos se ha demostrado la relación entre la estructura del suelo, definida por la estabilidad de los agregados medida como el diámetro medio ponderado por peso de los agregados del suelo (Márquez *et al.*, 2004), y la cantidad de microorganismos presentes en el mismo (Six *et al.*, 2004). Concretamente, se ha encontrado una correlación lineal positiva entre el aumento de los agregados y el contenido en biomasa microbiana.

Por lo tanto, la estabilidad y la estructura de los suelos son atributos clave para su fertilidad y salud, y la pérdida de estas representa un tipo de degradación. Algunas formas comunes de pérdida de estructura de los suelos consisten en la compactación por las labores mecánicas, la disgregación por el aumento de la conductividad o la acidificación por el uso excesivo de fertilizantes químicos. Finalmente, podemos considerar que la estructura de poros de los suelos define la capacidad de almacenamiento del mismo.

2. Disponibilidad de aire y agua. Como hemos visto, los poros definen el contenido de agua, aire y nutrientes, por lo tanto, debemos tener en cuenta que, en condiciones normales, muchos de ellos se encuentran llenos de agua y otros de aire. Esta naturaleza “anfibia” de los suelos constituye una importante restricción en los mismos, ya que influye en la respiración de los microorganismos, parte clave para el aprovechamiento de la exergía química. Además, la disponibilidad de agua se ve afectada por la naturaleza química del suelo, ya que suelos con alta salinidad ejercen una elevada presión osmótica, que puede suponer una restricción también para el desarrollo de algunos microorganismos. La presencia de materia orgánica proporciona una mayor capacidad de retención de humedad, por lo que contribuye a generar una mayor disponibilidad de agua para el sistema.
3. Disponibilidad de nutrientes e inexistencia de tóxicos. En cuanto a la disponibilidad de los nutrientes en los suelos, hay que diferenciar entre la

parte orgánica basada en el carbono para los organismos heterotróficos y la parte inorgánica basada en elementos minerales. La parte de nutrición orgánica se basa en la materia orgánica del suelo, y esta es escasa y de difícil degradación. La biomasa presente en el planeta se genera a partir de unos 50 monómeros que se unen para formar compuestos más complejos (Smil, 2013) y entre los que se incluyen 21 aminoácidos, 5 nucleótidos, 15 monosacáridos y 10 ácidos grasos, los cuales forman los polímeros que materializan la vida. En los suelos la fitomasa, biomasa proviene del reino vegetal, es el mayor contribuyente a la alimentación de los microorganismos heterótrofos y, por lo tanto, el origen de la alimentación de los microorganismos procede fundamentalmente de la celulosa, hemicelulosa y lignina. Adicionalmente, puede encontrarse en diferentes estados de degradación dependiendo de su utilización como sustrato por los descomponedores primarios de la cadena trófica detritívora o de su participación en reacciones químicas.

En cuanto a los nutrientes inorgánicos, hay que diferenciar entre los componentes que provienen de la mineralización de la materia orgánica, los que provienen de minerales del propio suelo y los aportados de forma exógena a través de fertilizantes inorgánicos. En cualquier caso, los elementos nutricionales históricamente han sido una restricción importante al desarrollo del suelo como ecosistema.

Por último, la inexistencia de tóxicos implica que los suelos deben permanecer libres de sustancias que dificulten la vida, tanto inorgánicas (p. ej., metales pesados) como orgánicas (p. ej., compuestos xenobióticos). La exposición a bajas concentraciones de este tipo de compuestos puede cambiar la ecología de los microorganismos del suelo, promoviendo el desarrollo de microorganismos resistentes a los antibióticos y pudiendo generar un problema de salud humana al introducirse en la cadena alimentaria (Wang y Wang, 2015). Las tecnologías para evitar la introducción de antibióticos en los suelos y la minimización de su movimiento en ellos, siendo la adsorción el método más prevalente, constituyen cada vez más una necesidad para mejorar la calidad de los suelos como hábitats (Ahmed *et al.*, 2015).

Estas tres limitaciones para el desarrollo de la vida, son las que van a condicionar el desarrollo del ecosistema, comenzando por la cantidad de biomasa viva que tenga el suelo (eco-exergía) y, por lo tanto, el desarrollo y crecimiento del ecosistema, reflejando así la cantidad de eco-exergía que tiene el suelo almacenado y, por lo tanto, el stock de trabajo útil y servicio ecosistémico de aprovisionamiento que pretendemos aprovechar con el uso de los inductores metabólicos.

Estas tres limitaciones son las que van a condicionar en gran medida la cantidad de biomasa viva que tenga el suelo (eco-exergía) y, por lo tanto, el desarrollo del ecosistema y el trabajo útil que podamos obtener mediante la adición de inductores metabólicos. Por ello, la minimización de estas restricciones será un objetivo fundamental de nuestro trabajo.

[Consecuencias del tratamiento de las restricciones del suelo como hábitat.](#)

La minimización de las restricciones físico-químicas de los suelos impulsa el crecimiento y el desarrollo de los ecosistemas, siendo una realidad empírica que se ha observado y tratado de conseguir a través de las prácticas agronómicas a lo largo de toda la historia. Varios milenios antes de Cristo, en la antigua Mesopotamia, ya se realizaba una gestión agrícola de las limitaciones de los suelos, principalmente mediante la irrigación, el uso del arado y la gestión de plantaciones en función del tipo de suelo (Brevik y Hartemink, 2010). Sin embargo, este tratamiento de las limitaciones a los servicios ecosistémicos de los suelos suele conllevar efectos secundarios negativos para los ecosistemas agrícolas. La gestión de los suelos en Mesopotamia provocó la progresiva salinización y erosión de las tierras de cultivo, las cuales contribuyeron significativamente a la quiebra de la civilización sumeria unos 1700 años a.C. (Jacobsen y Adams, 1958).

Otra consecuencia negativa asociada a la agricultura es la pérdida del carbono orgánico contenido en el suelo y su liberación a la atmósfera. Antes de la revolución industrial, la conversión de bosques, praderas y selvas a tierras agrícolas ya fue una importante fuente de gases de efecto invernadero (Ruddiman *et al.*, 2016). De hecho, se estima que desde el año 8.000 antes de Cristo hasta el 1.750 de nuestra era ha existido una emisión de carbono orgánico

Capítulo 3

en forma de CO₂ y CH₄ de 320 Gt C debida a la conversión de tierras y la deforestación (Lal, 2016b). Desde 1750 hasta 2010, el aumento de tierra destinada a la producción agrícola y ganadera ha puesto en la atmosfera 136 Gt C, aproximadamente 1,4 veces la cantidad de C que ha generado el uso de combustibles fósiles desde 1750 hasta nuestros días. No obstante, hay que matizar que desde 1870 la contribución de la emisión debida a los combustibles fósiles ha sido mayoritaria (un 75 %) respecto a la debida a la conversión de la tierra y deforestación (25 %) (R. Lal, 2016b). Como hemos reseñado en el Capítulo 1, afortunadamente, la utilización de tecnología en forma de fertilizantes, irrigación y fitosanitarios ha disminuido el ritmo de la conversión de uso de la tierra, minimizando la pérdida de materia orgánica del suelo, aunque como también hemos visto, ello ha generado nuevos problemas.

Prácticas como el arado siguen vigentes en la actualidad, puesto que disminuyen la densidad de los suelos y permiten superar las restricciones de espacio, favoreciendo el desarrollo de las raíces y mejorando la disponibilidad de agua y aire. Esto último también resulta beneficioso para el metabolismo microbiano. A solventar la segunda restricción citada en el apartado anterior, la referente al aumento de la disponibilidad de agua y aire en el suelo, también contribuyen prácticas como el aporte de materia orgánica o la aplicación de enmiendas basadas en dolomita o carbonato cálcico para subir el pH del suelo (disminuyendo así el potencial hídrico del agua y favoreciendo su toma por los cultivos). La tercera restricción, relacionada con el aumento de la disponibilidad de nutrientes, se ha superado tradicionalmente reciclando los residuos y subproductos hasta mediados del siglo XIX, cuando se introdujo el uso de fertilizantes minerales.

Gestionado agronómicamente la fertilidad de un suelo se disminuyen las restricciones del mismo como hábitat y se favorece el desarrollo del ecosistema. No obstante, esta gestión agronómica en busca de la producción agrícola ha cambiado en el último siglo considerablemente con la utilización de los combustibles y recursos minerales, originando claros desequilibrios en los ecosistemas y generando impactos en los límites planetarios de resiliencia. Como consecuencia han surgido las conocidas como “trampa de fertilidad” (Gomiero, 2016), donde en un primer momento se logra más productividad con

ciertas prácticas agronómicas, pero, tras la degradación de las propiedades del suelo, este requiere progresivamente de más recursos para dar la misma producción, llegando incluso a tener que ser abandonado por la pérdida de condiciones de rentabilidad en su explotación.

La trampa de fertilidad se puede explicar por la eliminación de restricciones del hábitat que se consigue de forma temporal, ya que al labrar el suelo aumenta la actividad de los microorganismos descomponedores de la materia orgánica. Esta descomposición o mineralización libera una importante cantidad de nutrientes inorgánicos que quedan disponibles para el cultivo. Aplicando relaciones molares medias, de cada 1.000 átomos de carbono se mineralizan aproximadamente 80 de nitrógeno y 5 de fósforo (Griffiths *et al.*, 2012), según lo cual encontramos que el consumo de materia orgánica en los suelos desde el comienzo de la agricultura (aproximadamente 456 Gt de C) ha puesto a disposición de los cultivos 42,5 Gt de N y 5,9 Gt P. Teniendo en cuenta que la fijación biológica de nitrógeno en la época preindustrial era de 203 Mt de N al año (Lal, 2018), el flujo de nitrógeno históricamente ha sido sostenible, ya que en miles de años de agricultura el ser humano utilizó lo que tardaría 210 años en regenerarse. En el caso del fósforo no existe mecanismo de reposición natural a las extracciones llevadas a cabo por los cultivos. Asimismo, se debe considerar la erosión del suelo, que provoca la pérdida de su capa superficial donde se encuentra el fósforo ya mineralizado. De cada 10 toneladas de suelo por hectárea que se erosionan al año, asumiendo un contenido en carbono orgánico de un 1,5 %, se pierden unos 2 kg de fósforo mineralizado. Si tenemos en cuenta que en un cultivo de trigo la composición del grano (sobre materia seca) tiene un contenido de fósforo del 0,34% (Bouwman *et al.*, 2017), perder 2 kg de fósforo mineralizado representa una pérdida potencial de unos 588 kg de grano por hectárea y año debido a la erosión. Por lo tanto, podemos concluir algunas prácticas agrícolas tradicionales (sobre todo la labranza) empleadas para minimizar las limitaciones estructurales del suelo produce una importante pérdida de capital natural, principalmente por dos motivos:

- La mineralización de la materia orgánica proporciona fósforo mineral en las capas del suelo más susceptibles a la erosión y, por lo tanto, pérdida de un elemento no renovable.

Capítulo 3

- La pérdida de materia orgánica por mineralización degrada la estructura física del suelo al eliminar un elemento imprescindible en la aglutinación de las partículas sólidas para formar los poros del suelo. Y, como hemos visto, la pérdida de estabilidad estructural hace que disminuya la biomasa microbiana (Six *et al.*, 2004).

Durante las épocas anteriores a la revolución industrial, la cantidad de tierra disponible hacía que la expansión de la agricultura hacia zonas naturales supusiera la principal forma de mantenimiento de la productividad agrícola (Montgomery, 2007a). Esto cambió con los primeros conocimientos sobre los principios de la nutrición mineral vegetal adquiridos a principios del siglo XIX.

Principio de restitución como base para minimizar la restricción de nutrientes del suelo.

El laboreo provoca la pérdida de entre el 25 al 50% de la materia orgánica del suelo respecto a su contenido nativo (Lal, 2008). Aunque ello supone una importante reducción de su capacidad exergética, la labranza ha sido clave para conseguir aumentos productivos en la agricultura. No obstante, podemos afirmar que cuantas menos restricciones tenga el suelo como hábitat, menos exergía exógena deberemos aportar o endógena consumir para el crecimiento y desarrollo del ecosistema.

La exergía exógena que se aplica aparece habitualmente en forma de combustibles para el laboreo de la tierra, fertilizantes químicos y exergía para irrigación. También es importante añadir el coste eco-exergético del cultivo hacia el suelo, es decir, cuanto menos adecuado es el suelo, más cantidad de exergía química derivada de la exergía solar (fotosíntesis) tiene que emplear el cultivo en el subsuelo, localizando más exergía química en sus raíces, bien en forma de biomasa radicular (más desarrollo radicular para explorar más volumen de suelo cuanto menos calidad agronómica tiene) o en forma de exudados radiculares para estimular los flujos ecosistémicos de materiales, energía e información. Por lo tanto, el desarrollo ecosistémico (generación de biomasa) y la calidad de un suelo como hábitat se relacionan directamente con el concepto de fertilidad de los suelos.

Tradicionalmente se conoce como fertilidad de un suelo (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009) “a la capacidad para suministrar todos y cada uno de los nutrientes que necesitan las plantas en cada momento en la cantidad necesaria y de forma asimilable”. Por lo tanto, para ser fértil, un suelo debe contener los nutrientes que las plantas necesitan y debe suministrarlo en tiempo y forma a los cultivos. En esta definición hay que dar por supuesto que el agua pertenece al flujo de nutrientes desde el suelo y tener en cuenta que la estructura influye de forma decisiva en la disponibilidad de los nutrientes para los cultivos. El primer aspecto de la fertilidad, “la cantidad necesaria de nutrientes”, está relacionado con el stock de estos materiales en el suelo, y el segundo aspecto, “forma asimilable”, tiene que ver con los flujos de estos materiales desde la forma química en el suelo hasta la forma en la que las plantas los pueden asimilar, es decir, depende de las funciones del suelo.

El problema de stocks de materiales en los suelos se ha intentado resolver desde mediados del XIX hasta finales del siglo XX mediante el uso de fertilizantes. Los pioneros de la nutrición mineral vegetal Boussingault y von Liebig (Smil, 2013) pusieron el énfasis en el concepto de la restitución de los nutrientes que se extraen por parte de las plantas y en el de reactivo limitante o “ley de mínimos de von Liebig”. Este último describe la necesidad de tener una cantidad mínima de todos los nutrientes requeridos por la planta en el suelo para que sea fértil. En consecuencia, si los cultivos extraen nutrientes del suelo, estos deben ser restituidos en cantidad y diversidad para garantizar que el flujo de todos estos nutrientes hacia las plantas siga siendo suficiente.

Esta aproximación de restitución de los nutrientes extraídos por los cultivos ha sido la forma de gestión dominante durante los últimos 150 años, especialmente a partir de la denominada “Revolución verde” de los años 60 del siglo XX, gracias a la cual la productividad agrícola por hectárea aumentó considerablemente, disminuyendo la necesidad de aumentar las tierras de cultivo necesaria, tal y como ya hemos visto en el Capítulo 1 del presente trabajo. Los principales factores tecnológicos que han permitido minimizar el impacto sobre las necesidades de tierra de cultivo han sido los fertilizantes nitrogenados y la irrigación (Niedertscheider *et al.*, 2016). Este autor afirma que la producción primaria neta aumenta de forma lineal con la cantidad de nitrógeno aplicada

Capítulo 3

hasta un valor de 125 kg N ha^{-1} , a partir del cual una mayor cantidad disminuye la eficiencia en la utilización de este nutriente. No obstante, el hecho de considerar al nitrógeno como el factor decisivo en la producción ha llevado en las últimas décadas a un uso excesivo de fertilizantes nitrogenados obteniendo eficiencias muy bajas (Lassaletta *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2015a). En determinadas circunstancias, el factor limitante es el fósforo, observándose eficiencias en su uso incluso menores que en el caso del nitrógeno (Roberts y Johnston, 2015). La baja eficiencia en el uso de estos elementos fertilizantes provoca, como hemos visto anteriormente, importantes problemas de sostenibilidad, dado que para su fabricación se utilizan recursos y materias primas no renovables y se consume energía proveniente de fuentes no renovables (Ramírez y Worrell, 2006). Sin olvidar que su aplicación deriva en otros problemas medioambientales, sobre todo en la emisión de óxidos nitrosos (Rashti *et al.*, 2015) y en la eutrofización de las aguas (Dodd y Sharpley, 2015), causa fundamental del impacto sobre los límites del planeta como hemos reseñado en el primer capítulo.

La aproximación de la restitución, con las cantidades determinadas en experimentos de estímulo respuesta, se ha basado en aumentar la transferencia de materia a partir del incremento del gradiente de concentraciones entre el suelo y el cultivo, o entre diferentes zonas del mismo suelo. Ahora bien, este gradiente no es selectivo ya que también establece flujos con otros componentes del agroecosistema como la atmósfera o los acuíferos y puede degradar la estructura fisicoquímica del suelo. Por lo tanto, el concepto de la restitución y su influencia en el incremento de los gradientes de determinados materiales es la razón fundamental para la el impacto de la utilización de los fertilizantes sintéticos en la agricultura actual. De hecho, en la época previa a la Revolución Industrial, la única posibilidad de introducir nitrógeno reactivo en la biosfera era su fijación biológica, que sumaba 203 Gt de N al año, mientras que hoy en día la cifra de nitrógeno incorporado a los suelos es de 418 Gt N al año, de las cuales 215 Gt tienen origen antropogénico, confirmando que se ha doblado el flujo biogeoquímico del nitrógeno en menos de 200 años (Lal, 2018). Puestas en perspectiva, estas cifras indican que, por ejemplo, sería necesario emitir unas 5 veces más de CO_2 al año respecto a las cifras actuales para obtener un

desequilibrio equivalente en el ciclo del carbono del que se tiene actualmente en el ciclo del nitrógeno.

El concepto de la restitución tiene en su origen en una concepción mecánica de la agricultura y la fertilidad de los suelos, y se puede ver una analogía planteada por Azam-Ali en el capítulo 2 de *Soil conditions and Plant Growth* (Gregory y Nortcliff, 2013). En esta analogía asemeja los cultivos a fábricas en las cuales los recursos ambientales son capturados (abastecimiento materias primas) y convertidos en productos químicos (proceso de fabricación). La analogía solo aplica conceptos termodinámicos clásicos a la productividad agrícola, y el único espacio para la contribución de la exergía de la información biológica se introduce en la selección de las variedades agrícolas, es decir, la selección de los mejores procesos vegetales (los mejores cultivos) en función de las necesidades a satisfacer y del entorno ambiental donde va a tener lugar la producción. Estas fábricas vegetales utilizan como materias primas agua, nutrientes, radiación solar y dióxido de carbono, y sus productos finales son productos orgánicos tipo lípidos, carbohidratos, proteínas, etc. La eficiencia del proceso de producción de estas fábricas viene dada por la eficiencia en la toma de recursos (en su abastecimiento a través del aire y del suelo) y de su conversión a los productos orgánicos. Durante la segunda mitad del siglo XX ha sido la filosofía dominante en la visión de la agricultura, hasta que la concienciación medioambiental ha dado lugar a manejar los conceptos de eficiencia en el uso de los recursos en la agricultura, de manera similar a otros aspectos de las actividades económicas.

Teniendo en cuenta la tendencia general de considerar a los fertilizantes y al agua como factores limitantes del rendimiento de los cultivos, se impusieron dos conceptos de eficiencia: N.U.E (*Nutrient Use Efficiency* o eficiencia en el uso de los nutrientes) y W.U.E. (*Water Use Efficiency* o eficiencia en el uso del agua) (Drechsel *et al.*, 2015). El concepto de N.U.E se define como la relación entre todo el nutriente suministrado al cultivo, por ejemplo, nitrógeno o fósforo (vía suelo o foliar), y la cantidad de nutriente cosechada en la biomasa recolectada (Zhang *et al.*, 2015). Precisamente, la adopción de estos indicadores mostró las bajas eficiencias que se estaban obteniendo y favoreciendo la aparición de

Capítulo 3

conceptos agronómicos como el de la intensificación agrícola, para evitar la acelerada pérdida de capital natural, conocida como la degradación de los suelos.

[Degradación de los suelos como consecuencia de la gestión agrícola actual.](#)

Como se ha adelantado en el Capítulo 2, la degradación de los suelos provoca una pérdida de los flujos sostenibles de beneficios ecosistémicos que podemos obtener de él y pone en peligro el desarrollo sostenible que plantea la bioeconomía. A continuación, explicaremos con más detalle las causas de degradación que provoca la agricultura mecanizada y que ocasiona la degradación sobre el capital natural de los suelos adelantada en el Capítulo 2.

En un estudio reciente se ha estimado la velocidad de erosión del suelo en España en el año 1.750 en 30 toneladas de suelo por hectárea y año, mientras que el mismo se afirma que con el trabajo mecanizado esta ha aumentado hasta 100 toneladas por hectárea y año (Vanwalleghem et al., 2017). A nivel global, se estima que la pérdida de superficie cultivable debido a la degradación de los suelos afecta entre los 500 y 1.000 millones de hectáreas en el mundo, lo que representaría la mitad de la superficie actual destinada a cultivos (Lal, 2018).

La degradación de los suelos provoca una pérdida importante de sus funciones y se clasifica en 4 tipos (física, química, biológica y ecológica). Los distintos tipos de degradación tienen efecto sinérgico, por lo que restaurar la calidad o la salud de los suelos es un aspecto de principal relevancia (Lal, 2015). Las principales causas de degradación identificadas son:

- Degradación física. Principalmente, erosión, sellado y compactación. Las prácticas agrícolas mecanizadas son las principales responsables de esta degradación. En el caso de la erosión tienen gran influencia los trabajos de arado y laboreo de los suelos, así como la eliminación de su cubierta vegetal y la mala gestión de la materia orgánica, lo que puede provocar pérdida de la estructura de agregados de los suelos. Esto favorece el arrastre de material por parte del viento y del agua, por lo que el suelo pierde su capa superficial, la cual tarda mucho en formarse o regenerarse (Montgomery, 2007b). En cuanto a la compactación, la utilización de maquinaria pesada compacta el terreno haciendo que se pierda

la estructura de poros tan importante para el almacenamiento de aire y agua y para el desarrollo de la vida en el suelo. Por todo lo anterior, la degradación física de los suelos impide el desarrollo del ecosistema del suelo, evitando el crecimiento de redes de interacción entre los individuos del sistema que aumenten la eficiencia en el aprovechamiento de los recursos.

- Degradación química. Principalmente, salinización, pérdida de nutrientes, acidificación y contaminación por sustancias tóxicas. Sin excluir otros factores, la utilización de fertilizantes químicos ha acelerado la degradación química de los suelos. La mayoría de los fertilizantes químicos son sales de elevada conductividad y, además, no todos los elementos que aportan al suelo son tomados por la biota en la misma cuantía y tiempo. La presencia de estos compuestos aumenta la salinidad y la presión osmótica que afecta a los flujos de agua y de otros elementos dentro del ecosistema (Zhang *et al.*, 2015b). Los fertilizantes también incrementan el carácter ácido de los suelos, modificando la capacidad de intercambio catiónico y balanceando las cargas superficiales del complejo arcillo-húmico, lo que afecta negativamente a la disponibilidad de elementos nutricionales catiónicos para los integrantes del ecosistema y evita la estabilización de la materia orgánica por los minerales del suelo (Kleber *et al.*, 2015a). Por todo ello, la degradación química tiene una gran influencia sobre la disponibilidad de los materiales para los seres vivos, creando mayores restricciones para el desarrollo de la vida (Bronick y Lal, 2005)
- Degradación biológica. Principalmente pérdida de la cantidad y diversidad de los organismos vivos que tienen como hábitat los suelos. Es consecuencia de los efectos anteriormente descritos de las modificaciones tanto físicas como químicas del hábitat. El aumento de las restricciones para los seres vivos ejerce una presión selectiva sobre determinados microorganismos que hace que no puedan adaptarse y que desaparezcan del hábitat (Gardi y Jeffery, 2009; Ponge *et al.*, 2013).

Capítulo 3

- Degradación ecológica. Esta refleja una combinación de los otros tres tipos de degradación y conlleva la disrupción de las funciones ecosistémicas como la recirculación de nutrientes, la purificación e infiltración de agua, perturbaciones en el ciclo hidrológico y un descenso en la productividad neta del bioma.

La agricultura mecanizada e intensiva contribuye a todos los aspectos de la degradación, provocando una espiral de degradación conocida como “la trampa de la degradación” y que afecta en mayor medida a los países más pobres (Gomiero, 2016), tal y como se puede observar en la figura siguiente:

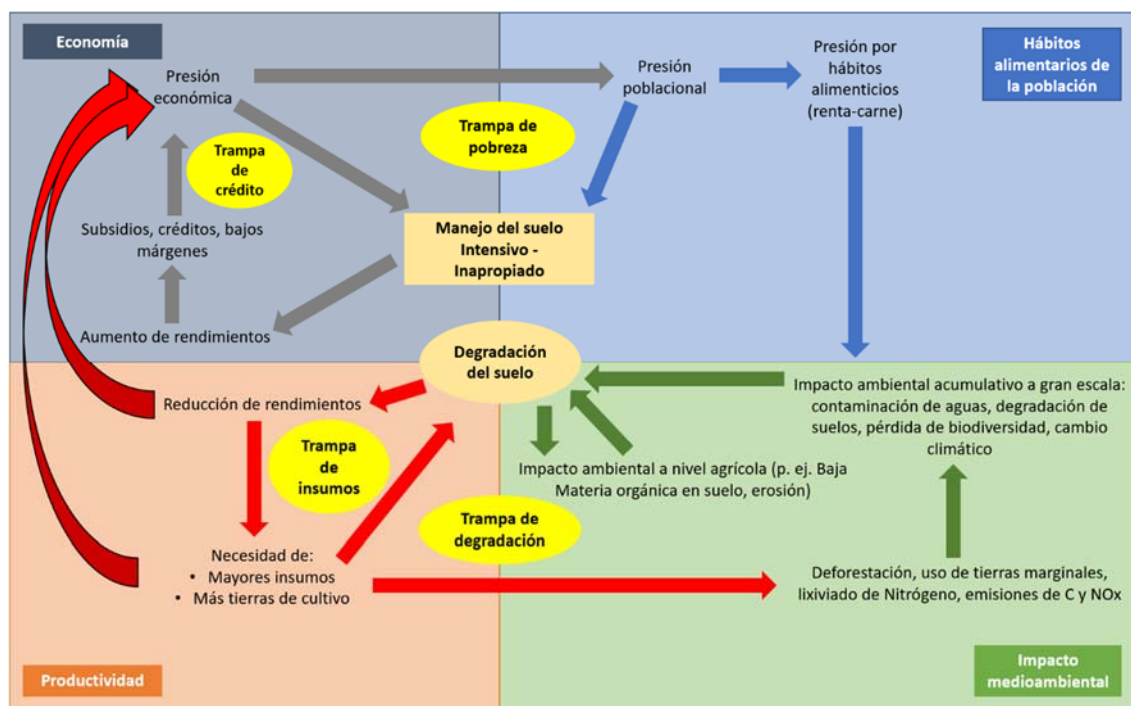


Figura 8. Esquema básico de las complejas relaciones entre las diferentes dimensiones del sistema agrícola respecto a la degradación de los suelos. Obtenido de Gomero (2016).

En definitiva, la degradación de sus atributos básicos conduce a la degradación ecológica del suelo y, en consecuencia, aumenta las restricciones del suelo como hábitat y da lugar a una pérdida de capital natural de los suelos (Dominati *et al.*, 2010).

Desde esta perspectiva, la aplicación de forma indiscriminada de fertilizantes químicos siguiendo el modelo de la restitución implica la degradación del hábitat y supone un elevado impacto sobre los límites del planeta. Debido a la presión selectiva ejercida, se está perdiendo información ecológica muy difícil, o

imposible en algunos casos, de recuperar. Por ejemplo, en el caso de las bacterias, se podrían perder rutas metabólicas únicas e incluso la influencia de los exudados radiculares que son emitidos por las plantas para conseguir efectos sinérgicos con la biota del suelo. Por ello, las mermas en la calidad de los suelos como hábitat y, por lo tanto, en la salud de los suelos dificultan la obtención del desarrollo sostenible al perder capital natural no renovable. El reconocimiento de estas importantes consecuencias ha motivado nuevos enfoques en la gestión agrícola que tienen el objetivo de minimizar las restricciones a la fertilidad del suelo desde un punto de vista integral.

[Intensificación sostenible de la agricultura como respuesta a los retos del desarrollo sostenible.](#)

El principal de los conceptos agronómicos holísticos que actualmente aparece como solución a la necesidad creciente de solucionar los problemas alimentarios, mientras se minimiza el elevado efecto ambiental de las actuales prácticas agrícolas, es el concepto de la intensificación sostenible de la agricultura. Este concepto se adoptó internacionalmente a finales del siglo XX, cuando la principal amenaza era el reto alimenticio de una población creciente, sin utilizar más superficie agrícola y minimizando los efectos adversos de la agricultura, adicionalmente, como nosotros hemos presentado en el capítulo 1, esta circunstancia sigue en vigor, pero ahora si cabe, potenciada por la necesidad de descarbonizar la economía y la necesidad de la producción de biomasa no solo para alimentación sino para otros usos económicos.

La capacidad de la biosfera para abastecer de recursos a la población humana, especialmente en cuanto al suministro de alimentos, ha sido un tema de estudio recurrente a lo largo de la historia, desde Tertuliano en el siglo III hasta el más conocido trabajo del economista inglés Thomas Malthus *Ensayo sobre el principio de población* publicado en 1798 (Alexandratos y Bruinsma, 2012).

La FAO ha informado recientemente que el número de personas desnutridas en el mundo ha ascendido a 821 millones en 2017, en comparación con los 804 millones de 2016 (FAO, 2018). Esto supone una prevalencia del 10,9 %, un 0,3 % más que el mínimo histórico alcanzado en 2014. En contraposición, 672 millones

Capítulo 3

de adultos y 50,5 millones de niños tienen sobrepeso. Las deficiencias en cuanto a la alimentación humana son clasificadas por la FAO en tres categorías:

- Desnutrición. Consumo inadecuado de calorías y proteínas.
- Malnutrición. Consumo inadecuado de otros micronutrientes.
- Sobrenutrición. Consumo excesivo de calorías.

Esta tendencia reciente, está en contraposición con la predominante en la segunda mitad del siglo XX. Como hemos adelantado previamente, los avances tecnológicos surgidos a partir de la Revolución Verde permitieron aumentar un 25% la producción agrícola per cápita entre 1960 y 2010 (Pretty y Bharucha, 2014), a pesar de que en paralelo se produjo un crecimiento espectacular de la población mundial (pasando de unos 2.900 millones de habitantes hasta los 6.800 millones) y de que, comparativamente, el aumento de tierras arables fue moderado (Ausubel *et al.*, 2013b). Durante el mismo periodo de tiempo, se duplicó el área cultivada bajo irrigación y la maquinaria agrícola, el consumo de fertilizantes se multiplicó por 4 (en el caso de los nitrogenados por 7), y se creó un consumo de herbicidas y pesticidas con un volumen de mercado de 25.000 millones de dólares (Pretty y Bharucha, 2014).

No obstante, hoy en día, especialmente en los países desarrollados donde no hay problemas de desnutrición, pero sí de sobrenutrición, la capacidad de producción de alimentos ha dejado paso a una nueva preocupación, como hemos repasado en el Capítulo 1, que tiene que ver con el impacto que tiene la producción alimentaria en el medio ambiente y su implicación en el Cambio Climático. El número de eventos extremos debidos al clima ha aumentado en un promedio de 213 eventos por año desde principios de los 90, produciendo a su vez importantes pérdidas en productividad agrícola (FAO, 2018).

Es bien conocido que la producción agrícola produce un elevado impacto sobre el planeta. De hecho, se estima que el 30% de los gases de efecto invernadero se generan desde la actividad agrícola y ganadera, a través de diferentes vías (Lal, 2016a):

- Fermentación entérica, principalmente de los rumiantes (40%).
- Almacenamiento de estiércol (15%).

- Fertilizantes sintéticos (13%).
- Cultivo de arroz (10%).
- Gestión de estiércol (7%).
- Quema de praderas (5%).
- Residuos de cosechas (4%).
- Estiércol aplicado a los suelos (3%).
- Pérdida de materia orgánica de los suelos (3%).

Si tenemos en cuenta la necesidad de incremento de la productividad agrícola y la escasez de tierras cultivables, la nueva bioeconomía deberá intensificar la producción, como durante la segunda mitad del siglo XX, pero esta vez de una manera sostenible. La intensificación agrícola sostenible reconoce la necesidad del desarrollo de nueva tecnología (punto clave dentro del modelo IPAT que hemos revisado en el primer capítulo del presente trabajo) y según los trabajos acerca de este concepto agronómico, puede llevarse a cabo de tres formas diferentes (Pretty y Bharucha, 2014):

- Incrementando la producción por hectárea.
- Incrementando la intensidad del cultivo, por ejemplo, con dos cosechas por hectárea y año.
- Cambiando el tipo de cultivo hacia aquellos más densamente nutritivos, más densamente energéticos y que den altos rendimientos.

Este concepto de intensificación sostenible de la agricultura, se comenzó a popularizar en 2008, tras la llamada a la acción de la FAO para dar respuesta al incremento en las necesidades de alimentación que conlleva el aumento de población mundial (Tittonell, 2014), y su definición más utilizada es la proporcionada por la Royal Society en 2009: *“La intensificación sostenible de la agricultura es el sistema o proceso por el cual los rendimientos de los cultivos son incrementados sin impactos ambientales adversos y sin cultivar más tierras”*. Esta definición describe la intensificación sostenible como un sistema o grupo de procesos, existiendo múltiples prácticas agrícolas que pueden ser englobadas en ella. Estas prácticas deben cumplir las siguientes características (Pretty y Bharucha, 2014):

Capítulo 3

- Uso de cultivos y variedades con alta eficiencia respecto a los inputs externos e internos.
- Evitar la utilización de inputs externos innecesarios.
- Potenciar procesos agroecológicos como el ciclo de nutrientes, fijación biológica del nitrógeno, alelopatía (un organismo produce determinados productos químicos que influyen en el crecimiento de otras especies), depredación y parasitismo.
- Minimizar el uso de tecnologías que tienen efectos adversos en la salud humana o el medio ambiente.
- Utilizar el capital humano en forma de conocimiento para resolver problemas de gran escala.
- Minimizar el impacto de las prácticas en las emisiones de gases de efecto invernadero, evitar la contaminación de aguas, aumentar la biodiversidad y potenciar el secuestro de carbono.

Desde los años 90, ciertas prácticas agrícolas ya se engloban dentro de la intensificación sostenible y se pueden referenciar como casos de éxito (Buckwell *et al.*, 2014). Estas consisten en:

- Mejoras en variedades agrícolas más eficientes.
- Gestión integrada de nutrientes.
- Gestión integrada de plagas.
- Sistemas de rotación de cultivos.
- Sistemas de rotación de pastos.
- Agricultura de conservación.
- Sistemas agroforestales.
- Sistemas de irrigación en déficit.

En una encuesta en 14 granjas de Estados Unidos que durante más de 20 años habían seguido más de una práctica de las mencionadas anteriormente se pudieron extraer los factores más importantes para conseguir implementar los conceptos de la intensificación sostenible a gran escala (Connor *et al.*, 2012):

- Mantener e incrementar el capital natural presente en las granjas y maximizar el flujo de recursos internos.

- Cerrar el ciclo de los nutrientes.
- La gestión de la conservación del suelo, la rotación de cultivos, la utilización de cultivos de cubierta y el minimizar la aplicación de compuestos xenobióticos.

Los riesgos que más veces citaron los encuestados fueron:

- Aumento del valor de la tierra debido a la expansión urbana.
- Disponibilidad de agua.
- Aparición de nuevas plagas o especies invasivas.

Otros aspectos no menos importantes de la sostenibilidad relacionados con el capital económico y social que se nombraron:

- Producción de productos diferenciados y a partir de canales de venta directos.
- Empresas familiares.

En cualquier caso, la puesta en práctica de los conceptos de intensificación sostenible de la agricultura es capaz de minimizar los impactos ambientales de determinados insumos, como por ejemplo en el uso de los fertilizantes, donde en su utilización se observa una curva medioambiental de tipo Kuznets (Zhang *et al.*, 2015a). Según la hipótesis de Kuznets, el crecimiento económico de un país hace aumentar su impacto ambiental hasta un determinado valor de producto interior bruto, a partir del cual comienza a disminuir gracias al desarrollo económico y tecnológico. Afortunadamente este último aspecto del efecto Kuznets se está comenzando a comprobar en algunas regiones del mundo. Precisamente en los países más desarrollados, donde la contaminación debida al uso de los fertilizantes ha impactado en los límites del planeta de forma considerable, se ha aplicado el concepto de la intensificación agrícola, definida como el aumento de producción de biomasa por unidad de input a la superficie agrícola (Tilman *et al.*, 2011; Tscharntke *et al.*, 2012; Kuhn *et al.*, 2016; Kehoe *et al.*, 2017; Struik y Kuyper, 2017; Scherer *et al.*, 2018). No obstante, aunque la implantación de la intensificación agrícola está aumentando, la eficiencia en el uso de los nutrientes en determinadas regiones mundiales tras casi un siglo de prácticas centradas en la restitución evidencia la disminución de la salud de los

Capítulo 3

suelos (Gomiero, 2016; Panagos *et al.*, 2018). La pérdida de calidad de los suelos como hábitat y, por lo tanto, de la eficiencia en el uso de los fertilizantes (parte inicial de la curva de Kuznets) sigue siendo la tónica dominante en más del 80% de la superficie agrícola del mundo (Zhang *et al.*, 2015a). En gran parte de las regiones agrícolas del planeta se sigue aplicando de forma continuada el concepto de restitución de los nutrientes para salvar las restricciones de los suelos como hábitat, dando lugar a la degradación de los mismos.

Durante los últimos años, ha existido una controversia respecto a la utilización del término “intensificación sostenible de la agricultura”, principalmente debido a su adopción desde una mayoría de los grandes grupos industriales de insumos para agricultura. Existe, por lo tanto, el debate acerca de si la adopción del término se debe a una medida por parte de las diferentes industrias como, por ejemplo, la de las semillas, para aumentar la venta de sus nuevas variedades, la de fertilizantes para introducir nuevos fertilizantes como los estabilizados o los de liberación controlada, o incluso la de fitosanitarios para introducir nuevos principios activos herbicidas o pesticidas (Tittonell, 2014). El origen de esta desconfianza está en el hecho de que las nuevas tecnologías aceptadas por la intensificación sostenible, se pueden generar de forma centralizada y comercializar en todo el mundo, y, por lo tanto, no tienen en cuenta que el capital natural y sus flujos son específicos del lugar donde se encuentren los cultivos. Es por ello que recientemente ha emergido un nuevo término, el de la intensificación ecológica, el cual trata de valorar todos los beneficios ecosistémicos, no solo los de producción de alimentos, poniendo el énfasis en conocer los capitales específicos del ecosistema en particular para después conocer las mejores prácticas y alternativas tecnológicas a emplear en ese agroecosistema concreto. De este modo se puede llegar a conclusiones como que las mayores oportunidades para los países mediterráneos se tienen en las prácticas de agricultura sostenible basadas en la gestión del agua y de la materia orgánica de los suelos, mientras que en zonas del norte de Europa aparecen oportunidades en la gestión del tipo de cultivo y de la erosión del suelo (Scherer *et al.*, 2018).

Esta nueva visión de la intensificación ecológica es, a nuestro juicio, la que mayor probabilidad de éxito tiene a la hora de aumentar la sostenibilidad de las

prácticas agrícolas, ya que el reconocimiento de las particularidades de cada zona agrícola permite valorar de forma específica el capital natural y, por lo tanto, utilizar la información presente en sus redes ecosistémicas para generar trabajo útil a partir de su eco-exergía.

Nuevas visiones del tratamiento de las restricciones del suelo. Intensificación ecológica y eco-eficiencia.

Superar las restricciones del suelo como hábitat hace necesario trabajar sobre el concepto de la salud del suelo, más que en el de la calidad del suelo para un beneficio ecosistémico determinado (p. ej. la fertilidad). Desde un punto de vista reduccionista, la salud del suelo se determina a partir de propiedades y variables que reflejan el estado de sus características físicas, químicas y biológicas. En cambio, siguiendo un planteamiento integral u holístico (Kibblewhite *et al.*, 2008), la salud del suelo se ve desde el punto de vista de las propiedades emergentes, principalmente las biológicas (Bastida *et al.*, 2008) y ecosistémicas (Pulleman *et al.*, 2012). En cualquier caso, la intensificación ecológica va más allá de la intensificación sostenible y la diferencia reside fundamentalmente en el uso intensivo e inteligente de las funciones ecosistémicas del suelo (Tittonell, 2014). Este es un enfoque más reciente que en nuestro trabajo hemos tomado como referencia con la finalidad de poder aprovechar dichas funciones para minimizar la aportación de exergía externa.

Lal (2016b) ha definido la salud del suelo como: *“la capacidad de un suelo para funcionar como un sistema vital para sustentar la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud de las plantas, animales y seres humanos”*. Esta definición, que va en sintonía con nuestro planteamiento, apoya la idea de que la salud de los suelos se puede mantener o mejorar teniéndolos en cuenta como un sistema vivo y dinámico, y no simplemente aplicando unidades nutrientes que es en lo que consisten las prácticas de restitución. La gestión de la fertilidad a través del principio de restitución da lugar a eficiencias decrecientes debido a que el uso excesivo o inapropiado de fertilizantes minerales perturba el hábitat, aumentando las restricciones para muchos organismos a través de fenómenos como el aumento de la salinidad, la

Capítulo 3

disminución del pH, la disminución de la materia orgánica de los suelos, entre otros factores.

Para conseguir aprovechar las funciones del suelo en la intensificación ecológica resulta imprescindible reducir las prácticas que produzcan su degradación y mantener o incrementar su capital natural en cada ciclo de cultivo. En el trabajo más reciente de Rattan Lal (2018), se citan dos aspectos clave para minimizar el impacto de la producción de biomasa en los agroecosistemas. Dichos aspectos, que se constituyen como los ejes de actuación de nuestra propuesta de trabajo para mejorar la salud de suelos y su capacidad de producir beneficios ecosistémicos, son los siguientes:

- Conocer y restituir los flujos exergéticos del suelo y de carbono orgánico extraídos desde su situación natural previa, antes de la conversión del suelo en agroecosistema. De esta forma se potencian las funciones del suelo como hábitat.
- Sincronizar la aplicación de los insumos externos con el momento de necesidad nutricional de los cultivos. Para ello, proponemos utilizar los flujos de exergía de información que emiten los cultivos para influir en su ecosistema y minimizar esta necesidad (mimetizando los exudados radiculares). Es decir, utilizar inductores metabólicos basados en esta exergía de información en el momento de aplicación del aporte exógeno con el objetivo de conseguir que la mayor parte del flujo de material exógeno (como el nitrógeno o el fósforo de los fertilizantes) se dirija hacia el cultivo. De esta forma aumentaremos la eficiencia de los fertilizantes y minimizaremos su gradiente de concentración libre y, con ello, la contaminación difusa asociada a su aplicación.

Estas son las dos ideas fundamentales en las que reside nuestra aproximación para maximizar la sostenibilidad de la producción de biomasa: recuperar la exergía abiótica del ecosistema a partir del carbono orgánico, consiguiendo que se transforme en exergía biótica, y aprovechar esta exergía a partir de los inductores metabólicos para maximizar la eficiencia de los fertilizantes.

El primer proceso el de la regeneración edáfica, pretende crear un ecosistema desarrollado que permita almacenar suficiente eco-exergía que pueda ser utilizada tras la adición de un inductor metabólico, que funciona a modo de

mensaje (información pragmática) que desencadena el cambio en el entorno que necesitan los cultivos por la acción de los microorganismos edáficos, y que se ha conservado en la información almacenada en el ecosistema.

El primer paso, el de la regeneración edáfica, dependerá fundamentalmente de la cantidad de capital natural presente en el suelo, y, por lo tanto, a partir de la ampliación de la teoría del coste exergético (A Valero et al., 1986), intentaremos determinar su valor a partir de su distancia a un valor de referencia crepuscular de máxima entropía. El segundo paso, consiste en utilizar el mensaje adecuado en forma de inductor metabólico, para sincronizar las necesidades del cultivo con la disponibilidad de los nutrientes, de esta forma, y gracias a la eco-exergía presente en el ecosistema edáfico, se hace innecesario un elevado gradiente de concentraciones de nutrientes entre el suelo y el cultivo, que ha sido a nuestro juicio, uno de los principales problemas en el desequilibrio de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y fósforo.

Gestión integral del ecosistema edáfico como vía de aumentar la eco-exergía de los suelos.

La gestión agronómica de los suelos basada en el principio de restitución se ha demostrado claramente ineficiente para conseguir el desarrollo sostenible que nuestras sociedades persiguen a través de la nueva bioeconomía. Afortunadamente, existe una creciente concienciación, de que es necesario implementar la intensificación ecológica en la agricultura, para mejorar la eficiencia del uso de recursos. Sin embargo, es necesario ir más lejos y llegar a una aproximación que abarque la gestión de la salud de los suelos, reconociendo al suelo como un ecosistema compuesto por elementos bióticos y abióticos, los cuales se relacionan de forma eficiente buscando aumentar la eco-exergía de todo el ecosistema. En esto se basa la ley ecológica de la termodinámica de Jørgensen (Sven E Jørgensen & Fath, 2004), citada en el Capítulo 2, según la cual debemos conocer toda la información inherente del ecosistema para estar en disposición de utilizar la eco-exergía almacenada.

El conocimiento de la estructura y los flujos del ecosistema, a partir de la teoría de la ecología de sistemas, así como de sus propiedades de red (amplificación

Capítulo 3

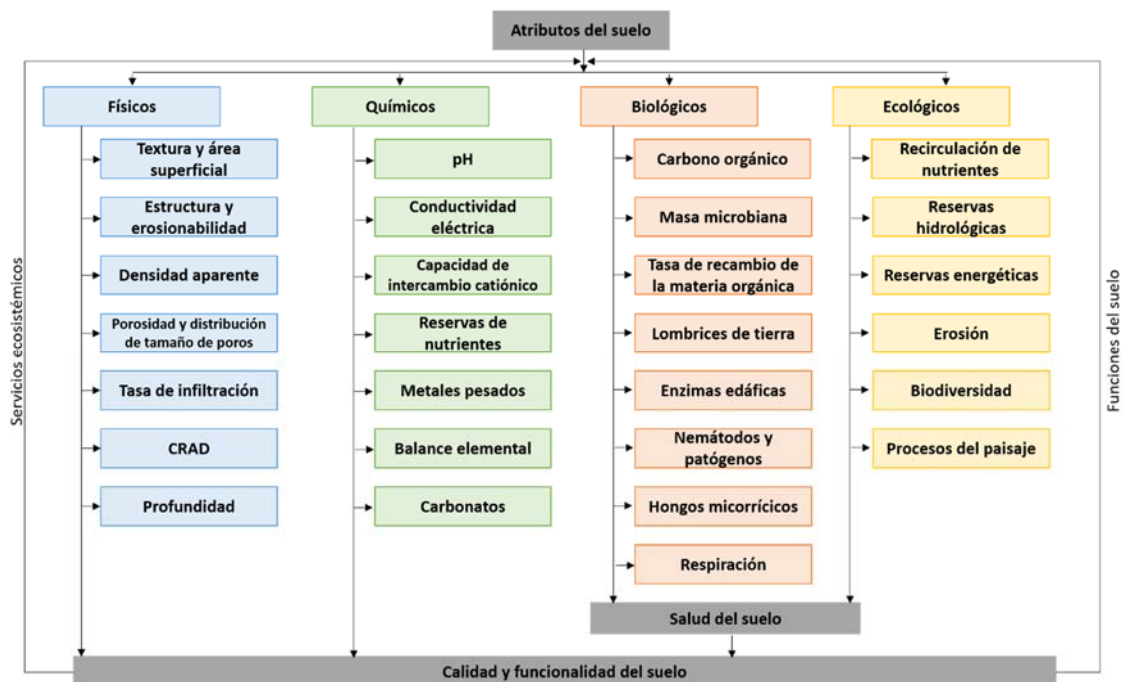
de los inputs, intensidad de los ciclos y las sinergias y mutualismos) permite utilizar herramientas analíticas para determinar la eficiencia en el uso de los recursos materiales. Por ejemplo, el aumento de eficiencia en el sistema se comprueba empíricamente cuando un ecosistema ha crecido o desarrollado sus redes de interacción y los flujos de salida de unos individuos son aprovechados por otros para ralentizar la generación de entropía y aumentar, por lo tanto, la eco-exergía del ecosistema. Esta es la base de la filosofía de la salud de suelos, que también es recogida en la definición de agricultura ecológica en el reglamento C.E. 834/2007 de producción y etiquetado productos ecológicos: “La producción vegetal ecológica debe contribuir a mantener y aumentar la fertilidad del suelo, así como a la prevención de la erosión del mismo. Las plantas deben nutrirse preferiblemente a través del ecosistema edáfico en lugar de mediante fertilizantes solubles añadidos al suelo”.

Como hemos explicado anteriormente, la gestión del ecosistema edáfico debe realizarse de forma integral y no limitarse a la restitución de nutrientes. Para conseguir que las plantas puedan adquirir los recursos que necesitan sin restricciones que limiten su crecimiento, es importante revisar los tres aspectos fundamentales de la naturaleza de los suelos (físico, químico y biológico) y su influencia en el comportamiento del ecosistema edáfico (componente ecológico), teniendo en cuenta su estructura y funciones a partir del análisis de redes ecosistémicas (Fath y Patten, 1999). En el funcionamiento del ecosistema, las restricciones a los flujos de materiales, energía e información se ven afectadas por las propiedades físicas, químicas y biológicas de este hábitat (Figura 9), cuyas principales características se describen a continuación:

- Aspecto físico. El suelo es el medio físico que sirve de soporte al ecosistema, así como de almacén de aire, agua y nutrientes. Por lo tanto, los parámetros físicos tienen una gran influencia sobre su funcionamiento. Las propiedades más significativas en cuanto a la calidad física del suelo para sustentar un ecosistema son: densidad aparente, compactación, capacidad aireación, capacidad de retención de agua, temperatura, distribución de tamaño de poros y textura.
- Aspecto químico. El suelo es el medio que almacena e intercambia los elementos químicos, por lo tanto, estos deben de estar en la cantidad y

forma adecuada. Se tienen en cuenta parámetros químicos como la capacidad de intercambio catiónico, capacidad tampón, pH, salinidad (conductividad), mineralogía, potencial *redox*, disponibilidad de nutrientes, ligandos orgánicos o elementos tóxicos.

- Aspecto biológico. Hasta ahora, el gran olvidado en la gestión del suelo. El suelo es el ecosistema más diverso del planeta; 1 g de suelo contiene entre 10^6 y 10^9 microorganismos y unas 4.000 especies diferentes (Fierer, 2017). La biodiversidad y las propiedades asociadas a esta son fundamentales para las diferentes funciones que desarrolla el suelo como ecosistema a escala de la biosfera (Gardi y Jeffery, 2009; Bardgett y Van Der Putten, 2014). Por lo tanto, el conocimiento del ecosistema que conforma el suelo con los cultivos es fundamental para conseguir una mayor eficiencia en la gestión de los insumos agrícolas. Los diferentes parámetros para monitorizar la calidad biológica de un suelo están en continua evaluación (Bastida *et al.*, 2008; Pulleman *et al.*, 2012; Lal, 2016c). No obstante, estos incluyen variables como la actividad de diferentes enzimas o la cantidad y diversidad de microorganismos con diferentes funciones, tales como solubilizar fósforo, fijar nitrógeno, establecimiento de simbiosis, etc.



Capítulo 3

Figura 9. Atributos del suelo como indicadores de su salud (CRAD: capacidad de retención de agua disponible). Obtenido de Lal (2016c).

En este trabajo hemos fijado como objetivo fundamental, diseñar sistemas de fertilización del suelo como hábitat, para obtener una intensificación ecológica sostenible de los agroecosistemas. Para ello, será necesario complementar los conceptos de sostenibilidad con los de la intensificación agrícola, que incluyen la gestión integral de nutrientes (Wu y Ma, 2015) y las iniciativas del sector industrial a través de la 4 *R*'s, que ponen el énfasis en el mejor conocimiento del momento de aplicación del fertilizante (*Right time*), de la cantidad correcta (*Right rate*), del lugar de aplicación adecuado (*Right place*) y por supuesto del fertilizante correcto (*Right source*) ("Nutrient Management Handbook," 2016). No obstante, la fertilización de la salud del suelo debe poner énfasis en el propio suelo, no en el fertilizante, debiéndose reconocer la ecología del suelo para conseguir que el comportamiento del ecosistema ante un estímulo sea un mayor aumento del beneficio ecosistémico.

Para poner en práctica la fertilización de la salud del suelo agrícola o fertilización integral de la rizosfera, hemos separado en tres etapas conceptuales el comportamiento ecosistémico del suelo. De esta forma simplificamos el análisis que nos permite determinar los productos que es necesario aplicar en el ecosistema:

1. Regeneración edáfica. La primera etapa es la de recuperación del hábitat del suelo para que esté en disposición de albergar un ecosistema microbiano. En este sentido, el aspecto fundamental es evitar las restricciones de aire, agua y nutrientes del suelo. Esta regeneración edáfica será más o menos costosa en función del capital natural que exista en el suelo objeto del estudio. En nuestro caso intentaremos determinar la necesidad de exergía exógena para regenerar el suelo, basándonos en la teoría del coste exergético. La utilización de materia orgánica como fuente de carbono (aporte exógeno de exergía) es fundamental por su influencia en todos los atributos del suelo (físico, químico y biológico). En nuestro trabajo, intentaremos encontrar un método para determinar el aporte de materia orgánica necesaria para la

regeneración edáfica, en función de la generación de entropía del ecosistema edáfico en su entorno, determinada a partir de un método experimental de medición de la respiración del ecosistema.

2. Etapa de desarrollo del ecosistema. A través de la mejora de condiciones del suelo como hábitat y una fuente de exergía (principalmente materia orgánica), este desarrolla un ecosistema en función de sus restricciones climáticas, mineralógicas, temporales e históricas. El desarrollo del ecosistema con su estructura y flujos permite el aumento de la eco-exergía del mismo en los tres aspectos del crecimiento de los ecosistemas:
 - a. Crecimiento de biomasa.
 - b. Crecimiento de las redes de interacción dentro del ecosistema.
 - c. Crecimiento de la diversidad genética e información.

Esta fase puede considerarse como la fase de acumulación de eco-exergía. Experimentalmente mediremos el aumento de eco-exergía a partir de la contribución de los componentes abióticos y bióticos.

3. Etapa de inducción metabólica. Es la etapa de aprovechamiento de la eco-exergía almacenada. Una vez se ha almacenado la cantidad suficiente de eco-exergía en el ecosistema del suelo (aumentado la información estadística), la utilización de moléculas señal o inductoras del metabolismo permiten conducir el comportamiento del ecosistema, y, por lo tanto, su flujos y estructuras, hacia el beneficio ecosistémico buscado. La aplicación de inductores metabólicos específicos permite desencadenar toda la eco-exergía de los seres vivos hacia el trabajo útil, el cual es realizado mayoritariamente a partir de enzimas codificadas en su ADN. Posteriormente debemos volver a la etapa de regeneración edáfica de los suelos para comenzar un nuevo ciclo. En este trabajo, propondremos un método para calcular las necesidades de regeneración basándonos en el comportamiento del ecosistema basándonos en su respiración.

Capítulo 3

Estas tres etapas del ciclo de desarrollo del ecosistema edáfico son fundamentales para la obtención del beneficio ecosistémico de una forma sostenible, con un mínimo impacto sobre el capital natural de los suelos, y constituyen la base de la fertilización integral edáfica, centrada en la salud de los suelos, que pretendemos poner en práctica.

La duración de cada fase será variable y dependerá mayoritariamente de tres atributos:

1. Componente abiótico del suelo. Donde las variables de la formación del suelo y su gestión tienen la mayor influencia:
 - a. Clima de la localización.
 - b. Topografía.
 - c. Vegetación
 - d. Roca madre
 - e. Impacto antropogénico por la gestión.
 - f. Tiempo.
2. Componente biótico. Donde fundamentalmente se debe conocer:
 - a. Estructura del ecosistema. Número de componentes y conectividad.
 - b. Funciones del ecosistema. Flujos de energía, materiales y exergía entre todos los componentes.
3. Fuentes de introducción de eco-exergía al sistema:
 - a. Fuentes de exergía clásica. Energía electromagnética, materia orgánica, combustibles, fertilizantes minerales y pesticidas.
 - b. Fuentes de exergía de información. La potencia de las moléculas inductoras de metabolismo del ecosistema, es decir, la capacidad para estimular los comportamientos del ecosistema dirigiendo flujos de materiales hacia los componentes objetivo dependerá fundamentalmente de:
 - i. Naturaleza química. Debe ser homólogo funcional de las sustancias que de forma natural sirven para señalar cambios en el entorno y desencadenan la expresión de las proteínas necesarias para favorecer

el flujo de materiales hacia el compartimiento objetivo, en este caso las plantas.

- ii. Cantidad adecuada. Las sustancias inductoras por parte de los seres vivos suelen producirse de forma pulsante (Haichar *et al.*, 2014), es decir, mediante ciclos y no de forma continua, por lo tanto, debemos tenerlo en cuenta para introducir la cantidad necesaria de inductor en el ecosistema y que este sea efectivo.
- iii. Lugar de aplicación adecuado. Debemos introducir el inductor metabólico cerca de la rizosfera, que es donde se acumula la eco-exergía dentro del suelo.
- iv. Selección del momento de aplicación. La eficiencia del inductor también será función de las condiciones ambientales, que pueden reforzar o contrarrestar la señal fisiológica que tratamos de imitar.

A partir de estos puntos de estudio, el objetivo es que las fases de la fertilización edáfica sean lo más productivas posibles, para posteriormente diseñar inductores metabólicos lo más potentes posibles y cuya aplicación sea lo más adecuada para perturbar lo menos posible el comportamiento natural del ecosistema, para que nuestro impacto sobre el capital natural sea mínimo, y podamos seguir aprovechando con más intensidad estos flujos renovables.

Los atributos bióticos y abióticos del suelo son difícilmente modificables a gran escala de una forma económicamente rentable, por lo que la parte fundamental es el conocimiento de la estructura y los flujos del ecosistema. Por otro lado, el tercer elemento de la fertilización integral edáfica, los inputs exergéticos exógenos, son los productos que se pueden diseñar y fabricar para conseguir una mayor eficiencia en el uso de todos los recursos materiales y energéticos que necesita un ecosistema para aumentar su eco-exergía y, por lo tanto, desarrollarse y crecer.

Es por lo anterior, que para conocer si los inductores metabólicos proporcionan el efecto buscado debemos monitorizar los flujos y stocks del ecosistema. Puesto

Capítulo 3

que lo que pretendemos es determinar la eco-exergía, hemos escogido la monitorización de los dos elementos principales que influyen en esta: el carbono (en forma de materia orgánica y dióxido de carbono), y el ADN, como molécula fundamental de la vida. De esta manera será posible diferenciar si la biomasa calculada a partir del carbono tiene exergía de información o solo exergía. Además, debemos tener en cuenta que el ADN está constituido por los elementos de los principales ciclos biogeoquímicos: carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y fósforo. De una manera simplificada, la monitorización del carbono permite determinar la fuerza impulsora para todo el ecosistema, mientras que la cantidad y el tipo de ADN nos proporciona el resultado del desarrollo y, por consiguiente, refleja el mayor o menor contenido de restricciones dentro del hábitat. La monitorización del ecosistema requiere del conocimiento de sus ciclos naturales y resulta esencial para determinar si nuestra incidencia es real o es consecuencia de la inercia del ecosistema. Por ello, en el siguiente apartado analizamos el ciclo del carbono, la formación de materia orgánica y la dinámica de esta en los suelos. Como veremos, este es un aspecto fundamental para minimizar las restricciones del suelo como ecosistema, por lo que su acumulación en los suelos es el objetivo final de la regeneración edáfica, la primera fase de la fertilización integral edáfica.

Primera fase. Etapa de Regeneración edáfica. Incremento de materia orgánica como factor principal.

La fase de regeneración edáfica tiene como objetivo aumentar la calidad del suelo como hábitat, para lo que es necesario mejorar su estructura física, la disponibilidad de aire y agua y la disponibilidad de nutrientes. Estos tres aspectos tienen, afortunadamente, un punto común que se puede cuantificar: el contenido en materia orgánica del suelo (tanto abiótica como biótica). La influencia de la materia orgánica en las propiedades del suelo se ha estudiado desde principios del siglo XX, lo que ha permitido determinar las relaciones entre los microagregados estructurales del suelo con el desarrollo biótico y la materia orgánica en trabajos como el de Six y colaboradores (Six *et al.*, 2004). Está comúnmente aceptado que la cantidad y calidad de materia orgánica incrementa la salud de los suelos influyendo sobre diversas propiedades de los mismos

(Brady y Weil, 2017). El contenido en materia orgánica de los suelos afecta principalmente a:

1. Propiedades físicas. Fundamentalmente afecta a la capacidad de aireación y de retención de humedad, disminuyendo de esta forma la restricción de disponibilidad de espacio vital, aire y agua. Este efecto es conseguido por aumentar la estabilidad de los macroagregados del suelo, creando una mejor estructura de poros que favorece la infiltración de agua y aire para los intercambios de materia y energía que se producen en el ecosistema, y dotándole de una estructura más apropiada para su funcionamiento como hábitat.
2. Propiedades químicas. Principalmente influye sobre la capacidad de intercambio catiónico para mantener y ceder los nutrientes con carga positiva. A su vez, también regula el pH del suelo y almacena cantidades significativas de nitrógeno, fósforo, potasio, azufre y micronutrientes que se van liberando a través de los procesos de mineralización o descomposición. Por otra parte debido a sus características de polaridad, interviene de forma decisiva en la retención del agua y su disponibilidad. Por lo tanto, en la etapa de regeneración edáfica, estas propiedades contribuyen a minimizar la restricción de disponibilidad de nutrientes, agua y aire.
3. Propiedades biológicas. Es el sustrato para todos los organismos heterótrofos primarios, a partir del cual se pone en marcha toda la cadena trófica detritívora, y, debido al efecto de esta sobre las propiedades físicas y químicas, aumenta la salud del suelo al disminuir las restricciones para el desarrollo del ecosistema.

La gestión de la materia orgánica de los suelos ha tenido gran repercusión durante los últimos años a través de varias iniciativas entre las cuales cabe resaltar el trabajo de la FAO (<http://www.fao.org/soils-portal>). Además, a lo largo de 2015, año internacional de los suelos, se obtuvieron una serie de datos clave que reflejan la influencia del carbono orgánico en los servicios ecosistémicos del suelo y, por lo tanto en el desarrollo sostenible (Lefèvre *et al.*, 2017).

Capítulo 3

Dada la importancia de la materia orgánica para la regeneración edáfica, en los últimos años se ha enfocado su aplicación para conseguir un doble efecto: por un lado, aumentar la salud de los suelos, y, por otra parte, disminuir la cantidad de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Gran parte de este trabajo está poniendo el foco en la necesidad de revisar este concepto en el contexto de flujo ecosistémico (Stockmann *et al.*, 2013), reconociendo que la materia orgánica que podemos encontrar en los suelos es función de una propiedad ecosistémica (Schmidt *et al.*, 2011) y, si el desarrollo de este ecosistema no es el adecuado, el stock de la materia orgánica en el suelo no alcanzará su valor óptimo. Desde el punto de vista de nuestro desarrollo, la etapa de la regeneración edáfica dentro de la fertilización integral edáfica consiste, precisamente, en aumentar el contenido de materia orgánica después del ciclo de cultivo anterior para recuperar un stock de materia orgánica adecuado. Como hemos visto, dicho stock depende de todo el agroecosistema, pero durante mucho tiempo se ha considerado como valor límite inferior un 2% de contenido en carbono orgánico (aproximadamente un 3,4% de materia orgánica), por debajo del cual el suelo estaría tan degradado que sería imprescindible su restauración (Loveland y Webb, 2003). Esto dejaría una gran cantidad de suelos del planeta sin la posibilidad de cultivarse (FAO y ITPS, 2018), de modo que en nuestro objetivo de regeneración edáfica debe considerarse la restitución de la cantidad de materia orgánica como mínimo al nivel de inicio del ciclo de cultivo anterior. Si este punto no se cumple, estaremos degradando el suelo y, por lo tanto, perdiendo capital natural y opciones de desarrollo sostenible.

Para que exista un aumento de la materia orgánica en el suelo, la diferencia entre la cantidad que entra y la cantidad que sale de carbono orgánico debe ser positiva, es decir, debemos determinar los flujos dentro del ecosistema del suelo y cómo cambia la estructura del mismo en función del aumento o disminución del stock. Por consiguiente, resulta necesario saber cómo se incorpora el carbono orgánico a los suelos y cómo este fluye a lo largo de los diferentes componentes del ecosistema.

Comenzaremos con las entradas de carbono orgánico al ecosistema del suelo, seguiremos sus salidas y terminaremos determinando las variables que describan el flujo interno de carbono orgánico.

Inputs de materia orgánica en los suelos. Productividad primaria neta como fuente materia orgánica para los suelos.

El origen de la materia orgánica y su dinámica en los suelos es un aspecto esencial en la regeneración edáfica. Se puede decir que el origen de primario de la materia orgánica está en el sol, ya que su energía se utiliza en la fotosíntesis para obtener exergía química que puede pasar al suelo. Así pues, se puede tener un efecto sinérgico aumentando la productividad neta primaria, lo que acarrearía una mayor productividad para la bioeconomía 2.0 y una mejora del hábitat para catalizar, de nuevo, una mayor productividad primaria neta en futuros ciclos de cultivo, entrando en un modo de acción autocatalítico de los sistemas ordenados (Ulanowicz, 2016).

La biosfera es un ecosistema abierto que, como ya se ha comentado, recibe continuamente radiación electromagnética solar, la cual es convertida en energía química mediante la fotosíntesis. A partir de CO₂ presente en la atmosfera, el agua almacenada en el suelo y diferentes nutrientes entre los que destacan el nitrógeno y el fósforo, la fotosíntesis utiliza la energía solar para producir azúcares que conservan parte de esta energía. En última instancia, es la energía solar el aporte de exergía que ha alejado a la biosfera del equilibrio termodinámico y es lo que ha dado lugar a la definición de emergía por parte de H.T. Odum, como referencia básica para la computación de la calidad de la energía existente en todas las formas en las que podemos encontrar un almacenamiento energético, incluyendo la información (Jorgensen *et al.*, 1995; Brown *et al.*, 2004; Jorgensen *et al.*, 2004). Es precisamente esta conversión fotosintética de forma anual lo que se conoce como la productividad primaria de la biosfera.

La cantidad de materia orgánica producida durante un año por la biosfera terrestre se denomina productividad primaria bruta y alcanza un valor aproximado de 120 Gt C/a (Houghton, 2014). Esta es, por lo tanto, la cantidad de carbono que ha sido capaz de fijar el aparato fotosintético de los organismos autótrofos en forma de compuestos orgánicos en un año. Aproximadamente la mitad de esta producción se utiliza como fuente de exergía en los procesos de mantenimiento de los ecosistemas vivos (mayoritariamente en la respiración) y la diferencia es la productividad primaria neta. La productividad primaria neta

Capítulo 3

corresponde, por lo tanto, con la ganancia neta de carbono que consiguen las plantas de la biosfera, no obstante, para mantenerse lejos del equilibrio termodinámico, las plantas exportan entropía al entorno cediendo calor y CO₂, por lo que una parte del carbono fijado retorna a la atmósfera.

La productividad primaria neta se suele dar en masa por unidad de superficie y unidad de tiempo. Esta engloba todo el carbono que proviene del CO₂ fijado por las plantas y es convertido en compuestos orgánicos vegetales, los cuales son posteriormente intercambiados con otros componentes de la biosfera. La mayoría de estudios no tienen en cuenta los fotoasimilados invertidos por la planta en la liberación de exudados radiculares y compuestos volátiles o en la generación de nuevas raíces, por lo tanto, los métodos de determinación de la PPN (Productividad Primaria Neta) deben ser comparados en la misma base, teniendo en cuenta todos los compuestos orgánicos fotosintetizados, independientemente de cuál sea su destino (Chapin y Eviner, 2014).

Los datos de la productividad primaria neta terrestre aparecen en un estudio reciente con un valor de $56,2 \pm 14,3$ Gt C/año (Ringsmuth *et al.*, 2016), aunque otras referencias dan valores de 58,9 Gt C/año (Chapin y Eviner, 2014) y 61,8 Gt C/a (Paul, 2016), reflejando la difícil tarea de este cálculo (Yu y Chen, 2016). Teniendo en cuenta estas referencias, encontramos que, de toda la radiación fotosintéticamente activa que alcanza la superficie terrestre cada año (1.300 ZJ), la productividad primaria neta terrestre es de 2,1 ZJ/año, lo que supone tan solo un 0,161%. El cálculo incluye todos los productos fotosintetizados excepto los utilizados en el mantenimiento de las plantas a través de la respiración. Si tomamos todo el flujo de radiación que llega a la tierra (5.490 ZJ/año) la eficiencia es todavía menor, un 0,038%.

Si tomamos los datos que fisiológicamente serían capaces de aprovechar las plantas por tipo de fotosíntesis (Figura 10), encontramos que la máxima eficiencia que podríamos conseguir sería de un 4,6% para las plantas con fotosíntesis C₃ y un 6% para las de tipo C₄, asumiendo unas condiciones de temperatura de 30 °C y de 380 ppm de concentración de CO₂ (Zhu *et al.*, 2008). El análisis de cada proceso de forma exhaustiva se puede encontrar en el trabajo de Silva y colaboradores (Silva *et al.*, 2015).

Las diferencias en la eficiencia del proceso fotosintético se deben a una evolución de la enzima fundamental para la fijación de CO₂, denominada RUBISCO, la cual tiene una selectividad baja, por lo que no solo fija CO₂ sino que también se une al oxígeno. Esto hace que se produzca la fotorrespiración, proceso que provoca la pérdida de carbono fijado. Para minimizar estas pérdidas, las plantas C₄ evolucionaron adaptando un mecanismo que aumenta la concentración interna de CO₂ en contacto con la RUBISCO. Solo un 3 % de las plantas terrestres son C₄, siendo el maíz y la caña de azúcar las más significativas de este grupo.

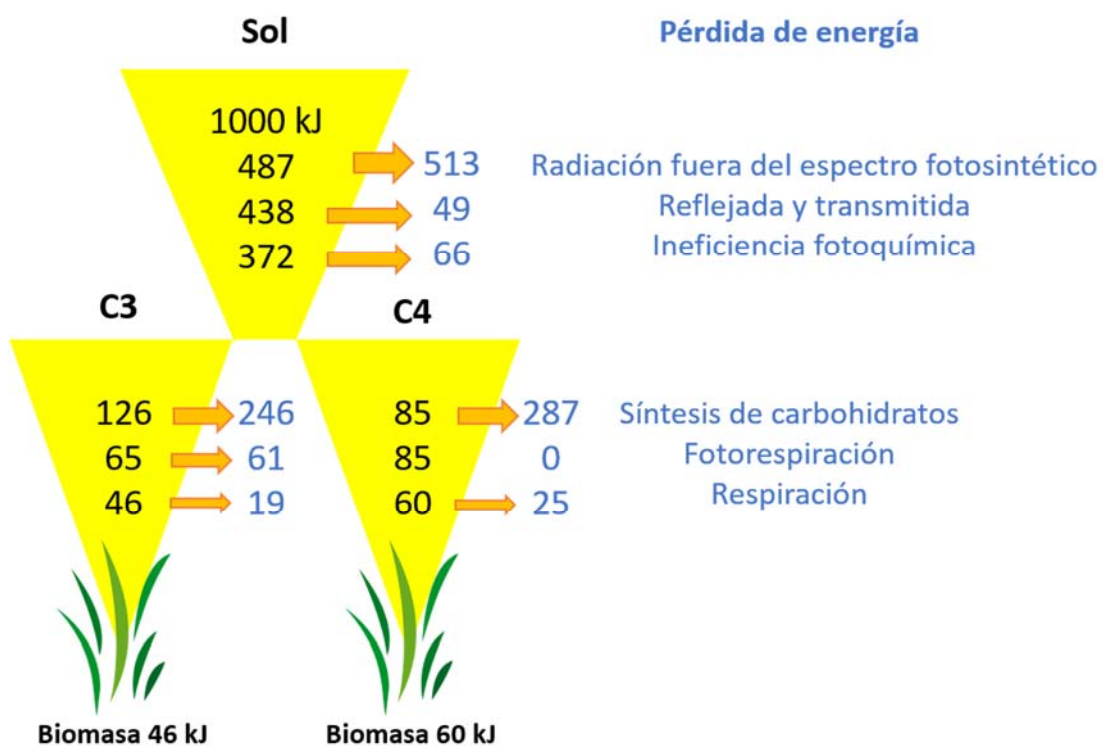


Figura 10. Pérdidas mínimas de energía calculadas para una radiación solar de 1.000 kJ en cada paso específico del proceso fotosintético vegetal, desde la intercepción de radiación a la formación de energía química acumulada en forma de biomasa. Se consideran ambos tipos de fotosíntesis, C₃ y C₄. Los cálculos asumen una temperatura de la hoja de 30 °C y una concentración de CO₂ atmosférico de 380 ppm. La eficiencia máxima teórica de conversión de energía fotosintética es 4,6 % para plantas C₃ y 6 % para C₄. Las flechas indican la cantidad de energía perdida en los diferentes procesos. Obtenido de Zhu *et al.*, 2008.

No obstante, como hemos visto, el gap de producción de biomasa se debe fundamentalmente a las limitaciones de agua y nutrientes (Van Ittersum *et al.*, 2013), es decir, a los flujos de materiales que provienen del suelo hacia los

Capítulo 3

cultivos, que a su vez se ven influenciados por la cantidad de productos fotosintéticos que las plantas dirigen a las raíces (Paul y Kucey, 1981). La fotosíntesis es un fenómeno metabólico que está activamente regulado por las condiciones del entorno, en concreto, cuando las condiciones ambientales son buenas en cuanto a nutrientes y agua (calidad del hábitat), las plantas ajustan su tasa de crecimiento para aumentar la superficie de las hojas expuestas al sol (área de fotosíntesis) y así poder fijar más cantidad de energía luminosa y generar más biomasa. Si la cantidad de recursos que provienen del suelo es baja, la planta ajusta la velocidad de crecimiento a la disponibilidad de estos recursos, disminuyendo la cantidad de área expuesta al sol para captar su energía y aumentando la proporción de productos fotosintéticos que se destinan a introducir exergía química en el subsuelo con el objetivo de incrementar la absorción de nutrientes y agua.

El volumen exploratorio de las raíces y la morfología de estas, con mayor crecimiento vertical o ramificado, depende diversos factores, todos ellos relacionados con la calidad del suelo como hábitat (Poorter *et al.*, 2011; Jung y McCouch, 2013; Mansoorkhani *et al.*, 2015). Básicamente, las plantas aumentan la masa radicular para explorar más suelo en busca de nutrientes, además, disponen de sentidos (sistemas de captación de señales químicas) que relacionan su estado nutricional con las concentraciones de nutrientes en su entorno y estas señales inducen la regulación de la disposición espacial de las raíces (Giehl *et al.*, 2014). Todas las señales químicas tienen una base hormonal que también permite determinar otras restricciones del entorno además de los nutrientes, como el agua o determinados estreses que dificultan el crecimiento de la planta (Jung y McCouch, 2013). La estimación global de la cantidad de productividad primaria bruta que disponen hacia el suelo los cultivos durante su etapa de desarrollo es del 40%. Esta gran cantidad de biomasa que emplean las plantas durante las etapas de desarrollo y crecimiento son, evidentemente, muy diferentes en función del tipo de bioma y de la especie vegetal que se analice. En general y según los trabajos establecidos con trazadores de isótopos de carbono revisados por parte de Kuzyakov y colaboradores (Kuzyakov y Domanski, 2000), los valores generales de disposición de carbono en el subsuelo son de entre el 20-30% para cereales, entre el 30-50% para pastos y entre 40-

60% para cultivos arbóreos. Por lo tanto, se estima que las plantas destinan entre el 20 y el 40% de la PPN al suelo, con el principal objetivo de la captación de recursos inorgánicos para continuar con la fotosíntesis, y de esta manera, seguir desarrollando el ecosistema. Por lo tanto, esta disposición de productos fotosintéticos hacia las raíces es la mayor contribución a la entrada de materia orgánica a los suelos (Figura 11).

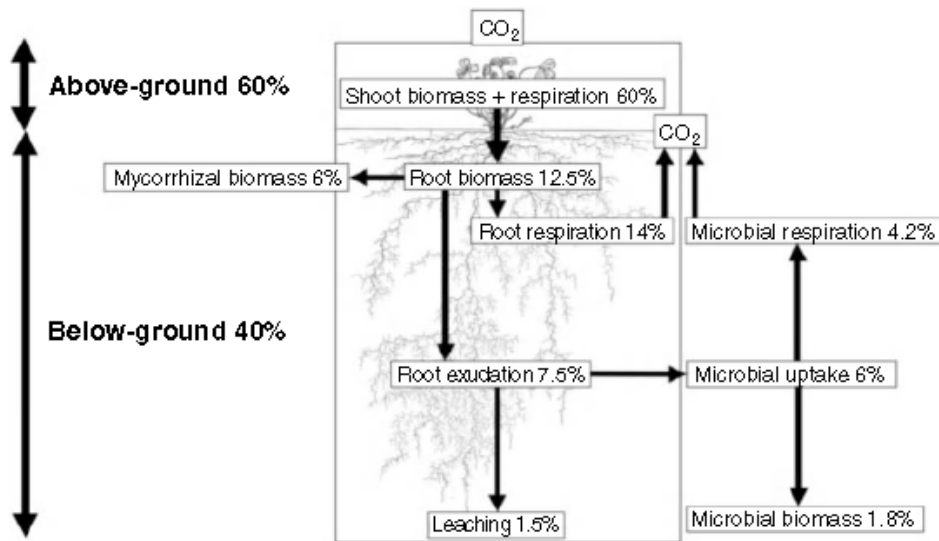


Figura 11. Reparto de C hacia la parte aérea o las raíces de la planta (expresado como porcentaje total de C asimilado mediante la fotosíntesis), incluyendo la formación de biomasa vegetal, la respiración y el reparto a simbiosis o microorganismos de la rizosfera. Obtenido de Gregory y Nortcliff (2013).

La segunda fuente importante de entrada de materia orgánica en los suelos es la productividad primaria neta no dispuesta por el hombre, es decir, la biomasa que no se extrae de la superficie productiva. Actualmente se estima que el 28,3% de la productividad neta, que equivale a 15,6 Gt C/a, corresponde a apropiación humana de la productividad neta primaria, siendo usada o consumida en actividades como las cosechas, la conversión de la tierra a otros usos y los fuegos inducidos (Ringsmuth *et al.*, 2016).

El consumo humano de la PPN a lo largo del siglo XX ha seguido la misma dinámica que con otros muchos recursos naturales, doblándose desde el 14% en 1910 hasta el 28,3% en la década del 2010 (Krausmann *et al.*, 2013). La apropiación humana de biomasa deja sin este importante recurso a otros

Capítulo 3

componentes de los ecosistemas como, por ejemplo, los suelos, disminuyendo de este modo la cantidad de materia orgánica que pueden recuperar a partir de los restos vegetales. Esto provoca un importante perjuicio en los suelos y disminuye su capital natural. Al aumento en las extracciones de biomasa experimentadas a lo largo del siglo XX hay que sumarle las nuevas necesidades de cosecha para la bioeconomía 2.0 que hemos visto en el capítulo 1 y que se estiman cercanas a 10 Gt C/a (Piotrowski *et al.*, 2015). Esta tendencia podría hacer que las entradas de materia orgánica en los suelos a partir de la descomposición de restos vegetales disminuyan todavía más en el presente siglo, acrecentando la necesidad de aportes de materia orgánica a los suelos y de tecnologías que permitan un aprovechamiento más eficiente de la misma.

La segunda vía de entrada de la materia orgánica a los suelos es el inicio de la cadena trófica detritívora y depende de la recuperación de biomasa sobrante del cultivo, principalmente la biomasa aérea no recolectada o que cae al suelo. Es una importante entrada de exergía y nutrientes que influye en el ecosistema edáfico, ya que, dependiendo de la composición nutricional de la biomasa y de las características químicas de los compuestos orgánicos que contiene, se seleccionan las diferentes comunidades de microorganismos en función de su habilidad para degradarlos (Mooshammer *et al.*, 2012; Zechmeister-Boltenstern *et al.*, 2015). Además, otras variables como el clima o el momento estacional influyen en la configuración dinámica de las comunidades microbianas (Bardgett *et al.*, 2005).

Existe un tercer componente significativo de entrada de materia orgánica en los suelos que consiste en la utilización de materias orgánicas externas a la superficie productiva. Se trata de una importación neta de materia orgánica a partir de productos muy heterogéneos, pero de gran eficacia, que se engloban en el concepto de enmiendas orgánicas. Su eficiencia está comprobada históricamente en experimentos a largo plazo, donde la utilización de este tipo de enmiendas orgánicas junto con fertilizantes minerales ha aumentado la productividad manteniendo o incluso incrementando la materia orgánica de los suelos (Chen *et al.*, 2018). Asimismo, cuanto menor es la fertilidad natural del suelo, se suelen encontrar mejores respuestas con esta fertilización organomineral que con la utilización de fertilizantes minerales exclusivamente.

Estos efectos positivos se deben en buena parte a la mejora de las propiedades fisicoquímicas que infiere al suelo la aplicación de estas enmiendas (Diacono y Montemurro, 2010), pudiéndose encontrar similitudes entre los efectos encontrados por la aplicación de enmiendas orgánicas y el contenido natural de la materia orgánica presente en los suelos (Oldfield *et al.*, 2018). Históricamente, es en los sistemas de producción agrícola más intensivos donde se ha utilizado de forma constante el aporte de enmiendas orgánicas (Scotti *et al.*, 2015). La aplicación de enmiendas orgánicas en los suelos agrícolas tiene importantes ventajas en la sostenibilidad y en la producción (Diacono y Montemurro, 2010), así como en otros aspectos medioambientales como la reutilización de subproductos (Bernal *et al.*, 2009) e incluso se ha postulado como una forma de captura de CO₂ (Stout *et al.*, 2016). Y es en los sistemas de cultivo intensivo más eficientes y productivos, que hasta la fecha son los sistemas de cultivos protegidos, donde se eliminan las principales restricciones de la productividad agrícola gracias a la utilización de materias orgánicas. Precisamente, es en estas zonas agronómicas donde más sensibilización existe respecto a la necesidad de utilizar fuentes de carbono orgánico para enmendar los suelos tras un ciclo de producción intensiva (Canellas y Olivares, 2014; Scotti *et al.*, 2015). Sin embargo, todavía queda camino por recorrer en cuanto a algunos aspectos importantes como la estandarización de la calidad de las enmiendas orgánicas (Bernal *et al.*, 2009), la seguridad de su uso prolongado (Moral *et al.*, 2009), la aparición de compuestos xenobióticos que puedan perjudicar al ecosistema (Bloem *et al.*, 2017) y su disponibilidad (Meyer-Kohlstock *et al.*, 2015).

De hecho, resulta un problema en países como España que la disponibilidad de materias primas orgánicas sea baja para la cantidad que se necesita por hectárea, (*Manual de Biorrefinerías en España*, 2017). En España, encontramos que se generan diferentes biomásas residuales

1. Residuos de cosecha. 30 millones de toneladas/a.
2. Residuos forestales. 19 millones de toneladas/a.
3. Residuos ganaderos. 72 millones de toneladas/a.
4. Residuos orgánicos industriales. 83 millones de toneladas.
5. Residuos orgánicos domésticos. 8 millones de toneladas.

Capítulo 3

El proyecto biogás, del cual muchos datos se toman para el informe anterior (www.probiogas.es), hace un balance para la producción de biogás en España de 4,3 millones de toneladas equivalentes de petróleo al año que provienen de las materias primas citadas en la lista. Teniendo en cuenta que el contenido de carbono orgánico del petróleo es de 0,85 kg de C por cada kg de petróleo, la cantidad de C orgánico en los residuos orgánicos en España sería de aproximadamente 3,7 millones de toneladas de C orgánico. Según el mismo estudio, considerando que la superficie agrícola española es de 17,2 millones de hectáreas, tenemos que el aporte por hectárea sería de aproximadamente 0,215 toneladas de C por hectárea y año, es decir, de una magnitud equivalente entre 3 a 7 veces menos que la rizodeposición natural (entre 600 a 1.500 kg/ha a) (Kuzyakov y Domanski, 2000). Si hacemos la misma comparativa con la producción primaria neta que se dispone bajo el suelo (tomando 30 centímetros de suelo arable, una densidad promedio de 1.300 kg/m³ y una masa por hectárea de aproximadamente 3.900 toneladas) y suponemos que la materia orgánica exógena permanece en el suelo (no se respira), el incremento que supondría el aporte exógeno de enmiendas orgánicas sería de aproximadamente de un 0,005% al año. El promedio de materia orgánica en los 30 suelos españoles que hemos analizado en este trabajo es de 2,14%. Si utilizamos el factor de corrección de la materia orgánica del suelo a carbono orgánico de 1,724 dado por el *Soil Survey Laboratory* (NRCS, 2004), que supone un 58% de C en la materia orgánica, tenemos que la media de suelos españoles analizados tiene un 1,24% de carbono orgánico. Si tomamos como valor de referencia un 2% de C orgánico para considerar un suelo como apropiado para la producción agrícola (Loveland y Webb, 2003), necesitaríamos aplicar durante 137 años la alícuota de materia orgánica exógena calculada según los datos del estudio, suponiendo que toda la materia orgánica permaneciese en el ecosistema edáfico. Es esta baja disponibilidad de materia orgánica de origen exógeno lo que hace necesario el cálculo del capital natural del suelo y el cálculo del coste exergético que supone su restauración para poder predecir la cantidad necesaria para la regeneración edáfica, para que de esta forma podamos determinar el beneficio en la utilización de estos recursos, y poder determinar el valor económico de cerrar el ciclo del carbono orgánico.

Estos cálculos ponen de manifiesto que la materia orgánica aportada a los suelos por parte de la productividad primaria neta es muy difícil de igualar mediante la introducción de aportes exógenos. Por lo tanto, la gestión del ecosistema del suelo para aumentar la disposición de nutrientes y generar más biomasa desde la productividad primaria neta y la gestión de reciclaje de los subproductos vegetales de forma interna constituyen la mejor opción para el aumento del contenido en materia orgánica de los suelos. No obstante, consideramos imprescindible en la etapa de regeneración edáfica la utilización de enmiendas orgánicas de calidad química y biológica contrastadas para catalizar los siguientes procesos del plan de fertilización integral edáfico, ya que ello permite disponer de materia orgánica inicial fácilmente disponible hasta alcanzar cierto nivel de desarrollo ecosistémico. Adicionalmente, se ha comprobado que los aportes de materia orgánica a través de la rizodeposición contribuyen en mayor medida a la cantidad de carbono orgánico que permanece en los suelos en comparación con aportes equivalentes (en cantidad y composición química) provenientes de otros órganos de los cultivos (Sokol y Bradford, 2018). Por lo tanto, podemos concluir que el aporte de productividad primaria neta, especialmente de la proveniente de la biomasa radicular, permite estabilizar una mayor cantidad de materia orgánica en los suelos y llevar a cabo una regeneración edáfica más eficiente.

Aumentar el contenido de la materia orgánica de los suelos permite aumentar el contenido exergético en forma de detritus con un valor aproximado de 18,7 kJ/g, según la propuesta de Jorgensen. Este aumento de la exergía abiótica inducirá al ecosistema a su alejamiento del equilibrio termodinámico. Como hemos visto a lo largo del presente capítulo, la cantidad y naturaleza del aporte de exergía abiótica en forma de materia orgánica influirá en la superación de las restricciones del suelo y, por lo tanto, en el desarrollo de otros elementos clave del ecosistema como los microorganismos. Por lo tanto, la segunda fase del plan de fertilización edáfico, será conseguir que el aporte de exergía sea lo más eficiente posible para aumentar la eco-exergía del ecosistema edáfico, es decir, determinar la eficiencia de la conversión de exergía en información genética.

Capítulo 3

Segunda fase. Aumento de la eco-exergía como consecuencia de la regeneración edáfica.

En general, si la cantidad de materia orgánica que entra al suelo es mayor que la que se consume en los diferentes procesos de transformación (principalmente descomposición por parte de la cadena trófica detritívora, lixiviación de los compuestos liberados y erosión del suelo), se producirá un incremento de la materia orgánica de los suelos (en forma biótica o abiótica); ahora bien, el contenido final de eco-exergía en el ecosistema dependerá de la historia del ecosistema de partida (flujos y estructura anterior) y de las restricciones que tenga el suelo como hábitat. El aumento del contenido de materia orgánica también tiene otra connotación importante a escala de la biosfera, ya que puede significar un importante sumidero para disminuir la cantidad de CO₂ atmosférico. Esta posibilidad ha dado lugar a iniciativas como la propuesta de aumento del 0,4% del carbono orgánico en los primeros 40 cm del suelo, lo que significaría un aumento de entre 0,8 a 1,2 ton/ha año para poder llegar a fijar en los próximos 50 años una cantidad de 88 Gt C en global, rebajando de esta forma alrededor de 41 ppm el CO₂ de la atmosfera (Lal, 2016b).

Una vez analizada la entrada de materia orgánica al ecosistema terrestre, el siguiente paso es comprobar para qué se utiliza esta gran cantidad de exergía química. El ecosistema edáfico utilizará la exergía entrante para mantenerse alejado del equilibrio termodinámico y el exceso lo empleará en aumentar su eco-exergía. Por lo tanto, tras la etapa de introducir materia orgánica en el suelo para conseguir la regeneración edáfica, la siguiente fase será la utilización eficiente de esta exergía química para que se pueda almacenar eco-exergía de información, es decir, que esta materia orgánica o biomasa sea utilizada para desarrollar o crecer el ecosistema, que es el objetivo de la segunda fase de la fertilización integral edáfica.

Los suelos son el gran almacén de información genética del planeta; solo la cantidad de procariotas (organismos unicelulares sin membrana nuclear) que habitan los suelos es de 3 órdenes de magnitud superior a todos los demás ecosistemas de la tierra juntos (Curtis *et al.*, 2002). Sin embargo, gran parte de esta biodiversidad permanece sin catalogar, puesto que se estima que entre el 30 y el 80% de las especies bacterianas del suelo están sin identificar (Thompson

et al., 2017). Aplicando la teoría de ecología de sistemas, este almacenamiento de información genética es el resultado de aprovechar el superávit de exergía respecto a las necesidades de mantenimiento del ecosistema. Esto se debe a que, al igual que los combustibles fósiles son un legado de la historia energética de la tierra, este almacenamiento de información genética también lo es. No obstante, la gran biodiversidad de los microorganismos en el suelo es menos resiliente de lo que se había estimado en un principio (Veresoglou *et al.*, 2015). Por ello existe un gran riesgo de pérdida del capital natural del que todavía desconocemos todo el beneficio ecosistémico que ofrece, pero del que sabemos que su fragilidad es mucho mayor de lo entendido hasta la fecha.

La enorme biodiversidad de los suelos incluye varias escalas de tamaño, pudiéndose clasificar según el orden de magnitud de su longitud entre microfauna, mesofauna y macro-megafauna. Las distribuciones de tamaño van desde 1 μm en el caso de alguna bacteria, hasta rangos del orden de 100 mm para algunos insectos, lo que refleja la gran variedad de nichos ecológicos existentes en el suelo debido a su estructura física, desde los poros hasta las hectáreas. Además de esta enorme variabilidad respecto a la escala dimensional, también existe una importante variabilidad respecto a los diferentes microhábitats dentro del suelo. Los seres vivos del suelo solo ocupan un 1% del volumen del suelo en 1 m de profundidad, siendo la rizosfera la zona donde más concentración de microorganismos encontramos (Kuzyakov y Blagodatskaya, 2015). Otra fuente de variabilidad de gran relevancia en la composición biológica de los suelos es la temporal. La mayoría de los microorganismos se encuentran en estado de latencia hasta que son activados por determinados estímulos o señales externas como los cambios en la humedad, en la temperatura, el aporte de nutrientes o la presencia de señales químicas provenientes, por ejemplo, de los exudados radiculares (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013). También es importante la activación estacional en función de los cambios de temperatura y precipitaciones a lo largo del año (Bardgett *et al.*, 2005). Esto determina que entre el 0,1% y el 5% de los microorganismos del suelo se encuentran activos (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013). En cualquier caso, ante perturbaciones del ecosistema o en presencia de determinados estímulos, como los exudados radiculares, se produce una regulación rápida y selectiva de la actividad de las

Capítulo 3

comunidades microbianas. La gran plasticidad de estas comunidades en respuesta a la regulación por parte los exudados radiculares es la hipótesis de partida que nos va servir de base para el diseño de los inductores metabólicos con el objetivo de poner en marcha los flujos ecosistémicos hacia el beneficio buscado.

Como ecosistema definido y dado que existen diferentes interacciones entre todos los individuos que lo habitan, para determinar el comportamiento del ecosistema ante cualquier perturbación o estímulo debemos conocer la estructura y las funciones (o flujos) dentro del mismo. En el diagrama de la Figura 12, se describe de forma simplificada la estructura del ecosistema suelo en general, teniendo en cuenta la enorme complejidad de especies que pueden integrar cada bloque:

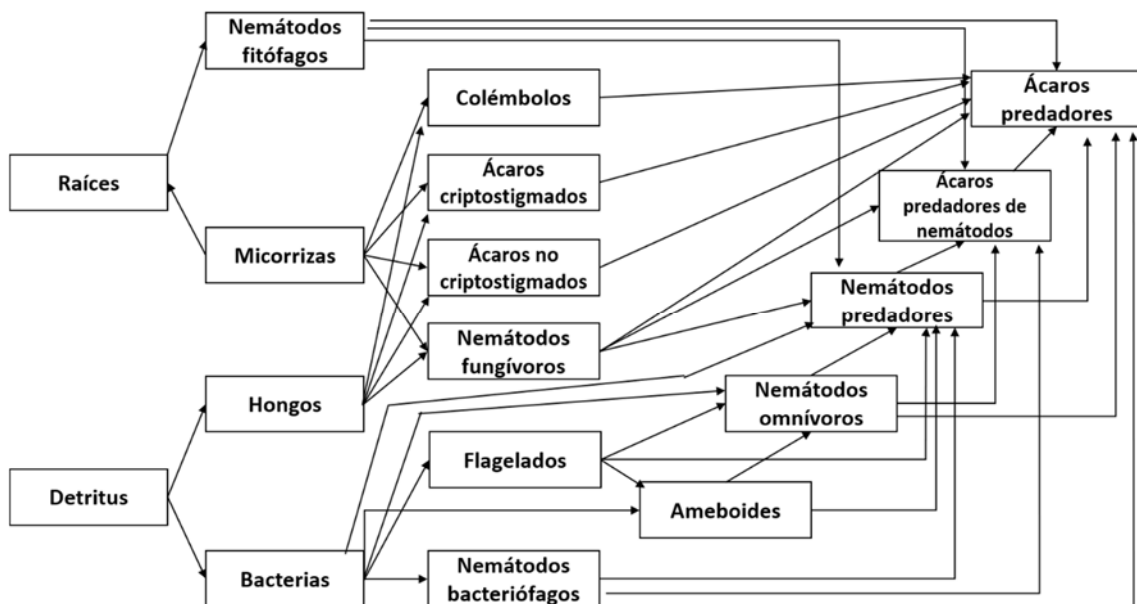


Figura 12. Estructura de la red trófica del suelo. Obtenido de Bardgett (2005).

Como refleja la red trófica del suelo, la mayoría de los seres vivos presentes en los suelos son heterótrofos, es decir, necesitan materia orgánica de la cual extraen los nutrientes y la energía. Por este motivo, todo el ecosistema es dependiente de la productividad primaria neta, que es la responsable de introducir en el suelo los flujos de carbono que alimentan a los consumidores primarios de la cadena trófica. La productividad primaria neta llega a los suelos a través de diferentes vías, pero principalmente a partir de materias orgánicas

vegetales que configuran el detritus y los exudados radiculares, los cuales suponen un aporte activo hacia los consumidores primarios que posteriormente dispensarán de materia orgánica a toda la red, haciendo que el ecosistema se desarrolle según la hipótesis de Jorgensen (S. E. Jorgensen, 2012), es decir, hacia aumentos en la biomasa, la red de interacción o la información genética.

La descomposición de la materia orgánica por parte de las diferentes comunidades de microorganismos es un proceso complejo y regulado. Al igual que la fotosíntesis es regulada por la disponibilidad de nutrientes en el suelo disponibles para los cultivos, el proceso de descomposición de la materia orgánica por parte de los descomponedores primarios también se encuentra regulado por la calidad del suelo como hábitat. Para aprovechar la exergía que contiene la materia orgánica se necesita una estructura previa del ecosistema, es decir, que existan seres vivos capaces de poder degradarla, así como diferentes nutrientes en su entorno, aire y agua. Del mismo modo que los cultivos liberan exudados radiculares al subsuelo para provocar cambios que favorezcan la disponibilidad de nutrientes, los microorganismos descomponedores tienen mecanismos para modificar su entorno con el mismo objetivo, principalmente a través del empleo de enzimas (Sinsabaugh *et al.*, 2009). Ahora bien, esta modificación no es gratuita, aumenta el gasto de mantenimiento global de los componentes del ecosistema y, por lo tanto, disminuirá el superávit para aumentar la eco-exergía del ecosistema.

El equivalente de los exudados radiculares para la modificación del entorno, en el caso de los microorganismos descomponedores, son las enzimas. Muchas de estas son exoenzimas, proteínas segregadas por los microorganismos que catalizan la descomposición de los sustratos para que pueda ser extraída la exergía que estos contienen. En general, debido a la complejidad de la materia orgánica a degradar, son muchas las rutas bioquímicas que se emplean para su aprovechamiento. La enzimología de suelos es una rama en continua evolución que queda lejos del alcance de este trabajo, pero existen revisiones para enmarcar su importancia en la salud de los suelos (Bastida *et al.*, 2008; Burns *et al.*, 2013) y describir las técnicas de identificación en una matriz tan complicada como esta (Nannipieri *et al.*, 2012). No obstante, el hecho de que el ecosistema contenga la información genética que codifique las enzimas necesarias para

Capítulo 3

degradar la materia orgánica proveniente de nuevos restos vegetales, o la ya presente, es imprescindible, ya que, de la productividad primaria neta del subsuelo, solo alrededor del 7% constituye compuestos fácilmente disponibles (exudados radiculares); el resto son materiales estructurales de las raíces difícilmente degradables. De forma similar, la parte de la productividad neta primaria que queda disponible sobre el suelo después de la cosecha contiene mayoritariamente compuestos poliméricos estructurales del tipo celulosas, pectinas y hemicelulosas (más del 50%), mientras que compuestos como azúcares, proteínas, aminoácidos y ácidos orgánicos, de origen citoplasmático, suponen tan solo un 10% del sustrato (Paul, 2015).

Según la hipótesis de esta tesis, a mayor eco-exergía del ecosistema edáfico, mayor es la cantidad de información genética que permite expresar enzimas, lo que, a su vez, favorece un incremento en la mineralización de sustratos y una mayor disposición de nutrientes asimilables para los cultivos. Por lo tanto, el aumento de eco-exergía de los suelos tendrá como consecuencia un aumento en la cantidad y biodiversidad de microorganismos descomponedores, así como en las redes ecológicas, lo que permitirá disponer de un mayor potencial de aprovechamiento de la exergía presente en la materia orgánica en los suelos. Es un aumento de información de tipo estadística, es decir, aumentan nuestras opciones de aprovechar los sustratos y por lo tanto de reciclar las unidades nutrientes minerales.

En la segunda fase del plan de fertilización lo que se pretende es el aumento eco-exergético del ecosistema edáfico, una vez introducida la materia orgánica vamos a revisar como esta puede convertirse en materia biótica. El desarrollo del ecosistema será mayor cuando el detritus se convierta inicialmente en biomasa microbiana viva, lo que multiplicaría la energía de la biomasa abiótica por al menos un valor de $\beta = 8,5$ (Jørgensen *et al.*, 2005). No obstante, la dinámica de la materia orgánica en el suelo dista mucho de estar comprendida convenientemente debido a su naturaleza enormemente compleja, que se encuentra en constante estudio (Lehmann y Kleber, 2015). El trabajo de Kleber en 2010 (Kleber y Johnson, 2010) hace un repaso a la historia de los conceptos de la materia orgánica en los suelos, desde los trabajos de Wallerius en 1761, que identificó la materia orgánica de los suelos como un componente en sí

mismo, describió el humus como materia orgánica descompuesta y propuso la cantidad de humus como un responsable fundamental de la fertilidad del suelo, definiéndola incluso como el único alimento de las plantas. Esta visión continuó hasta que Sprengel demostró que eran las sales solubles presentes en la materia orgánica las responsables de la nutrición. Pero fue Archad en 1786 el que comenzó a caracterizar la materia orgánica del suelo y desarrolló la extracción alcalina, que todavía está en vigor para diferenciar la actividad de la materia orgánica en la fertilidad de los suelos. En su concepción más contemporánea, la materia orgánica se ve como un conjunto dinámico de compuestos orgánicos en diferentes estados de transformación en el que los compuestos más sencillos se agregan para aumentar la estabilidad ante la degradación mediante la reacción con los componentes minerales del suelo o incluso entre sí mismos (Lehmann y Kleber, 2015).

Se ha determinado recientemente que una parte muy importante de la materia orgánica estable en los suelos está presente como necromasa o materia microbiana muerta (Bullerjahn *et al.*, 2018). En un primer momento, la biomasa microbiana puede ser mineralizada fácilmente por su elevado contenido en nutrientes y energía. Cierta cantidad de estos y otros productos derivados de la vida microbiana pueden ser estabilizados por su reactividad con los minerales presentes en el suelo o por su estabilización en los agregados del mismo (Kleber *et al.*, 2015b). De hecho, se observa que en los suelos existe una mayor riqueza de productos derivados de biomasa microbiana (lípidos y proteínas) que de productos derivados de los tejidos vegetales.

Por lo tanto, el conocimiento de la fisiología microbiana que regula la producción de nuevos microorganismos es imprescindible para conocer la acumulación de materia orgánica en los suelos agrícolas (Bradford *et al.*, 2013). También se hace necesario conocer los factores que influyen en la transformación y estabilización de los productos derivados del metabolismo microbiano a partir de las relaciones globales dentro del ecosistema edáfico, donde la dinámica de la materia orgánica (biótica o abiótica) constituye una propiedad del ecosistema y se puede considerar un componente importante del capital natural de los suelos. Por ello, consideramos que en cuanto a la materia orgánica de los suelos no solo es importante su origen, sino que debe considerarse en sí misma una propiedad

Capítulo 3

ecosistémica teniendo en cuenta toda la estructura y flujos del ecosistema (Schmidt *et al.*, 2011).

Por todo lo anterior, entendemos que para la segunda fase del plan de fertilización edáfica, que consiste en el aumento de eco-exergía dentro del ecosistema edáfico, el mejor destino que puede tener la materia orgánica que entra en los suelos es la creación de nueva biomasa microbiana, ya que, o bien aumentará la eco-exergía del sistema, o bien, si se pierde la exergía de información por su conversión en necromasa, sería relativamente fácil que se estabilizase en la matriz de suelo. Para la monitorización de la conversión de la materia orgánica entrante en biomasa microbiana, los dos parámetros más importantes a tener en cuenta son la eficiencia en el uso del carbono (CUE) y la tasa de crecimiento microbiano. En nuestro trabajo los mediremos, como veremos en el desarrollo experimental, determinando el flujo de entrada en el sistema, a través del contenido inicial de carbono orgánico y todos los inputs que se apliquen, y el flujo de salida mediante la respiración (liberación de CO₂) y la acumulación de nueva biomasa (incremento de ADN del sistema y peso de la biomasa creada).

La eficiencia en el uso del carbono se define como la cantidad del carbono orgánico presente en los sustratos que los microorganismos son capaces de convertir en productos biosintetizados (Blagodatskaya *et al.*, 2014), es decir, son los gramos de biomasa microbiana generados por cantidad de sustrato utilizado.

A este respecto, existe una gran cantidad de estudios recientes acerca de la CUE en los que se evidencia una gran dispersión de valores dependiendo de las condiciones experimentales (tipo de suelo, diferentes sustratos, diferentes condiciones climáticas) obteniéndose valores desde 0,1 a 0,8 (g de C microbiano por g de C en el sustrato) (Dijkstra *et al.*, 2015). Esta dispersión puede explicarse por diferencias en multitud de factores, pero en general se debe a que cada ecosistema edáfico tiene su estructura y flujos casi únicos, por lo que estos deben analizarse individualmente, siendo muy difícil la generalización debido a la multitud de factores que intervienen. No obstante, el estudio de lo que sucede de forma individual con un microorganismo y con un determinado sustrato permite determinar los flujos dentro de cada compartimento de la red ecológica,

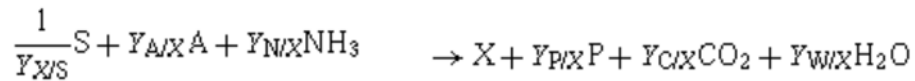
por lo tanto, este es un ejercicio básico para conocer los órdenes de magnitud esperados en la conversión. El máximo termodinámico en el CUE es de 0,82 g de C microbiano formado por g de C orgánico en el sustrato (Gommers *et al.*, 1987).

En los ensayos para determinar la máxima CUE, los investigadores desarrollan medios de cultivo específicos para microorganismos dejando como única restricción la necesidad de carbono (que es la principal fuente de exergía en los medios de cultivo). Tomando como ejemplo estos estudios, es posible optimizar los medios de cultivo en todas las demás necesidades nutricionales de las diferentes especies estudiadas. Recientemente, se ha evaluado la información existente a tal respecto en un trabajo en el que se inventariaron más de 18.000 medios de cultivo para diferentes especies de microorganismos y más de 3.000 medios de cultivo diferentes para aislarlos (Oberhardt *et al.*, 2015). Tal selectividad, en una matriz tan complicada como los suelos, dista mucho de estar desarrollada, por lo que existe aquí una vía para optimizar el crecimiento de los microorganismos de los suelos. La selectividad es una de las características que deben incluir los inductores metabólicos, ya que la naturaleza y la concentración de los micronutrientes que necesitan los microorganismos, así como las moléculas que los activan, no son los mismos que para los cultivos. Esta es una de las características de la patente PCT con número de solicitud WO2016ES070920 de Fertinagro Biotech, en la que se desarrolla de forma concreta una combinación de sustancias que consiguen inducir metabólicamente a un determinado grupo funcional de microorganismos del suelo, que provocan los cambios en el entorno para aumentar la disponibilidad de los nutrientes necesarios para los cultivos.

La utilización del sustrato también depende de su "calidad", así pues, el conocimiento de las bases termodinámicas para el crecimiento microbiano es fundamental. Conceptos como la energía libre de Gibbs y la generación de entropía para favorecer el crecimiento microbiano hace que podamos reducir de forma conceptual el crecimiento microbiano a una reacción química en la que lo más importante para la utilización inmediata del sustrato viene relacionado con su solubilidad y su grado de oxidación (contenido energético susceptible de ser utilizado) (von Stockar *et al.*, 2006).

Capítulo 3

En cuanto a la estequiometría de esta reacción.



Siendo S la fuente de carbono, A el agente oxidante o reductor, N los diferentes nutrientes necesarios para la transformación (nitrógeno, fósforo, potasio, azufre y el resto de átomos que participan en el metabolismo microbiano), X la biomasa formada y P el subproducto catabólico, si existe.

A través de este modelo de von Stockar (von Stockar *et al.*, 2006), podemos estimar la CUE esperada para moléculas orgánicas simples en el caso de que el factor limitante para el desarrollo del ecosistema sea la disponibilidad de carbono orgánico, situación que sucede en la mayoría de los casos (Finn *et al.*, 2017). Asimismo, el trabajo de von Stockar describe una correlación empírica entre la máxima CUE estimada y el grado de oxidación del sustrato con la fórmula:

$$CUE = 0,13 \times \text{Grado de reducción del sustrato}$$

Correspondiendo el grado de reducción del sustrato al número de electrones equivalentes por mol de carbono para su conversión en CO₂. Varía desde 1 en compuestos como el oxalato hasta 8 en el metano.

Si el grado de reducción es mayor a 4,67 puede suponerse un valor constante de CUE = 0,6, que se encuentra lejos del valor máximo de 0,8 calculado por Gommers, pero que se ha observado experimentalmente en ensayos de conversión de carbono orgánico en condiciones en las que el carbono es el único factor limitante (Manzoni *et al.*, 2012). Este es el valor máximo de CUE más habitual y muestra que el 40% del carbono orgánico adquirido por los microorganismos se utiliza para su mantenimiento lejos del equilibrio termodinámico. Esto se explica porque las tasas de respiración de los microorganismos son muy superiores a la de los mesorganismos y macroorganismos debido al principio alométrico y al mayor área superficial de intercambio con el entorno (Fierer y Lennon, 2011).

Para aumentar la eco-exergía del ecosistema edáfico, el suelo debe tener pocas restricciones como hábitat. La fertilización tradicional soluciona parcialmente este problema dejando de lado las necesidades de todo el ecosistema edáfico.

Las plantas contienen en su información genética instrucciones para, a través de la liberación de exudados radiculares, modular el ecosistema y aumentar la disponibilidad de nutrientes. Cuanta más cantidad de exergía introduzcan vía exudados, mayor será el coste para su metabolismo y menor la disponibilidad de exergía para desarrollar su biomasa. Lo mismo sucede con los microorganismos del ecosistema edáfico, si estos se encuentran con muchas restricciones, tienen menos posibilidades de incrementar su biomasa ya que tiene que utilizar la exergía de la materia orgánica en producir exoenzimas que les permitan modificar su entorno y mantener sus procesos vitales.

En nuestro objetivo de fertilizar integralmente los ecosistemas, a través del diseño de inductores metabólicos específicos para microorganismos, conseguiremos que estos aprovechen de forma más eficiente la materia orgánica presente en el suelo. Esto provocará que el ecosistema desarrolle una mayor cantidad de biomasa microbiana, una mayor cantidad de conectividad y ciclos para dar más exergía a las redes y, por último, una mayor información genética disponible que aumentará el capital natural de los suelos. De este modo, la segunda fase de la fertilización integral del ecosistema edáfico permite disponer de suficiente eco-exergía para poder aprovechar ese trabajo y aumentar el flujo de materiales hacia los cultivos. En este punto entra en juego la tercera parte de la fertilización integral edáfica, para lo que resulta necesario conocer cómo se regulan los procesos metabólicos de los microorganismos del suelo y qué tipo de señales desencadenan la generación de exudados radiculares y de exoenzimas que aumentan la disponibilidad de los nutrientes minerales para los cultivos.

Tercera fase. [Regulación del ecosistema edáfico para aprovechar la eco-exergía existente.](#)

Una de las características que tienen los ecosistemas es su organización jerárquica, lo que permite la presencia de propiedades emergentes, que son aquellas que trascienden desde un nivel jerárquico inferior que sufre un determinado estímulo (definido por longitudes características de varios órdenes de magnitud inferior por ejemplo tamaño de una proteína frente a la longitud de las raíces) hacia un nivel superior donde se perciben los efectos de estas perturbaciones. Un ejemplo de esto es la fotosíntesis, proceso en el que los

Capítulo 3

efectos fluyen desde los niveles superiores (biomas) hasta los niveles inferiores (moleculares) y viceversa; tras los procesos fisiológicos que se desarrollan a nivel molecular, se vuelven a observar efectos en niveles superiores (producción de biomasa, por ejemplo). Este tipo de relaciones son muy valiosas porque relacionan todas las escalas y procesos dentro de los compartimentos del ecosistema y permiten observar de forma holística la naturaleza de los sistemas complejos.

Desde principios de los años 2000 se desarrolló una teoría conocida como estequiometría ecológica. Esta relaciona el comportamiento de un ecosistema a partir de su entorno y se define como el estudio del balance de múltiples elementos químicos en las interacciones y procesos ecológicos (Elser y Kuang, 2002). Al estar relacionada con el ciclo de carbono, esta definición se puede ampliar a el estudio del balance de energía y elementos químicos en sistemas vivos (Zechmeister-Boltenstern *et al.*, 2015). Aunque actualmente la estequiometría ecológica proporciona una visión global de todas las escalas jerárquicas de los ecosistemas respecto a los importantes desequilibrios de los ciclos biogeoquímicos (Steffen *et al.*, 2015), su origen reside en la ley de mínimos que formuló originalmente Carl Sprengel y popularizó Justus von Liebig (Hessen *et al.*, 2013). Esta ley postula que, en un entorno finito (sistema cerrado), un organismo crecerá hasta que comience a estar limitado por el elemento químico con menor disponibilidad respecto a la demanda del organismo. Esta ley, como hemos comentado con anterioridad, es la que dio lugar a la teoría de la restitución y explica el origen de la industria de los fertilizantes químicos. La estequiometría ecológica va un paso más allá de esta teoría e incluye los procesos e interacciones ecológicas, ampliando la visión hacia los sistemas vivos como centro de estas demandas y a su exergía de información como elemento clave para ajustar la demanda y el suministro. El estudio de los mecanismos de regulación de estos procesos e interacciones ecológicas en función de la disponibilidad de energía y nutrientes en el entorno es el objeto fundamental del desarrollo de los inductores metabólicos que propone este trabajo. Dado que los organismos y los ecosistemas tienen mecanismos de adaptación para optimizar su crecimiento en función de la disponibilidad de energía nutrientes, si somos capaces de, una vez almacenada la eco-exergía del

ecosistema, inducir metabólicamente a este para que produzca de forma puntual determinados flujos de materiales, conseguiremos el objetivo de la tercera fase del plan integral de fertilización de la rizosfera: aprovechar la eco-exergía en los momentos de producción de biomasa de los cultivos. Este aprovechamiento como hemos visto en el capítulo 2 tiene mucho que ver con el concepto de información pragmática, la interacción dirigida por la información y no por las fuerzas, las plantas regulan a partir de los mensajes que emiten por sus exudados radiculares (una especie de “fitotransmisores”), los cambios que pretenden que los microorganismos del ecosistema edáfico realicen sobre su hábitat (a través de la expresión de proteínas) para conseguir los nutrientes que necesitan para su desarrollo.

Para el desarrollo de los inductores metabólicos debemos tener en cuenta varios conceptos clave que se engloban dentro de la teoría de la estequiometría ecológica:

1. Homeostasis de los seres vivos. Los organismos vivos tenemos una determinada composición química que debe ser mantenida dentro de un rango, por lo tanto, si la disponibilidad de elementos químicos en el entorno es muy diferente a la concentración del organismo, se produce un fenómeno de regulación. En función de ese fenómeno de regulación existen dos tipos de organismos:
 - a. Organismos con regulación homeostática débil. Aquellos que tienen un rango de composición química amplio y, por lo tanto, pueden cambiarlo en función del entorno. Este concepto hace referencia mayoritariamente a organismos autótrofos, aquellos capaces de captar a exergía del sol o de fuentes químicas y que son más adaptables a diferentes entornos. Esto se ejemplifica en las plantas, que, en función de la luz, temperatura, disponibilidad de agua y nutrientes, adaptan su composición a través de la regulación de la fotosíntesis. Las plantas tienen mecanismos homeostáticos relativamente débiles para la regulación, que son fundamentalmente los exudados radiculares.
 - b. Organismos con regulación homeostática fuerte. Son aquellos que tienen un rango de composición muy definida, por lo que cuando

crecen en entornos cuyos recursos tienen una composición muy diferente, deben utilizar mecanismos de regulación homeostáticos constantemente, modificando de esta forma su entorno. Estas modificaciones son relativamente importantes, ya que los organismos toman solo los elementos que requieren y excretan lo que no necesitan. Este tipo de organismos son mayoritariamente los heterótrofos. Por ejemplo, los seres humanos tenemos una relación atómica de C:N:P de 18:2:1, y en función de nuestra alimentación regulamos homeostáticamente nuestros procesos metabólicos. Si comemos una comida muy rica en carbohidratos, alta en C, podemos manejar el exceso de 3 formas (Cease y Elser, 2013):

- i. Excreción del exceso. Regulación de enzimas hidrolíticas digestivas de los carbohidratos para no aprovecharlos y excretarlos.
- ii. Metabolización del exceso. Convertirlo en grasa y almacenar una cierta cantidad, pero con una composición diferente.
- iii. Exhalación. Aumentar la respiración y la sudoración para eliminar en forma de CO₂ el exceso.

Sin embargo, estos mecanismos compensatorios tienen efectos sobre el crecimiento, reproducción y tasa de supervivencia de los organismos heterótrofos, es decir, sobre la eco-exergía del ecosistema.

2. Influencia en el ciclo de los nutrientes del ecosistema. El desequilibrio entre la composición del entorno y los consumidores provoca un descenso en la eficiencia de la utilización de cada elemento en particular. Este efecto dificulta y configura los ciclos de los nutrientes entre y dentro de los compartimentos del ecosistema. La estequiometría ecológica de los microorganismos del suelo es variable, pero bastante centrada entre un rango de C:N:P de 60:7:1 y 42:6:1 (Spohn, 2016). Si los microorganismos descomponedores se alimentan de hojarasca con una composición de media 3055:43:1, la homeostasis fuerte de los microorganismos

detritívoros les permite adaptarse a partir de varios mecanismos, pero, en general, de dos tipos:

- a. Disposición de los nutrientes. Los microorganismos pueden regular los recursos materiales y energéticos para el crecimiento de biomasa (anabolismo) o para los mecanismos homeostáticos. Los mecanismos homeostáticos son tres fundamentalmente:
 - i. Aumento de la respiración. Se conoce como un mecanismo de lujo u *overflow metabolism* (Szenk *et al.*, 2017) y consiste en la aceleración del metabolismo para generar entropía y minimizar el gradiente existente con el entorno.
 - ii. Excreción de exoenzimas. Al igual que en el caso de las plantas con los exudados radiculares, los microorganismos segregan exoenzimas para aumentar la disponibilidad de determinados recursos que limitan la utilización de aquellos que están en exceso, como por ejemplo fosfatasas para solubilizar fosforo orgánico o ácidos orgánicos para solubilizar fósforo inorgánico.
 - iii. Excreción de otras moléculas para el desarrollo de redes ecológicas de interacción. Se crean interacciones para que dentro del ecosistema se pueda generar un exceso del nutriente en otro lugar de la red ecológica.

En el caso planteado de la hojarasca, la homeostasis de los microorganismos disminuye la eficiencia en el uso del carbono para la creación de biomasa microbiana, pero sí que desarrolla el ecosistema, salvo en el caso del metabolismo *overflow*, aunque este tipo de mecanismo suscita controversia (Spohn, 2016).

- b. Retención de los nutrientes dentro del ecosistema. Cuando un nutriente es escaso en un entorno, el ecosistema es muy eficiente en la retención del mismo dentro de sus compartimentos, y, sin embargo, con los demás elementos la eficiencia disminuye mucho. El mecanismo de la homeostasis hace que el ecosistema segregue el elemento en exceso hacia el entorno, lo cual sucede a partir de un valor crítico de la relación estequiométrica, calculado como $(C/Nut)_{\text{critico}} = (C/Nut)_{\text{Biomasa microbiana}} / CUE$. Siendo C el contenido en

carbono, Nut, el nutriente considerado y C.U.E la eficiencia en el uso del carbono considerado. Si tomamos 0,5 como el valor medio de CUE en los suelos, y la estequiometría del suelo en 60:7:1, obtenemos una relación crítica para el carbono/nitrógeno de 17 para el ecosistema edáfico medio (Manzoni *et al.*, 2012), pero este valor que se ha considerado como una constante, no lo es, es dependiente de los factores edáficos del suelo como. Tomando los datos de la hojarasca y la estequiometría ecológica de los microorganismos del suelo, tenemos una relación atómica para el C/N de aproximadamente 72,7 en la hojarasca y de 8,6 en el caso de la biomasa microbiana. Considerando la relación crítica de 17, se produce una inmovilización del nutriente que está en defecto, en este caso el nitrógeno, al ser C/N del sustrato > C/N crítica. Es decir, el nutriente en defecto queda muy retenido dentro de la biomasa microbiana y, por lo tanto, la eficiencia del sistema es muy alta para el caso del nitrógeno. Lo mismo sucedería para el caso del fósforo. La retención de un nutriente se determina a través de su tiempo de retención en la biomasa microbiana en experimentos con trazadores (Zechmeister-Boltenstern *et al.*, 2015).

En función del sustrato o materia orgánica presente en el suelo, los microorganismos pueden dirigir los flujos de nutrientes e inmovilizarlos dentro del ecosistema, por lo tanto, se trata de un sistema de regulación dinámico dentro del ecosistema. Es decir, los microorganismos poseen la capacidad de inmovilizar o de liberar, depende de las señales que reciban del entorno. En el caso de la rizosfera, que abarca no más allá de unos pocos centímetros desde la raíz, las plantas son capaces de modificar este entorno para producir un efecto local de modificación de la estequiometría en esta zona en concreto, aumentando la concentración de C, N o incluso P en los exudados radiculares consigue esta modificación regional (lo que hemos denominado “mensaje”), para provocar que se ponga en marcha el sistema de homeostasis de los microorganismos y (respuesta al “mensaje”), por tanto, modificar movilizar o inmovilizar los nutrientes y de esta forma ponerlo a disposición de los cultivos.

3. Eficiencia de la cadena trófica. Por lo visto anteriormente, todo el ecosistema condiciona su desarrollo en función de los nutrientes del entorno, pero existen mecanismos de homeostasis que condicionan toda la cadena. Los organismos autótrofos amortiguan debido a su homeostasis débil, pero los microorganismos del suelo tienen homeostasis fuerte, por lo que tienden a modificar el entorno para mantener su concentración elemental. Es por ello, que las redes ecosistémicas se forman con organismos que se complementan cuando el ecosistema se ha desarrollado. Por lo tanto, la eficiencia individual para un nutriente puede ser baja, pero si el ecosistema ha desarrollado suficiente eco-exergía de red la eficiencia global para ese nutriente será elevada a partir de las interacciones entre todos los componentes.
4. Hipótesis de la alta intensidad de crecimiento. Las biomoléculas presentes en las células tienen diferente estequiometría y composición, y dependen de las necesidades de los microorganismos en cada etapa fenológica. En las etapas en las que la proliferación y crecimiento celular son muy elevados, la demanda de ADN y ARN para la síntesis de proteínas también es muy alta. Los ácidos nucleicos tienen un 9% de P en su composición, por lo tanto, los organismos vivos que crezcan rápido tienen una mayor necesidad de P que los de crecimiento lento (Elser, 2012). Esto también es válido cuando la producción de exoenzimas es elevada, por ejemplo, cuando el organismo tiene una homeostasis fuerte y activa un mecanismo de liberación de exoenzimas para modificar su entorno se necesitará una elevada cantidad de fósforo para generar estas exoenzimas en los ribosomas.

La teoría de la ecología estequiométrica nos permite dilucidar los mecanismos por los cuales las redes ecológicas modifican la disponibilidad de nutrientes dentro del ecosistema. En el caso del ecosistema edáfico, tenemos la unión de un compartimento con homeostasis débil (cultivo) y otro con homeostasis fuerte (microorganismos). Así pues, las plantas amortiguan las variaciones ambientales de concentración, pero, a partir de sus exudados radiculares (“mensajes”), condicionan el entorno de los microorganismos rizosféricos modificando la estequiometría ecológica del mismo., induciendo a metabolizar sustancias que

Capítulo 3

modifican el entorno para mantener su composición elemental, y produciendo de esta forma el aumento de disponibilidad de los nutrientes para los cultivos. De hecho, la composición de los exudados radiculares se modifica dependiendo de la necesidad de los cultivos (Figura 13; Carvalhais *et al.*, 2011). Por ejemplo, cuando necesitan fósforo, los cultivos segregan una mayor cantidad de aminoácidos, incrementando la proporción relativa de C y N respecto a la de P en el entorno de los microorganismos, para que estos a partir de un exceso de C y N emitan ácidos orgánicos para liberar P del suelo. Además de la relación estequiométrica de los exudados, también tienen importancia las moléculas señal para incidir en la respuesta con mayor potencia, es decir, inducir metabólicamente a través de determinadas moléculas complejas presentes en los exudados radiculares como, por ejemplo, algunos ácidos orgánicos aromáticos (Zhalnina *et al.*, 2018).

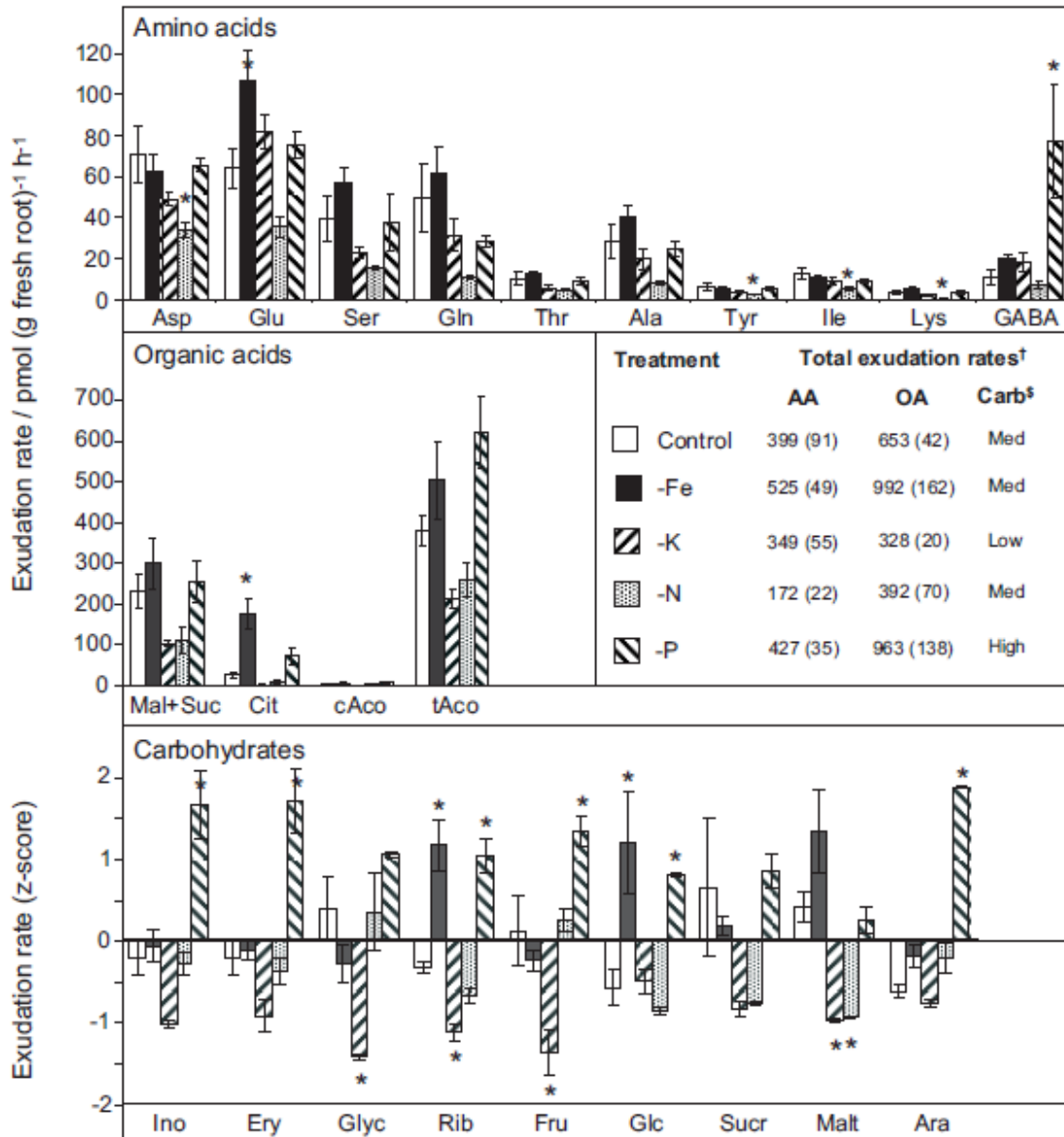


Figura 13. Tasas de exudación de aminoácidos (AA), ácidos orgánicos (OA) y carbohidratos (Carb) liberados por las raíces de maíz bajo deficiencia de hierro (-Fe), potasio (-K), nitrógeno (-N) o fósforo (-P). Obtenido de Carvalhais *et al.*, 2011.

Esta es la segunda característica para nuestro inductor metabólico: estequiometría ajustada del mismo en cuanto a la relación molar y naturaleza química equivalente a las moléculas señal que activan determinadas comunidades de microorganismos. Por lo tanto, nuestro inductor metabólico tiene tres características básicas, definidas en función de los conceptos revisados en este trabajo y con base en la ecología de sistemas y la estequiometría ecológica:

Capítulo 3

1. Presencia de microelementos necesarios para las rutas metabólicas propias de los microorganismos edáficos. Fundamentalmente para la producción de exoenzimas o aquellas rutas metabólicas que generan compuestos capaces de modificar el entorno y aumentar la disponibilidad de nutrientes.
2. Composición de carbono, nitrógeno, fósforo, potasio y azufre adecuada a al nutriente que pretendemos movilizar mediante los exoenzimas o compuestos exudados por los microorganismos.
3. Presencia de determinadas moléculas orgánicas o inorgánicas que generan comunicación química hacia comunidades del ecosistema edáfico (Lareen *et al.*, 2016). De esta manera se provocan respuestas biológicas con resultado emergente en todo el ecosistema.

La composición del inductor metabólico no se refleja en este trabajo debido a que pertenece a la patente PCT con número de solicitud WO2016ES070920 de Fertinagro Biotech, pero sí se puede afirmar que las características arriba citadas conforman la base conceptual que permiten desarrollar los inductores metabólicos. La utilización de estos inductores metabólicos son la base para que la tercera fase del plan integral de fertilización integral de la rizosfera se lleve a cabo, ya que permiten liberar la eco-exergía en forma de moléculas (exoenzimas u otros compuestos orgánicos) que liberan los nutrientes en función de las propiedades determinadas por la estequiometría ecológica.

Inversión actual de eco-exergía por parte de los cultivos hacia los suelos para mejorarlos como hábitat.

Para calcular la ventaja exergética que puede proporcionar el uso de los inductores metabólicos con respecto a la utilización de las prácticas actuales de fertilización, es importante conocer la magnitud de los flujos de exergía que invierten los cultivos en el ecosistema edáfico de forma natural. La estimación de la cantidad que se utiliza para la respiración y que, por lo tanto, vuelve hacia la atmósfera es de 58,9 Gt C/año (Houghton, 2014). Si tomamos la estimación de que el 40% de la producción bruta va hacia el subsuelo (Gregory y Nortcliff, 2013), tenemos una cantidad de carbono dirigido a la búsqueda de agua y nutrientes de 48 Gt C/año. Teniendo en cuenta que este carbono que fluye hacia el suelo se genera gracias a la exergía de información de los cultivos y tomamos un valor

medio de la β de Jorgensen de 256 para las plantas superiores (Sven Erik Jørgensen et al., 2005a), podemos concluir que la inversión en búsqueda de nutrientes por parte de las plantas es de:

$$48 \text{ Gt C/a} \times 38,8 \text{ MJ/kg C} \times 10^{12} \text{ kg/Gt} \times 1 \text{ ZJ}/10^{15} \text{ MJ} = 1,86 \text{ ZJ/a}$$

$$1,86 \text{ ZJ/a} \times 256 (\beta) = 476,77 \text{ ZJ/a de eco-exergía.}$$

Considerando una incidencia de radiación fotosintéticamente activa en la Tierra de 1.300 ZJ/a, la exergía de origen abiótico destinada por parte de las plantas a la mejora del suelo como hábitat supondría un 0,14% de esta. No obstante, si se considera también que en el flujo de carbono hacia el suelo se aplica eco-exergía vegetal, la inversión pasa a ser del 36,67% de la cantidad de exergía útil que llega a la Tierra en forma de radiación.

Esta es la inversión que hacen las plantas para modificar las restricciones del suelo y captar los nutrientes presentes en este. Por lo tanto, la cantidad de biomasa y disposición de las raíces viene dada por una regulación activa de los cultivos, influida por señales externas que dependen de la calidad del hábitat. Si este no es suficientemente benigno para el desarrollo del ecosistema, tanto la cantidad de biomasa destinada al desarrollo radicular como la rizodeposición de exudados aumentan (Jones *et al.*, 2009; Kuzyakov y Schneckenger, 2004), incrementándose también la exergía abiótica y biótica dirigida hacia el suelo. Concretamente, el flujo de exergía liberada por los cultivos en forma de carbono en los exudados radiculares es del orden de 6 Gt de C al año (Kuzyakov y Domanski, 2000), lo que supone un 66% del valor de la energía primaria proveniente de los recursos fósiles (9,1 Gt de C al año; Ringsmuth *et al.*, 2016). La composición química de los exudados es variable y está regulada en función de las necesidades que tenga el cultivo en cada momento (Landi *et al.*, 2006; Badri y Vivanco, 2009; Micallef *et al.*, 2009; Badri *et al.*, 2013; Haichar *et al.*, 2014; Tawaraya *et al.*, 2014; Coskun *et al.*, 2017).

La capacidad de regulación activa de los exudados radiculares está definida en la información genética de las plantas y representa una gran inversión destinada, principalmente, a la regulación de la exergía de información de la microbiota (o exergía biótica) del suelo, por lo tanto, este debe considerarse un flujo eco-exergético. Si aplicamos un coeficiente β de Jorgenesen de 275 (valor asignado

Capítulo 3

para los cereales, que constituyen el 70% de los cultivos mundiales; Alexandratos y Bruinsma, 2012), tendríamos un flujo eco-exergético desde los cultivos hacia el suelo en forma de exudados radiculares de aproximadamente:

$$6 \text{ Gt C/a} \times 38,8 \text{ MJ/kg C} \times 10^{12} \text{ kg/Gt} \times 1 \text{ ZJ}/10^{15} \text{ MJ} = 0,23 \text{ ZJ/a}$$

$$0,23 \text{ ZJ/a} \times 256 (\beta) = 59,5 \text{ ZJ/a de eco-exergía}$$

Esta es la inversión eco-exergética de los cultivos para minimizar las restricciones del agroecosistema edáfico. Asimismo, el exceso de exergía en el suelo se utilizará para el desarrollo del ecosistema a través de la creación de redes y del almacenamiento de aquella información genética que es más eficiente a la hora de reducir las restricciones.

Poniendo en perspectiva lo expuesto anteriormente, del flujo de exergía liberada en forma de carbono en los exudados radiculares, un 99,6% es exergía biótica (destinada a configurar la microbiota de la rizosfera), por lo que si somos capaces de adquirir conocimiento acerca de la regulación y composición de estos en función de los factores ambientales, es decir, de la información pragmática que emiten los cultivos hacia el ecosistema edáfico, estaremos en disposición de diseñar los productos que en este trabajo hemos denominado inductores metabólicos. Estos productos pueden incrementar en dos órdenes de magnitud su exergía abiótica (la que le correspondería por su naturaleza química) gracias a su influencia sobre la información genética del agroecosistema. Esta capacidad regulatoria de los exudados radiculares servirá de flujo de información para el desarrollo de los ecosistemas edáficos y, en consecuencia, se producirá un aumento en la eficiencia de uso de los recursos minerales presentes en estos.

Resumen y conclusiones.

La necesaria descarbonización de la economía para mantener el desarrollo de la humanidad de una manera sostenible tiene en la Bioeconomía 2.0 un importante acelerador. No obstante, la adopción de esta nueva visión económica supone, en primer lugar, reconocer el impacto que actualmente tiene la producción de biomasa en los ciclos biogeoquímicos del planeta. Si no se realizan cambios significativos en los modelos de desarrollo, la actual situación de insostenibilidad puede verse fuertemente agravada por la necesidad de

incrementar la producción de alimentos en las próximas décadas, en las que se podría duplicar la apropiación antropogénica de la productividad primaria neta, viéndose todavía más desequilibrados los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo. La biocapacidad del planeta se encuentra considerablemente amenazada y el modelo de restitución de nutrientes minerales, adoptado a mediados del siglo XIX, queda obsoleto para afrontar los retos que se le presentan a la humanidad.

La solución propuesta en este trabajo se basa en los nuevos conocimientos generados a partir de la teoría de termodinámica de los sistemas ecológicos y de la teoría del coste exergético, en las que se reconoce a los sistemas agrícolas como ecosistemas complejos con estructura jerárquica. Esta manera de estudiar los agroecosistemas permite explorar nuevos abordajes para lograr la intensificación ecológica de la agricultura.

La intensificación ecológica es un nuevo modelo de gestión de los agroecosistemas que abandona el determinismo de los modelos de restitución para intentar, aplicando una visión integral, utilizar de forma sostenible el capital natural existente en la plantación agrícola en lugar de adoptar soluciones globales sin tener en consideración la particularidad de cada ecosistema.

Para desarrollar nuevas soluciones basadas en la teoría termodinámica de la ecología de sistemas que satisfagan las necesidades de la intensificación ecológica, proponemos el término de plan de fertilización integral edáfico, el cual está compuesto por tres etapas: 1) minimización de las restricciones del suelo como hábitat a través de la gestión del ciclo del carbono orgánico, aumentando la utilización de la materia orgánica en los suelos, para determinar la cantidad necesaria en la regeneración proponemos una ampliación de la teoría del coste exergético; 2) maximización de la eficiencia de conversión de la materia orgánica en eco-exergía dentro del ecosistema edáfico; y 3) aprovechamiento de la eco-exergía almacenada en forma de información estadística, para la producción de biomasa agrícola a través del flujo de materiales inducido por la información pragmática emitida por los cultivos y recibida por los microorganismos edáficos. Por lo tanto, a través de la fertilización integral edáfica, pretendemos acumular y utilizar eco-exergía para minimizar la utilización de fertilizantes minerales, aliviando así la presión actual sobre los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo.

Capítulo 3

La eco-exergía consiste en una regulación activa (a través de la información genética) de la conexión entre los elementos abióticos (materia) y la exergía que proviene del sol (energía). Este es un proceso bioquímico que parte de la capacidad de los seres vivos de adaptar respuestas metabólicas ante determinadas señales del entorno, que regulan la expresión génica, impulsando en el caso de las plantas la síntesis de diferentes proteínas y hormonas que, a su vez, controlan la liberación de exudados radiculares con el objetivo de configurar la microbiota de la rizosfera, transformando el entorno e impulsando la transferencia de materia o energía. Esto permite a los cultivos conseguir nutrientes y agua para continuar su desarrollo. En definitiva, el ecosistema se desarrolla hacia el estado en el que más eco-exergía puede almacenar.

El conocimiento y aprovechamiento del capital natural que contienen los suelos puede conseguir, con el aporte de pequeñas cantidades de inductores metabólicos, inducir el metabolismo celular de los microorganismos del suelo y desencadenar la gran cantidad de eco-exergía que contienen de forma individual, caracterizada por la eco-exergía de Jorgensen, así como las propiedades emergentes de la red ecológica que constituyen en conjunto (ascendencia de las redes, índice de reciclaje de Finn o índices de sinergismo; Ulanowicz, 2004). En esta aproximación, se empleará toda la energía de información de los ecosistémicas para producir, en el momento oportuno, un cambio en el suelo que se traduzca en un beneficio para el crecimiento del cultivo, entrando en un ciclo autocatalítico de crecimiento y modificación del entorno hasta que exista otra limitación material, momento en el que se necesitará un nuevo incremento de información, materiales o energía en el ecosistema.

Por tanto, en esta tesis, el empleo de la homología química entre los exudados radiculares y un producto generado a partir de una patente de Fertinagro pretende demostrar que se puede minimizar el aporte de exergía externa en forma de fertilizantes químicos aplicando un proceso de regeneración edáfica y un inductor metabólico, el cual aprovecha la información genética presente en el suelo en forma de microorganismos para inducir cambios en el mismo que permitan liberar nutrientes.

Capítulo 4.

Selección, diseño y desarrollo de los métodos experimentales aplicados.

Objetivo.

Las bases conceptuales que nos proporciona la teoría termodinámica en la ecología de sistemas, permiten valorar el potencial que los ecosistemas contienen para la generación de trabajo útil y cómo esta magnitud cambia a lo largo del tiempo. Este trabajo útil, o eco-exergía, liberado de forma sincronizada con las necesidades de los cultivos, puede minimizar la exergía que se emplea en la aplicación de fertilizantes, incluyendo aquí la minería de materiales y su transformación, que son recursos no renovables en la mayoría de casos. Por lo tanto, de cara a conseguir cada vez un mayor flujo de recursos renovables en los agroecosistemas y aumentar su sostenibilidad, el aprovechamiento de esta eco-exergía se convierte en un factor decisivo que puede facilitar la transición desde una economía fósil hacia modelos económicos basados en la bioeconomía.

Los flujos renovables de materiales, o servicios ecosistémicos de aprovisionamiento de materiales, provienen del capital natural, y este debe ser capaz de mantener su capacidad de generación de servicios intacta para que el flujo de estos sea sostenible. Por lo tanto, el capital natural debe mantener o incrementar su capacidad de generar trabajo útil (exergía en sistemas abióticos o la eco-exergía en sistemas biológicos). Conocer cómo varía la eco-exergía en el ecosistema, su almacenamiento y su consumo permite determinar el capital natural que contiene. En este trabajo, pretendemos conseguir un flujo sostenible de biomasa en los cultivos agrícolas, minimizando la cantidad de unidades fertilizantes que en ellos se emplea, para lo que se requiere monitorizar la eco-exergía del sistema agronómico y emplearla como fuente de trabajo que sustituya a la energía obtenida de los combustibles fósiles que se emplea para fabricar fertilizantes nitrogenados y fosfatados.

Para la liberación de la exergía almacenada en los suelos, se emplearán inductores metabólicos presentes en una composición patentada por Fertinagro Biotech. La aplicación de estos inductores metabólicos constituye una etapa dentro de un ciclo continuo de fertilización, que hemos denominado como

Capítulo 4

fertilización integral del ecosistema edáfico, ya que una vez aprovechada cierta parte de la eco-exergía, el sistema debe regenerarse. Esto se llevará a cabo a partir de una etapa de regeneración edáfica seguida de una segunda etapa de desarrollo del ecosistema que permitirá volver a aumentar la eco-exergía hasta el valor inicial, recuperando así el capital natural que inicialmente contenía el ecosistema edáfico concreto, y que pretendemos calcular a partir de una ampliación de la teoría del coste exergético.

La capacidad metabólica de los seres vivos y de las interacciones entre ellos se encuentra codificada en su ADN. Este contiene las secuencias génicas que son interpretadas por la maquinaria celular, transcritas a moléculas de ARN y posteriormente traducidas a proteínas, las cuales son responsables en última instancia de la mayoría de transformaciones bioquímicas que tienen lugar en todos los ecosistemas. Muchas de estas proteínas actúan como sensores para captar señales ambientales de tipo físico o químico, o tienen funciones enzimáticas, es decir, son catalizadoras de los diferentes procesos metabólicos esenciales para el crecimiento y desarrollo de cualquier organismo (por ejemplo, regulando la expresión génica o la transmisión de la información genética a la descendencia). Los procesos metabólicos que gobiernan el desarrollo de las entidades vivas tienen la capacidad de transformar el entorno en el que éstas habitan. Es el caso de los cambios en la composición química de un medio natural como consecuencia del consumo de moléculas orgánicas e inorgánicas por parte de los organismos que lo habitan. Además, estas moléculas son transformadas por los procesos metabólicos celulares y, en ocasiones, el producto de la transformación es liberado al medio, pudiendo a su vez suponer una fuente de nutrientes para otros organismos.

La posibilidad de identificar, fabricar y utilizar productos que simulen los mensajes naturales que emiten los cultivos hacia el ecosistema edáfico - inductores metabólicos- que regulan el metabolismo celular de determinados organismos y su expresión génica permite usar el potencial metabólico de un ecosistema para realizar trabajo útil u obtener un beneficio que derive en la sustitución de una aplicación de recurso exógeno no renovable. Un ejemplo de inductor metabólico es el agua que, en contacto con las semillas, induce cambios en su expresión génica desencadenando la germinación (Holdsworth *et al.*,

1984; Bewley, 1997). También sería un inductor metabólico una sustancia que, aplicada en un suelo agrícola, induzca la expresión de enzimas como las fosfatasas (involucradas en la solubilización de fósforo) en determinados microorganismos con capacidad de solubilizar fósforo (Rodríguez y Fraga, 1999; Tao *et al.*, 2008; Mohammadi, 2012). Este tipo de aplicaciones minimizarían la necesidad de emplear fertilizantes con fósforo soluble (Hameeda *et al.*, 2006; Bargaz *et al.*, 2018), el cual es extraído de yacimientos mineros, solubilizado de forma química requiriendo el gasto de energía fósil y trasladado a la superficie agrícola, donde es utilizado con una eficiencia considerablemente limitada para el crecimiento del cultivo.

Por todo esto, el seguimiento de la evolución de la capacidad del ecosistema de realizar cambios metabólicos en su entorno por la aplicación de este tipo de inductores metabólicos nos permitirá determinar si el nivel de eco-exergía es el adecuado para poder utilizarlo, o si éste está aumentando (creciendo o desarrollando el ecosistema) o disminuyendo, en el caso de estar perdiendo capital natural por degradación de la eco-exergía.

Como hemos visto en la teoría termodinámica de los sistemas ecológicos, cuando a un ecosistema le llega más energía que la necesaria para que se mantenga alejado del equilibrio termodinámico, posee un superávit que se emplea en el desarrollo del ecosistema en forma de aumento de la eco-exergía. Por consiguiente, tanto el desarrollo del ecosistema como el aprovechamiento de la eco-exergía presente son el objetivo fundamental del estudio experimental que hemos realizado.

Desarrollo experimental.

A la hora de planear el desarrollo experimental, nos hemos realizado dos preguntas que nos pueden servir de guía para la consecución de los objetivos citados previamente:

1. ¿Qué parámetros de los suelos podemos medir para predecir la eco-exergía del sistema en su estado inicial y cómo podemos seguir la evolución de esta hasta el final del ciclo?
2. ¿Cómo podemos inducir metabólicamente en los ecosistemas para aprovechar el trabajo útil minimizando la utilización de recursos no renovables, mayoritariamente fertilizantes?

Para responder a estas preguntas, se realizó un estudio sobre un total de 29 suelos agrícolas escogidos de forma aleatoria y repartidos por distintos puntos de la geografía española. El estudio consistió en la aplicación de un inductor metabólico en estos suelos, la monitorización de los stocks y flujos de carbono en ellos y el análisis de la evolución y aprovechamiento de la eco-exergía generada empleando cultivos modelo.

La evolución de la eco-exergía del ecosistema se analizó a partir de la medición de tres parámetros básicos:

1. Materia orgánica o biomasa presente en el sistema. En el caso de los suelos se determinó el contenido de materia orgánica. En la experimentación en cámara de cultivo se midió toda la producción de biomasa vegetal, incluyendo las raíces.
2. Evolución de la respiración del suelo (determinada mediante mediciones de liberación de CO₂) para conocer el coste de mantenimiento del ecosistema. En las primeras etapas tras la aplicación de un inductor metabólico a un suelo, no es posible detectar las variaciones, todavía pequeñas, de materia orgánica mediante los métodos analíticos tradicionales, por lo que la evolución de la respiración en los suelos permite determinar los cambios en el contenido de eco-exergía del sistema.

- Determinación del ADN total contenido en el ecosistema. En el caso del suelo, mediante la extracción directa del mismo, mientras que, en el caso del material vegetal, a partir del contenido de biomasa.

El sistema de experimentación se compone de 29 suelos diferentes con dos tratamientos, con un grupo control donde no se aplica ninguna sustancia y un grupo positivo donde se aplica un tratamiento con un inductor metabólico seleccionado. De este modo se pudo determinar la eco-exergía diferencial y la evolución del ecosistema a través de diferentes fases de desarrollo.

El esquema general de trabajo seguido para estudiar los 29 suelos fue el siguiente:



Figura 14. Esquema de trabajo seguido en la tesis.

Más concretamente, para la medición de los parámetros biológicos y de producción de biomasa se procedió del siguiente modo:

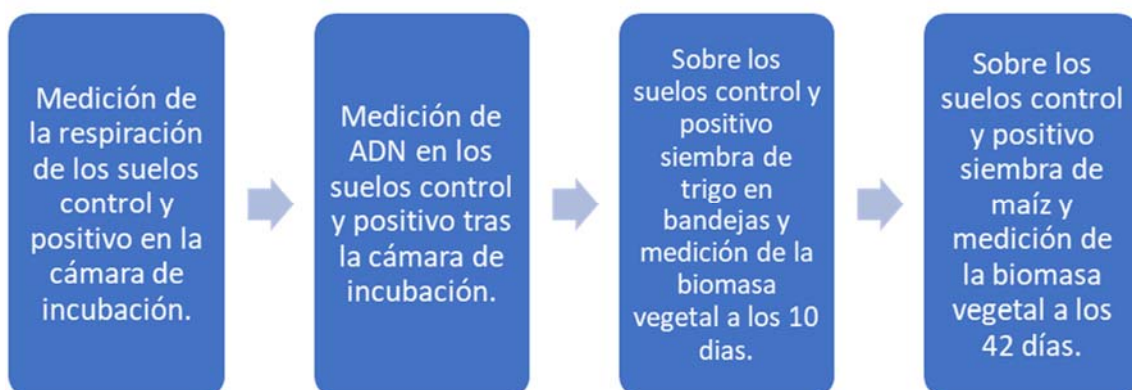


Figura 15. Esquema de trabajo para el análisis de los parámetros biológicos y de producción de biomasa.

Capítulo 4

Esta primera parte del desarrollo experimental permitió evaluar el efecto que tiene la aplicación de inductores metabólicos sobre el desarrollo de los ecosistemas edáficos y el aprovechamiento de su eco-exergía bajo condiciones controladas.

Sin embargo, el objetivo último de la tesis es poner en práctica el concepto de intensificación ecológica, según el cual con un mínimo aporte de recursos no renovables se maximiza la eco-exergía dirigida a la producción de biomasa vegetal. Para ello, en la segunda parte del trabajo se realizó un ensayo de demostración en el que se aplicaron, en un agroecosistema a escala real, todas las ideas desarrolladas en la tesis. De este modo, se obtuvo un ejemplo práctico del efecto del plan de fertilización integral edáfico sobre la producción agrícola (biomasa) por unidad de nutriente aportado, en el que se con un tratamiento convencional de fertilización. Este último ensayo tiene como finalidad principal comprobar la aplicabilidad de estas prácticas a escala agronómica, no obstante, reconocemos que no podemos extrapolar resultados desde este ensayo por no tener rigor estadístico.

Métodos experimentales.

A continuación, se describen los métodos utilizados en la primera parte del desarrollo experimental con la finalidad realizar el muestreo de los suelos, obtener los parámetros biológicos de los mismos (respiración y contenido en ADN) y determinar la producción de biomasa vegetal en cultivos modelo.

Muestreo de suelos

Existen diversos manuales que describen los procedimientos adecuados para las distintas fases de muestreo de un suelo agrícola -diseño del muestreo, toma de muestras, manejo y almacenaje- (véase, por ejemplo, Carter y Gregorich, 2007; Weil y Brady, 2016; Lizcano *et al.*, 2017). La técnica de muestreo es una herramienta fundamental para obtener conclusiones válidas en el desarrollo de cualquier proyecto de investigación. Minimizando el gasto de recursos económicos y el tiempo empleado, y teniendo en cuenta la variabilidad y complejidad presente en los suelos agrícolas, se debe asegurar la obtención de información representativa y fiable de cada área a estudiar. A continuación, se describe el protocolo empleado en este trabajo, el cual se basa en el utilizado

por el Grupo de Enzimología y Biorremediación de Suelos y Residuos Orgánicos del Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), situado en Murcia (España).

Tanto la localización como los principales parámetros fisicoquímicos de los suelos estudiados se muestran en el Anexo I.

Reconocimiento del área de estudio

Es importante hacer un croquis o mapa de la propiedad, indicando la posición de las parcelas donde se realizará el muestreo e identificarlas. El suelo de la parcela a muestrear debe ser uniforme en color, textura, manejo, cultivo y orografía. Las superficies no representativas (por ejemplo, las manchas de salinidad) no deben ser muestreadas junto al resto de parcela, sino que se deben muestrear de forma independiente. Es recomendable que el área de muestreo no supere una hectárea de extensión.

Delimitación de suelos

Es necesario identificar los diferentes tipos de suelos del terreno y los límites que estos suelos tienen para definir las unidades de muestreo (Figura 16). Usualmente los límites del suelo coinciden con el cambio en la pendiente del terreno (plano vs. inclinado), material parental (terraza aluvial vs. coluvión), uso (tipo de cultivo, barbecho), manejo (fertilizado vs. no fertilizado) y otros. Cada tipo de suelo se considerará como un terreno homogéneo e independiente (unidad de muestreo), que debe ser identificado con base en las características (pendiente, material parental, uso, manejo).

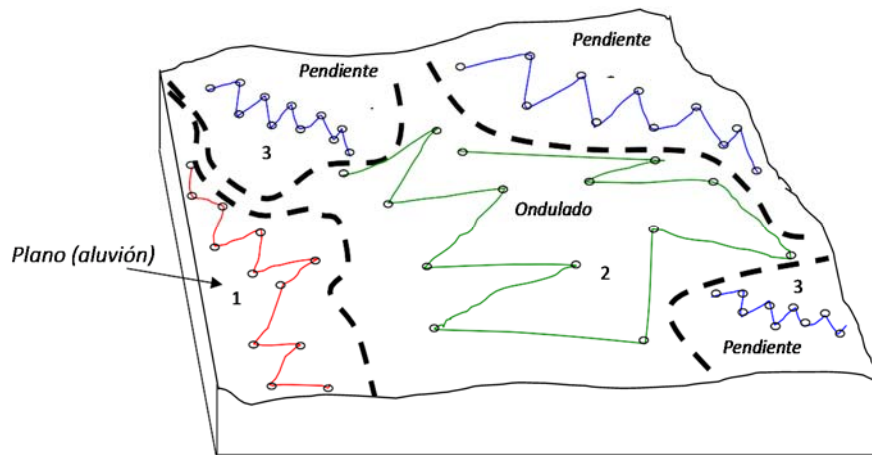


Figura 16. Diagrama de muestreo de suelos. Las unidades de muestreo están separadas por la línea segmentada gruesa. En este caso se definen tres unidades de muestreo (1, 2, 3). En este caso se toman tres muestras; cada punto, representado por un círculo abierto, corresponde a una submuestra.

Tipo y cantidad de muestras a tomar.

Para área de muestreo se obtuvo una muestra compuesta a partir de la extracción de 15-20 muestras simples o submuestras, de 0,5 a 1 kg de suelo cada una, reunidas en un recipiente y mezcladas. Este tipo de muestras son las más usadas para la planificación de la fertilización. Se tuvo en cuenta que cada submuestra tuviese el mismo volumen que las demás y hubiese sido tomada en la capa arable del suelo (0-20/25 cm). Cada submuestra representó la misma superficie dentro de la parcela a muestrear y el recorrido efectuado sobre la misma se realizó de acuerdo a alguno de los siguientes patrones (Figura 17):

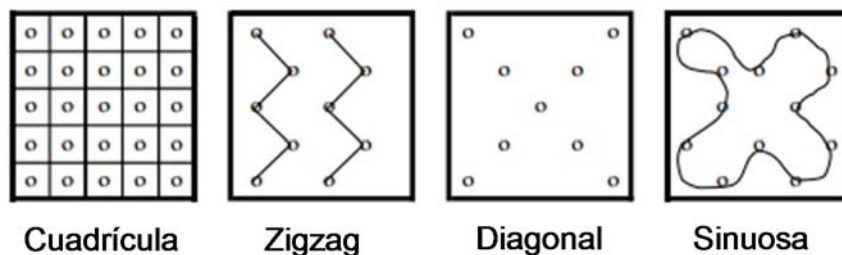


Figura 17. Patrones de muestreo.

Época de toma de muestra.

La época de muestreo del suelo es definida principalmente por las condiciones climáticas, tipo de cultivo (perenne, anual de verano o de invierno) y sistemas de manejo del suelo. Por ejemplo, en el sistema de cultivo en rotación, generalmente se recomienda el verano para muestrear, porque son más visibles los surcos para la toma de muestras. En perennes frutícolas, generalmente 3 meses antes de la floración. No obstante, en función del interés específico de lo que se quiera, se puede requerir un muestreo particular. En nuestro caso, todos los suelos se muestrearon en la época adecuada según los criterios arriba descritos, sin embargo, tras la recepción de la muestra en el laboratorio, ésta se estabilizó en cuanto a las condiciones de temperatura y humedad. Los parámetros referentes al contenido de materia orgánica y nutrientes varían lo largo del ciclo del cultivo, pero en nuestro caso no es significativo para el estudio posterior, ya que se asume que se trabaja a partir de muestras de suelo tomadas en un momento concreto. No obstante, se aplicaron una serie de medidas para minimizar la influencia de la época de muestreo sobre las características del suelo:

- Todas las muestras de suelo fueron tomadas al menos 3 meses después de la última aplicación de cualquier tipo de fertilizante.
- Nunca se muestreó hasta 2-3 días después de una lluvia o riego abundante.
- Siempre que fue posible, se muestreó cuando el suelo se encontraba cercano a la capacidad de campo, ya que es cuando la extracción de la muestra se facilita.

Instrumentos

Para realizar la extracción del suelo se limpió la superficie del suelo, en un área de 40 X 40 cm, eliminando grasas, hojarasca, raíces y/o material pedregoso, y se utilizaron los siguientes elementos:

- Pala.
- Barreno. Permite extraer muestras uniformes, causando poco daño a la superficie del terreno. La única desventaja es que no es muy útil en suelos

Capítulo 4

muy secos, compactos o con mucho material rocoso. En caso de no poder utilizarlo, se empleó un pico.

- Bolsa de plástico.

Conservación de la muestra y almacenamiento.

Una vez recogidas, las muestras se guardaron en una bolsa plástico y se mantuvieron en su estado original, evitando cualquier tipo de contaminación y de transformación.

En el laboratorio, las muestras se secaron al aire, bien estático o dinámico, pero en cualquier caso no calentado previamente. La temperatura del aire no pasó de los 35°C (con humedades relativas menores del 60%), ya que a mayores temperaturas puede haber cambios drásticos en algunas características físicas y químicas del suelo. Para secar las muestras, se extendieron y se destruyeron con cuidado los agregados groseros detectados a simple vista, por ejemplo, con rodillos de madera o maza de mortero de caucho. Una muestra debe estar húmeda el menor tiempo posible para reducir las reacciones químicas y biológicas al mínimo.

Tras el secado, las muestras pasaron a la fase de preparación (homogenización y tamizado en criba de 2 mm) o se mantuvieron almacenadas hasta que se procedió a los análisis pertinentes. En general se trató de analizar las muestras tan pronto como fue posible, no obstante, para su almacenaje a medio y largo plazo, se mantuvieron en cámara frigorífica a 4°C.

Cámara de actividad metabólica.

La determinación de la actividad microbiana de los suelos agrícolas y su respuesta a la aplicación de sustratos metabolizables constituye uno de los indicadores más relevantes a la hora de evaluar su fertilidad y salud (Schloter *et al.*, 2003; Joergensen y Emmerling, 2006). En ensayos de laboratorio, la tasa de liberación de CO₂ se emplea frecuentemente como índice de actividad microbiana (Arshad y Martin, 2002; Oyonarte *et al.*, 2012). La tasa de respiración en ausencia de sustrato se denomina respiración basal, no obstante, en la valoración de la actividad del suelo, resulta de interés determinar su respuesta al adicionar un sustrato susceptible de ser catabolizado (Anderson y Domsch, 1990). Además de la posibilidad de estudiar de manera específica la respuesta

del suelo a diferentes estímulos, el análisis de la respiración microbiana de los suelos en laboratorio tiene diversas ventajas respecto al estudio en campo, tales como la separación de la respiración microbiana de la propia de las plantas o la posibilidad de asignar un valor de respiración a un volumen determinado de suelo (Wichern *et al.*, 2004; Kuzyakov y Larionova, 2005).

Fertinagro Biotech S.L. diseñó una cámara de incubación para la medición de la respiración microbiana en muestras de suelo (figura 18). La incubadora permite controlar la temperatura y humedad en su interior, variables de gran importancia para la actividad microbiana como se ha explicado previamente, y puede albergar 6 recipientes en los que se introducen las muestras de suelo. Cada recipiente conforma un sistema independiente que posee una entrada de aire con caudal constante (entre 80-200 ml/min) por la parte inferior (figura 19A) y una salida por la parte superior. También en la parte superior se acopla una sonda que permite medir la concentración de CO₂ del aire que atraviesa el suelo (figura 19B). De esta manera es posible registrar la cantidad de CO₂ que libera un suelo por unidad de tiempo.



Figura 18. Cámara de actividad metabólica.

Capítulo 4

El procedimiento para llevar a cabo las mediciones de la respiración microbiana de los suelos se describe a continuación. En cada ensayo, se determinó el flujo de entrada de aire en los recipientes con un caudalímetro y posteriormente se añadieron 200 ml de agua para evitar que la muestra de suelo tuviese déficit de humedad. Sobre la base se colocó una rejilla de plástico y una lámina esponjosa donde se depositó posteriormente la muestra de suelo (figuras 19 C y D, respectivamente). Se introdujeron 3 kg de suelo seco tamizado en cada recipiente y se alisó la superficie para evitar la descompensación de agua de riego en el momento de su aplicación. Posteriormente, se añadió la cantidad de agua necesaria para alcanzar una humedad correspondiente a la capacidad de campo de cada suelo. Finalmente, el recipiente se introdujo en la cámara de actividad metabólica, se acopló la sonda de CO₂, la corriente eléctrica para la bomba de aire y el tubo de salida de aire.

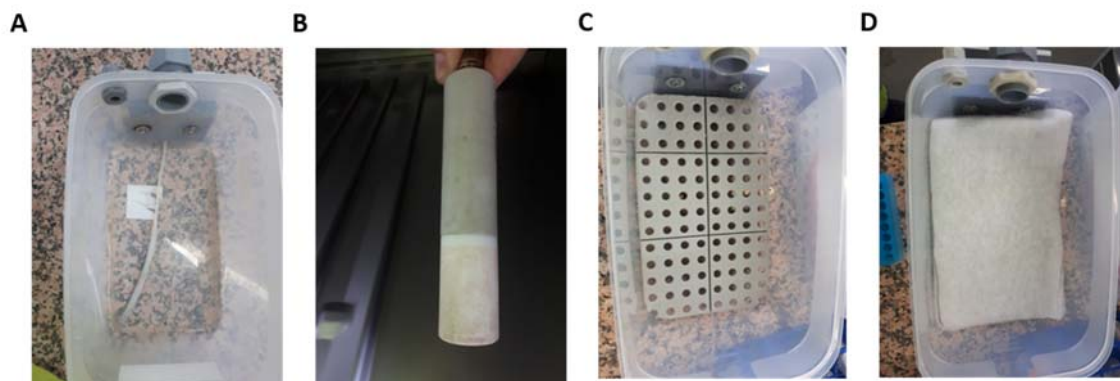


Figura 19. Recipiente de la cámara de actividad metabólica. A) Recipiente vacío donde se observa el tubo de entrada de aire. B) Sonda de CO₂. C) Rejilla plástica. D) Esponja sobre rejilla plástica.

El protocolo seguido en cada ensayo dura aproximadamente 7 días y consta de las siguientes etapas:

1. Incubación a 18 °C y medición de la respiración basal.
2. Incubación a 20 °C y medición de la respiración basal y la respuesta al cambio de temperatura.
3. Aplicación de un inductor metabólico y medición de la respiración en respuesta a la inducción (20 °C).
4. Medición de la respiración basal post-inducción (20 °C).

5. Incubación a 22 °C y determinación de la respiración basal y la respuesta al cambio de temperatura.

Los datos de respiración en ppm registrados a partir de las mediciones de la cámara de actividad metabólica fueron corregidos restando la concentración de CO₂ del aire en ausencia de suelo y aplicando un factor para eliminar las posibles diferencias en el caudal de aire de los recipientes. Finalmente, se realizó la transformación de unidades para obtener $\mu\text{ C-CO}_2 \cdot \text{kg tierra}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$. En el Anexo II se muestra la validación del método de medición de la respiración de los suelos mediante la cámara de actividad metabólica diseñada por Fertinagro Biotech.

Extracción de ADN de muestras de suelo

La cuantificación del ADN total en muestras de suelo es un método empleado habitualmente para estimar la biomasa microbiana presente en el mismo (Anderson y Martens, 2013; Fornasier *et al.*, 2014; Semenov *et al.*, 2018). En este trabajo se decidió emplear el método de extracción estandarizado ISO 11063 (*Soil quality – Method to directly extract DNA from soil samples*), ya que ha sido evaluado positivamente para la extracción de ADN de muestras de suelo (Petric *et al.*, 2011).

El procedimiento de la norma ISO 11063 se describe a continuación. Se colocaron 0.25 g de suelo previamente secado y homogeneizado en tubos de 2 ml, se añadieron 0.5 g de bolas de cristal de 0.1 mm de diámetro y 1 ml de tampón de homogeneización (Tris-HCl 0,1 M pH 8,0; EDTA 0,1 M pH 8,0; NaCl 0,1 M; PVP 40 al 1 %; SDS al 2 %) y se agitó durante 20 min a 2850 rpm con el homogeneizador Bead Ruptor 12 (Omni International, Inc.) para lisar las células. Posteriormente, los tubos se incubaron a 70 ° C durante 10 minutos, se centrifugaron a 14000 g durante 1 min y el sobrenadante se transfirió a un nuevo tubo de 2 ml. Al sobrenadante se le añadió acetato de sodio 5 M pH 5,5 en una proporción de 1:10 para precipitar las proteínas, se mezcló en vórtex y se incubó en hielo durante 10 min. Los tubos se centrifugaron de nuevo a 14000 g durante 5 min y el sobrenadante se transfirió a un nuevo tubo donde se añadió isopropanol en una proporción 1:1 para precipitar los ácidos nucleicos. Se incubaron las muestras a -20° C durante 15 min, se centrifugaron a 14000 g

Capítulo 4

durante 30 min y se eliminó el sobrenadante. Posteriormente, se lavó el precipitado de cada muestra con etanol al 70% frío, se centrifugó a 14000 g durante 15 min y se eliminaron todos los restos de etanol de las muestras. Finalmente, se dejó secar el precipitado de las muestras durante 15 min a 37° C y se resuspendió en 100 µl de agua mili-Q.

Ensayos en cámara de cultivo.

Las plantas se crecieron en cámara de cultivo con un fotoperiodo de 16 h día/ 8 h noche, temperatura de 22 °C día/ 18 °C noche y una humedad relativa del 90 %.

Ensayo de germinación y crecimiento a corto plazo en trigo.

Se colocaron 350 g de suelo tamizado en bandejas cuadradas (140x140x21mm), se enterraron ligeramente 35 semillas y se añadieron 80 ml de agua o inductor diluido en agua. Cada día se humedecieron las bandejas con 40 ml de agua y se cuantificó la germinación (dando por germinada la semilla con coleóptilo visible). Después de 10 días se eliminó la tierra de las bandejas con agua a presión y se separaron los tallos de las raíces. El peso seco de la masa radicular y la parte aérea se midió tras incubar el material vegetal en estufa a 65 °C durante 72 h.

A partir del peso seco de la planta se determinó la cantidad de C fijado por ésta multiplicando por 0,5, ya que según el IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) el 50 % de la biomasa seca de los cultivos es C. Del C fijado se obtuvo el CO₂ fijado usando la relación estequiométrica (multiplicando por 44 y dividiendo por 12). Unidades: mg de CO₂ fijado/planta

Ensayos de crecimiento en maíz.

Para estudiar el crecimiento vegetal en los primeros estadios de desarrollo del maíz, se colocaron 3 kg de tierra tamizada en macetas y se sembraron 4 semillas. Se añadieron inicialmente 200 ml de agua y seguidamente se añadieron otros 200 ml de agua o inductor metabólico diluido. Las plantas se dejaron crecer 42 días, regando durante las 2 primeras semanas 2 veces por semana con 100 ml de agua y las siguientes semanas 2 veces por semana con 150 ml. Al finalizar el ensayo se realizaron las siguientes medidas:

- Longitud del tallo principal.
- Longitud de la primera hoja totalmente formada.

- Contenido en clorofila (con el medidor de clorofila SPAD-502 de Konica Minolta).
- Longitud de la masa radicular.
- Volumen de la masa radicular (a través de la variación del volumen de agua en una probeta al introducir la masa radicular).
- Peso seco de la masa radicular y de la parte aérea.
- Fijación de CO₂

Ensayo de demostración experimental en pimiento cultivado en invernadero de producción agrícola

Datos del cultivo. Material vegetal, siembra y plantación.

El material vegetal utilizado ha sido el pimiento California de maduración en rojo, de variedad Clavesol. La germinación de las semillas se realizó en el semillero con una duración de 61 días. La fecha de trasplante fue el 16 de diciembre de 2016 y el ensayo finalizó el 17 de agosto de 2017. El marco de plantación es de 1 metro entre líneas y 0,35 metros entre plantas situadas linealmente. La densidad es de 2,85 plantas/m².

Localización del ensayo. Ubicación, superficie, preparación del suelo y labores de cultivo.

Ubicación y superficie

El invernadero en el que se realizó el ensayo está ubicado en el paraje del Hondón, en la pedanía del El Mirador, San Javier (Murcia) Polígono 2, Parcela 24, Recinto 3 (Figura 20). La superficie total del recinto es de 2,6 Ha. Concretamente, para el ensayo se empleó el invernadero 1, con una superficie total de 250 m². Cada parcela de tratamiento consta de 83 m².



Figura 20. Vista aérea del invernadero obtenida con el visor SIGPAC (MAPAMA).

Preparación del suelo y labores de cultivo

Antes de realizar el trasplante se realizó se desinfectó el suelo mediante biosolarización. Después de 8 semanas, se realizaron dos labores de subsolador, otras dos de *Rotovator* y una última con gradas. Después se marcaron los carriles para el trasplante.

Características del suelo y agua de riego. Estructuración del ensayo. Riego y abonados. Consumo de agua y fertilizantes.

Datos fisicoquímicos del suelo

Tabla 9. Principales parámetros fisicoquímicos del suelo.

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
pH (extr. ac. 1:2, a 25°C)	7,22	Potasio asimilable	1.420 ppm
Conductividad (extr. ac. 1:2, 25°C)	2,48 mS/cm	Calcio asimilable	1.830 ppm
Cloruros	7,55 meq/l	Magnesio asimilable	673 ppm
Sulfatos	10,2 meq/l	Materia Orgánica	3.97 %
Sodio	7,12 meq/l	Carbono orgánico	2.30 %
Sodio asimilable	447 ppm	Hierro asimilable	9,22 ppm
Bicarbonatos	2,50 meq/l	Boro asimilable	2,01 ppm
Nitratos	319 ppm	Manganeso asimilable	0,59 ppm
Fosforo asimilable	424 ppm	Cobre asimilable	1,83 ppm
Potasio	7,21 meq/l	Zinc asimilable	11,3 ppm
Calcio	5,13 meq/l	Caliza total	73,60%
Magnesio	5,78 meq/l	Caliza activa	13,60%

TEXTURA: ARCILLOSA

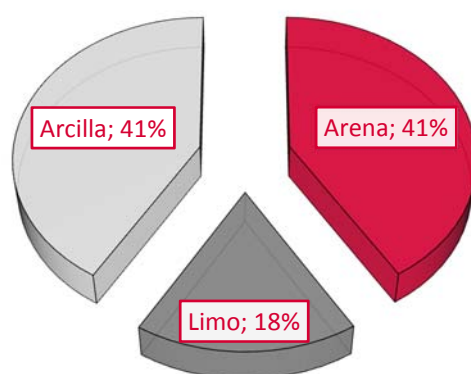


Figura 21. Textura del suelo empleado en el ensayo con pimiento en invernadero.

Capítulo 4

Características del agua de riego

Tabla 10. Características del agua de riego.

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Sodio	116 mg/l	pH (23,5° C)	7,84
Potasio	7,04 mg/l	Conductividad eléctrica (25°C)	1,24 mS/cm
Calcio	71,40 mg/l	Boro	0,251 mg/l
Magnesio	51,80 mg/l	Sales solubles	0,79 g/l
Cloruros	171 mg/l	Presión osmótica	0,45 atm
Sulfatos	236 mg/l	Punto de congelación	-0,03°C
Carbonatos	< 5,00 mg/l	Dureza	39,21 ° FRANCESES
Bicarbonatos	141 mg/l	PH corregido (pHc)	7,65
Nitratos	< 2,00 mg/l	Carbonato sódico residual (C.S.R)	-5,53 meq/l
Nitrógeno Amoniacal	0,14 mg/l	salinidad	0,79 g/l
Fosfatos	< 0,31 mg/l		

Estructuración del ensayo

En el plano de estructuración (Figura 22) puede apreciarse la distribución del ensayo. Se realizaron tres tratamientos (testigo con fertilización convencional, tratamiento Fertinagro basado en una reducción del 25% de unidades fertilizantes de nitrógeno y tratamiento Fertinagro con una reducción del 50% de unidades fertilizantes de nitrógeno), con tres repeticiones de cada uno. Las tres repeticiones de cada tratamiento ocuparon un total de 83 m². Cada repetición incluyó 70 plantas. Cada una de las subparcelas se identificó con un nombre que define el tratamiento aplicado y la zona en la que se encuentra.

MÓDULO 1				
Fila	Tratamiento		Puerta	
1			C A M I N O	
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12	LÍNEA SIN PLANTAR			
13				
14				
15	3-AZUL	2-ROJO		1-AMARILLO
16				
17				
18	3-AMARILLO	2-AZUL		1-ROJO
19				
20				
21	3-ROJO	2-AMARILLO		1-AZUL
22				
23				
24				

Figura 22. Plano de estructuración del ensayo. Codificación: amarillo, zona testigo; rojo, zona Fertinagro -25% de N; azul, zona Fertinagro -50% de N.

Riego y abonados

Los dos primeros riegos (plantación y enjuague) se realizaron sin abono, con una duración de 6 horas el primero y 1,5 horas el segundo. El número de riegos y la duración de los mismos estuvieron determinados por el uso de sensores de humedad de alta precisión, por lo que estos fueron los mismos en los tres tratamientos. El consumo de agua por hectárea en este cultivo fue de 3.900 m³/ha.

La zona testigo fue abonada siguiendo el protocolo habitual de la zona. Se llevó a cabo un incremento de la CE de 0,5 mS/cm sobre el agua del pantano (0,8 al

Capítulo 4

principio del cultivo y 1,24 mS/cm al final) con $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ al 35%, KNO_3 al 18% y (KH_2PO_4) al 35% y $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ al 12%, manteniendo un pH de 6 (pH del agua del pantano de 7,8) con aportaciones de HNO_3 . Los kg/ha aplicados de cada uno de los fertilizantes empleados en el tratamiento testigo se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Fertilizantes empleados en el tratamiento testigo.

kg/ha de abono en tratamiento testigo				
KNO_3	$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	$\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$	KH_2PO_4	TOTAL
200,96	396,42	135,7	396,42	1129,5

Los tratamientos de Fertinagro Biotech siguieron el abonado protocolado por la empresa teniendo en cuenta la duración de los riegos, el volumen de agua aplicado y la reducción del 25 % y 50 % de N en cada tratamiento. En los primeros riegos se aplicó SUMMUM 12-40-6 y en los riegos a partir del 27 de marzo se aplicó SUMMUM 12-5-40, SUMMUM 18-5-5 Y SUMMUM 12-40-6. Los kg/ha aplicados de cada uno de los fertilizantes empleados en el tratamiento Fertinagro se muestran en la Tabla 12.

Tabla 12. Fertilizantes empleados en el tratamiento Fertinagro.

kg/ha de SUMMUM en tratamiento Fertinagro				
Tratamiento	12-40-6	18-5-5	12-5-40	TOTAL
Fertinagro (-25 % de N)	125,0	188,5	235,6	549,1
Fertinagro (- 50 % de N)	82,6	123,9	154,4	360,8

Sistema formación/entutorado y tratamientos fitosanitarios

El cultivo requirió entutorado en espaldera. Debido a las bajas temperaturas, a mediados del mes de enero se dispuso de manta térmica. Los tratamientos fitosanitarios se aplicaron por igual en todos los tratamientos fertilizantes y se detallan en el Anexo III.

Suplementos nutricionales

Los suplementos nutricionales aplicados al tratamiento testigo, así como la justificación de su uso y los detalles de su composición se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13. Suplementos nutricionales aplicados al tratamiento testigo.

Producto comercial	Incidencia	Materia	Dosis	Tipo de aplicación
Inicium	Estrés vegetal	Materia orgánica 36,5%; N total 5,5% (N orgánico 5,5%); Fósforo 5,5%; Carbono orgánico 21%	10 l/ha	Riego
Tersol manganeso	Déficit de manganeso	Aminoácidos libres 8,4%; N total 0,5% (N orgánico 0,5%); Manganeso 5,6%; Manganeso complejado por LS 4,5%	1-2,5 l/ha	Foliar
Siapton	Potenciador actividad del suelo	Aminoácidos 7,9%; Materia orgánica 57,1%; N total 8,7%	2-3 l/ha	Foliar
Phylgreen	Bioestimulante desarrollo vegetativo	Extracto de algas 100%	150-300 ml/hl	Foliar
Fast-speed	Crecimiento vegetativo y radicular	Manganeso 1,5%; Zinc 0,5%	1-2 cc/l	Foliar

En las zonas de tratamiento Fertinagro se aplicaron los suplementos nutricionales recomendados por dicha casa comercial (Tabla 14).

Tabla 14. Suplementos nutricionales aplicados al tratamiento Fertinagro.

Producto	Incidencia	kg o l /ha	Tipo de aplicación
Organia Revitasoil	Regenerador	3.000	Fondo
Efisoil Superbia	Fisiofortificante	23	Riego
Efisoil Renovation	Potenciador desarrollo radicular	27	Riego
Microquelamin Cuaje	Inductor de floración y cuajado	3	Riego
Microquelamin Ziman	Corrector de Zn y Mn	8	Foliar
Blackpot	Mejorador de calidad	20	Riego
Microquel mix	Corrector microelementos	4	Foliar
Aminovit Vigorion	Fisioactivador	11	Foliar
Microquel Topiron	Corrector de hierro	20	Riego

Capítulo 4

Datos Climáticos.

El centro donde se realizó el ensayo cuenta con una estación meteorológica de la red SIAM de La Región de Murcia (TP 52) de la que se obtuvieron los datos climatológicos.

Los registros obtenidos en el periodo del cultivo fueron inusuales en los primeros meses de cultivo para la zona. El clima durante los dos primeros meses tras el trasplante del pimiento se mantuvo cambiante, con temperaturas suaves durante determinados períodos y temperaturas mínimas extremas para la zona en otros, llegando en algunos casos a los 0°C. Trascurrido este período, las temperaturas se estabilizaron tras el paso del invierno.

Resumen y conclusiones.

En este apartado hemos definido los métodos para la obtención de datos experimentales, por lo que esta información nos permite circunscribir los metadatos de este trabajo, al definir los métodos experimentales hemos definido también las incertidumbres y limitaciones de los mismos en la obtención de los datos que posteriormente trabajaremos estadísticamente.

La aportación más original del diseño experimental en el presente trabajo, es el diseño de la cámara de incubación de suelos, que permite conocer como se está transformado la exergía abiótica de los suelos en CO₂ y, por lo tanto, la velocidad de generación de entropía en cada suelo, en función de las condiciones definidas de temperatura, humedad y aplicación de exergía química. Este método conecta los análisis más habituales como los de la materia orgánica de los suelos y la medición de ADN presentes en la muestra de suelo.

El último apartado el ensayo experimental permite comprobar la aplicabilidad de los conceptos generados en este trabajo, así como comprobar la magnitud de los efectos obtenidos a lo largo de un ciclo a una escala agronómica, en circunstancias que no podíamos reproducir en nuestras instalaciones.

Capítulo 5.

**Análisis estadístico y
presentación de los resultados
experimentales.**

Información para la correcta interpretación de los resultados.

El desarrollo experimental tiene como objetivo comprobar la hipótesis de que la aplicación de inductores metabólicos en los suelos agrícolas regenerados puede utilizar la eco-exergía contenida, de forma que se obtenga una mayor producción de biomasa en el cultivo a pesar de emplear una menor cantidad de unidades de fertilizantes minerales.

Tal y como se ha explicado en el capítulo 4, la determinación de los flujos de materia y energía entre los tres compartimentos conceptuales definidos como: la materia orgánica del suelo (abiótica o biótica), la nueva biomasa microbiana generada y el cultivo es el objetivo fundamental de nuestro desarrollo experimental. Para ello, se ha planteado un diseño experimental que facilite, con la menor cantidad de ensayos posible, la obtención de la máxima información representativa de una forma estadística significativa. Por lo tanto, la primera cuestión a resolver es:

¿Tiene la utilización de un inductor metabólico la capacidad de incrementar la producción de biomasa por parte de los suelos?, o dicho de otra manera ¿puede la aplicación de un producto diseñado a partir del conocimiento de las interacciones entre los distintos elementos del agroecosistema mejorar la producción agrícola?

Para ello, vamos a estudiar el ecosistema en tres momentos correspondientes a las etapas iniciales del desarrollo natural de un cultivo:

1. Respuesta del suelo sin cultivo y a corto plazo. Cuando se inicia el proceso de cultivo, suponemos una situación inicial de suelo desnudo, es decir, un ecosistema todavía sin cultivo. En este punto, el suelo contiene materia orgánica proveniente de cultivos anteriores, de la historia natural que se ha desarrollado en él o de otros orígenes como las aportaciones realizadas por el agricultor. Asimismo, el suelo contiene un componente biótico que constituye la cadena de alimentación detritívora formada principalmente por una gran cantidad de microorganismos. Por lo tanto, la eco-exergía

en estas circunstancias vendrá dada por la cantidad de materia orgánica de tipo abiótico, lo que Jorgensen denomina como detritus y cuya naturaleza hemos estudiado en el Capítulo 3, y por los componentes bióticos presentes mayoritariamente como microorganismos (bacterias y hongos). El análisis del desarrollo del ecosistema edáfico en ausencia de cultivo consistirá en medir la evolución de la liberación de CO₂ por parte del suelo (respiración) antes y después de aplicar el inductor metabólico. La respiración de un suelo se debe a la metabolización, o bien del propio inductor, o bien de la materia orgánica presente en este. En cualquier caso, la liberación de CO₂ es consecuencia de las necesidades de los microorganismos presentes en el suelo de consumir exergía para que su estructura vital permanezca alejada del equilibrio termodinámico y, por lo tanto, una mayor tasa de respiración indica que mayor es la cantidad de exergía que necesita el suelo para su mantenimiento. El objetivo es que esta situación experimental se corresponda con la etapa I del desarrollo de ecosistemas, en la que se produce un incremento de biomasa. Si existe un aumento en la emisión de CO₂, este reflejará un incremento en el metabolismo de los microorganismos del ecosistema y, según el cambio en la cantidad de ADN microbiano que se produzca en el suelo, podremos discernir si en paralelo a la aceleración del metabolismo se produce un aumento en la biomasa microbiana.

2. Respuesta del agroecosistema a la germinación del cultivo. Se cuantifica la germinación de semillas de trigo en suelo tratado y sin tratar y se determina la biomasa de las plantas a los 10 días. Utilizamos plantas de trigo ya que son relativamente pequeñas y así es posible aumentar la superficie de contacto suelo-semilla. Según nuestra hipótesis, una vez el suelo ha sido inducido metabólicamente, el ecosistema se aleja del equilibrio termodinámico generándose un mayor desarrollo del mismo al haber aumentado su eco-exergía (biomasa microbiana medida por ADN). El hecho de sembrar un cultivo supone introducir nueva información genética en el ecosistema (aportamos nuevo ADN y

con ello nueva eco-exergía) y cierta cantidad de biomasa, pero además se genera la posibilidad de crear interacciones entre las diferentes partes del ecosistema: el suelo como soporte fisicoquímico para la vida, los microorganismos y los cultivos. Si el inductor tiene el efecto previsto, lo mencionado anteriormente se traduciría en un crecimiento de la biomasa y eco-exergía del cultivo. Dado que en este ensayo solo se contemplan los primeros 10 días de crecimiento de las plantas, la influencia de estas en el suelo en cuanto a la aportación de exergía es despreciable, ya que en las primeras fases de desarrollo la capacidad fotosintética y la liberación de exudados por los cultivos son todavía bajas. Los posibles aumentos en la eco-exergía del sistema se determinarán por los cambios en la biomasa del cultivo empleando el anteriormente citado factor de Jorgensen de 275 para cereales.

3. Respuesta del agroecosistema en las primeras etapas de crecimiento vegetativo. Utilizamos como cultivo modelo el maíz y se deja crecer durante 42 días, hasta el estadio V2-V3. En este caso, la aparición y desarrollo de hojas verdes ya implica diferencias en la interacción suelo-cultivo, por lo que se puede determinar si la inducción metabólica del suelo genera cambios en este que impliquen mejoras en el desarrollo vegetativo del cultivo durante sus primeras etapas fenológicas. En este caso, al tratarse de un estadio fenológico relativamente temprano, la influencia del cultivo sobre el suelo en forma de exudados radiculares también es reducida. En estadios fenológicos más avanzados, la liberación de exudados enmascararía la posible influencia del inductor metabólico. En este caso, para analizar la evolución del agroecosistema también se medirá la biomasa vegetal.

Posteriormente, se analizó un ensayo agronómico de demostración en un agroecosistema de referencia situado en un invernadero de producción agrícola con el objetivo de observar la respuesta global hasta final de ciclo. En dicho ensayo se cultivó pimiento y se realizó, por un lado, una fertilización integral de la rizosfera aportando nutrientes e inductores metabólicos, y, por otro, una

Capítulo 5

fertilización convencional. El objetivo de este ensayo es comparar a escala agrícola las diferencias entre un plan de fertilización basado en la intensificación ecológica y un sistema de fertilización convencional en cuanto a la producción de biomasa del cultivo, la materia orgánica de los suelos y el ADN presente en los mismos. De este modo será posible evaluar si las prácticas de fertilización propuestas en esta tesis permiten aumentar la producción de los cultivos de una forma sostenible.

En la primera parte del desarrollo experimental del trabajo se ha aplicado el mismo inductor metabólico para todos los suelos y a la misma dosis, determinada a partir de experimentación previa. Por razones de secreto industrial no podemos publicar la composición del inductor metabólico, ni de la dosis exacta utilizada, aunque se puede indicar que la dosis en los experimentos de incubadora de suelos y cámara de cultivo es de un orden de magnitud inferior a aquellas empleadas por otros autores en ensayos similares de efecto *priming* o de introducción de sustancias solubles en el suelo para la inducción de respiración (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013), en las que se aplican cantidades, principalmente de azúcares simples, del orden de tanto por mil. En cuanto a la naturaleza del producto, se puede indicar que se trata de una mezcla de sustancias orgánicas y microelementos complejados por estas, según una modificación posterior de la patente PCT con número de solicitud WO2016ES070920 de Fertinagro Biotech.

En el ensayo agronómico de invernadero, el aporte del inductor viene integrado en la aplicación agronómica de los productos fertilizantes, por lo que, en ningún caso, la aplicación de dicho inductor supone un cambio en las prácticas actuales de fertilización. Por supuesto, tampoco se ve incrementado el coste de la aplicación. Así pues, podemos descartar cualquier cambio en el manejo agronómico que pudiese incidir en los resultados del ensayo.

Asimismo, aunque la inducción metabólica de los suelos permita aprovechar la eco-exergía de los ecosistemas agrícolas, esto no implica que no se deba reponer la eco-exergía y nutrientes extraídos por los cultivos. Es decir, a largo plazo, se debe mantener el balance de elementos nutricionales entre su retirada por las cosechas y las aportaciones exógenas al suelo. La intensificación

ecológica lo que permitirá es emplear de forma mucho más eficiente los nutrientes propios del suelo y aportados de forma exógena, permitiendo la reducción de dichas aportaciones y de los perjuicios ambientales que conllevan. Para conocer el capital natural de los suelos objetos del estudio antes y después del ciclo de cultivo, aplicaremos los resultados experimentales obtenidos para ampliar la teoría del coste exergético (A Valero et al., 1986) que permite determinar de forma cuantitativa la necesidad de aporte de exergía para la regeneración del suelo hasta el estado inicial. A partir de esta ampliación podremos determinar cuantitativamente la regeneración edáfica necesaria para poder seguir obteniendo el beneficio ecosistémico desde el ecosistema edáfico.

A partir del esquema experimental definido, podremos analizar los resultados desde dos puntos de vista:

- El primero, ya comentado, consiste en comprobar que un aporte de un determinado inductor metabólico (común para todos los suelos) tiene influencia sobre los procesos metabólicos de los microorganismos presentes en este y, como consecuencia de ello, existe una influencia positiva sobre la productividad agrícola.
- El segundo consiste en identificar las diferentes respuestas de los suelos a la aplicación de un mismo inductor. De esta manera se podrá realizar una evaluación del capital natural del suelo y determinar el coste exergético que costaría regenerar el sistema desde la situación crepuscular de máxima entropía hasta obtener un ecosistema edáfico equivalente al del suelo en el inicio del ciclo de cultivo. De esta forma podremos dar el valor en unidades de exergía del capital natural que contiene el suelo, en el estado inicial y final del cultivo, y, por lo tanto, evaluar si ha existido degradación y cuantificarla.

Si, efectivamente, el tratamiento de inducción metabólica resulta válido para aumentar la producción de biomasa de forma sostenible, podremos identificar los parámetros más adecuados para definir la salud de los suelos con el objetivo de monitorizarlos e influir sobre ellos para garantizar el máximo flujo sostenible

Capítulo 5

de biomasa desde los mismos. En este sentido, nos planteamos dos cuestiones adicionales:

- ¿Existe relación entre la exergía que consume un suelo (medida a través de la emisión de CO₂ debida a la degradación de materia orgánica) y el aumento de producción agrícola? Si esto es así, influyendo en el consumo de materia orgánica en los suelos podríamos regular su respiración (es decir, el trabajo que se libera gracias a la eco-exergía presente en el ecosistema). Por lo tanto, el uso de inductores metabólicos proporcionaría un mecanismo para sincronizar la respiración de los suelos (con la consiguiente liberación de nutrientes a partir de enzimas y metabolitos generados por la actividad metabólica) con los requerimientos nutricionales de los cultivos en cada estadio fenológico.
- ¿Existe una relación positiva entre el consumo de materia orgánica en los suelos y el incremento en la cantidad de ADN en el mismo? Las publicaciones científicas asumen que el 5% de la materia orgánica presente en el suelo es biomasa microbiana viva (Paul, 2015), lo cual, además, sirve de base para calcular la eficiencia en el uso del carbono (CUE). Sin embargo, parece lógico pensar que el consumo de materia orgánica podría favorecer, al menos en un primer momento, un incremento en la biomasa microbiana (posteriormente la materia orgánica debería ser respuesta para que el sistema no pierda capacidad de generar eco-exergía). La conversión de materia orgánica de un suelo en ADN supone una movilización de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes, tal y como se ha explicado previamente con el concepto de estequiometría ecológica. Si estos incrementos en la respiración y en la cantidad de ADN coinciden con un aumento de biomasa, conseguiríamos relacionar el aumento de eco-exergía del agroecosistema con una mejor nutrición de los cultivos y una mayor productividad agrícola.

Las respuestas a las distintas preguntas planteadas guiarán el desarrollo experimental para la evaluación de la hipótesis de partida, según la cual la inducción metabólica de los microorganismos presentes en los suelos permitirá aumentar la sostenibilidad de la producción de biomasa en los suelos objeto de estudio.

Exploración estadística de los resultados.

El sistema suelo-planta es complejo y comprende múltiples interacciones (solo en forma de bacterias encontramos más de 800 especies diferentes descritas en una hectárea de cultivo, quedando todavía miles sin determinar), por lo que la generación de modelos y la definición de relaciones determinísticas entre variables es una tarea ardua y no siempre posible. Las conclusiones de cualquier trabajo científico deben basarse en resultados estadísticamente significativos, por lo que en este caso vamos a aplicar métodos estadísticos de regresión lineal general con el objetivo de comprobar si existen entre distintos parámetros relaciones de, al menos, órdenes de magnitud. Posteriores estudios y mejoras en la precisión de los métodos analíticos podrán proporcionar resultados y correlaciones todavía más robustos.

Para el análisis estadístico de los datos obtenidos en la experimentación, se empleó el paquete estadístico SPSS. Inicialmente, se obtuvieron, para cada variable estudiada, los parámetros estadísticos descriptivos y de distribución con el objetivo de determinar la validez del muestreo para inferir parámetros poblacionales, eliminar datos extremos y extraños y evaluar la normalidad de los datos. El procedimiento seguido para este primer análisis de los datos de cada variable se explica con detalle en el Anexo IV. Los datos sin tratar de los parámetros biológicos de interés se ofrecen en el Anexo V (contenido en DNA, respiración y relacionados) y en el Anexo VI (parámetros biométricos y fisiológicos de las plantas de maíz y trigo).

Efecto del tratamiento de inducción metabólica.

Tras la depuración de los datos, el siguiente paso consiste en comprobar si estos apoyan o refutan la hipótesis de que un inductor metabólico puede aumentar el aprovechamiento de la eco-exergía de los suelos agrícolas para la producción de biomasa. Como se ha explicado en los apartados anteriores, se analizó detalladamente el efecto del tratamiento de inducción metabólica sobre tres parámetros seleccionados: 1) respiración de los suelos, 2) biomasa generada por plantas de maíz durante el crecimiento vegetativo y 3) biomasa generada por plantas de trigo 10 días tras la germinación.

Capítulo 5

Para una mejor comprensión de los datos de respiración de los suelos, resulta conveniente explicar brevemente el espectro de emisión de CO₂ obtenido en los ensayos de actividad metabólica. En primer lugar, se mide la respiración inicial (basal) de los suelos en ausencia de tratamiento. Posteriormente se aplica el tratamiento de inducción metabólica, tras lo que se produce un incremento exponencial de la respiración que se visualiza como un pico en el espectro (el pico corresponde con la respiración inducida máxima, a la que solo volveremos a hacer referencia en uno de los próximos apartados en los que se estima la mineralización de nitrógeno y fósforo). Finalmente, la respiración vuelve a estabilizarse y permanece constante (nos referimos a esta respiración como respiración bajo tratamiento de inducción metabólica o respiración basal post-inducción). No obstante, en el Anexo II se puede encontrar una descripción más detallada del ensayo.

Tal y como se puede observar en la Figura 23 A, la respiración basal media de los suelos estudiados en ausencia de tratamiento es de 12,1 µg C-CO₂/kg suelo*min, mientras que bajo el tratamiento de inducción metabólica es de 32,3 µg C-CO₂/kg suelo*min, lo que supone un incremento del 166,9%. La biomasa generada por las plantas de maíz, expresada como mg fijados de CO₂, aumenta de 1.403 mg/planta en el tratamiento control a los 1.962 mg/planta bajo la inducción metabólica, es decir, se produce un incremento del 39,8% (Figura 23 B). Al referirnos a la producción de biomasa, podemos usar también el término “fijación de CO₂”, puesto que la generación de biomasa en las plantas es proporcional a la fijación de dióxido de carbono (se considera que el 50% de la biomasa vegetal seca es carbono, tal y como se explica en el Capítulo 4). En el caso del trigo, el CO₂ fijado aumenta de los 18,6 mg/planta en el control a los 26,2 mg/planta en el tratamiento, lo que corresponde a un 40,9% (Figura 23 C).

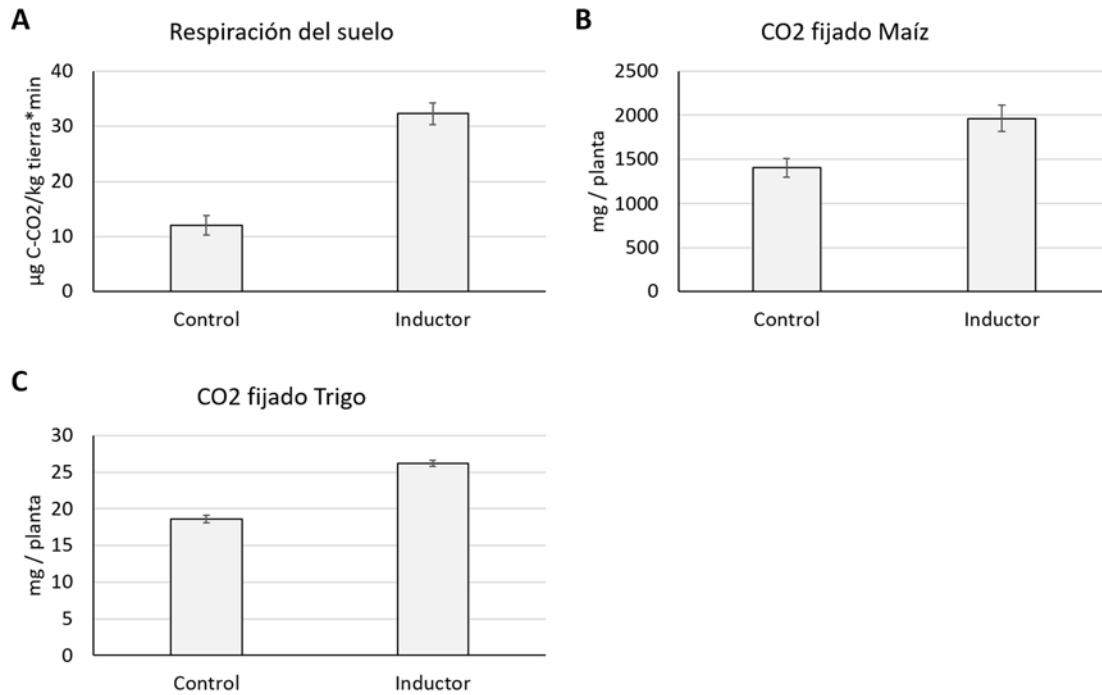


Figura 23. Efecto del inductor metabólico en los parámetros seleccionados para el estudio del agroecosistema en las etapas iniciales del cultivo. A) Respiración del suelo. B) Biomasa de maíz generada en la fase de desarrollo vegetativo expresada en mg fijados de CO₂. C) Biomasa de trigo generada en los 10 primeros días tras la germinación de las plantas expresada en mg fijados de CO₂.

Estos resultados indican que el tratamiento de inducción metabólica tiene un efecto positivo sobre los tres parámetros seleccionados en el estudio. Con el objetivo de comprobar si la influencia del inductor metabólico es estadísticamente significativa, se realizó una prueba de hipótesis a partir del análisis de varianza (ANOVA). Previamente, se comprobó que estas variables eran susceptibles de ser analizadas aplicando pruebas paramétricas como el test ANOVA o el coeficiente de correlación de Pearson (Anexo VII).

Con objeto de aplicar el test ANOVA en los parámetros citados realizamos las siguientes hipótesis:

- H₀: Hipótesis nula, el tratamiento no tiene ningún efecto sobre el parámetro analizado.
- H₁: Hipótesis alternativa, el tratamiento sí tiene efecto sobre el parámetro.

Capítulo 5

Como se ve en los resultados del test ANOVA (Tabla 15), el tratamiento de inducción metabólica tiene un efecto estadísticamente significativo sobre los tres parámetros analizados:

1. Respiración basal de los suelos. El tratamiento con inductor metabólico aumenta la actividad metabólica del ecosistema edáfico medida mediante la emisión del CO₂, con una nula probabilidad de que esto se deba a la variabilidad natural.
2. Producción de biomasa en maíz. Bajo las condiciones de nuestra experimentación, tan sólo en 4 casos de cada 1.000 podríamos encontrarnos con un aumento de la producción de maíz que se debiese a la variabilidad natural. Por lo tanto, podemos concluir que el aumento de la biomasa obtenida en el maíz se debe al efecto del tratamiento
3. Producción de biomasa en los ensayos de germinación de trigo. En este caso, la probabilidad de que el aumento de biomasa se deba a la variabilidad natural es nula.

Tabla 15. Resultados del test ANOVA para evaluar el efecto del tratamiento de inducción metabólica sobre las variables de producción de biomasa en maíz y trigo y sobre la respiración del suelo.

Tabla de ANOVA						
		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
CO2FijadoMaiz * Tratamiento	Entre grupos (combinado)	4.536.261,02	1	4.536.261,02	9,2	0,004
	Dentro de grupos	30.570.178,70	62	493.067,39		
	Total	35.106.439,72	63			
Co2FijadoTrigo * Tratamiento	Entre grupos (combinado)	884,402	1	884,402	101,67	0
	Dentro de grupos	556,72	64	8,7		
	Total	1.441,12	65			
Respiración Basal * Tratamiento	Entre grupos (combinado)	6.776,68	1	6.776,68	58,29	0
	Dentro de grupos	6.277,70	54	116,25		
	Total	13.054,38	55			

La respiración es consecuencia del consumo de la exergía abiótica existente en el suelo, el cual, según el trabajo de Jorgensen, se debe a las necesidades de mantenimiento del ecosistema y como hemos visto en el capítulo 3, tiene una gran influencia la estequiometría ecológica para conocer si se producirá una liberación o una inmovilización de los diferentes nutrientes en el ecosistema edáfico, produciendo así una mayor disponibilidad del nutriente para los cultivos. El aumento en la respiración del suelo en respuesta a la aplicación de un inductor

metabólico puede deberse a dos causas, una mayor actividad y/o un mayor crecimiento de la biomasa microbiana, no obstante, profundizaremos en este asunto más adelante. En cualquier caso, estos resultados evidencian una relación directa entre la necesidad del ecosistema de generar entropía en su entorno para mantener el orden en su crecimiento. Asimismo, podemos calcular la eco-exergía generada dado que introducimos material genético en forma de semillas. La diferencia de biomasa entre los tratamientos multiplicada por el factor β de Jorgensen corresponderá a la diferencia de eco-exergía entre ambos tratamientos.

Asimismo, se estudió el efecto del tratamiento de inducción metabólica sobre otros parámetros relacionados con el desarrollo y crecimiento de los cultivos tales como el contenido en clorofila, la longitud del tallo, la longitud de la primera hoja y la longitud y volumen de las raíces en el caso del maíz, y el porcentaje de germinación en el caso del trigo (Figura 24). El tratamiento de inducción metabólica incrementó de una forma estadísticamente significativa todos estos parámetros a excepción del volumen de las raíces del maíz.

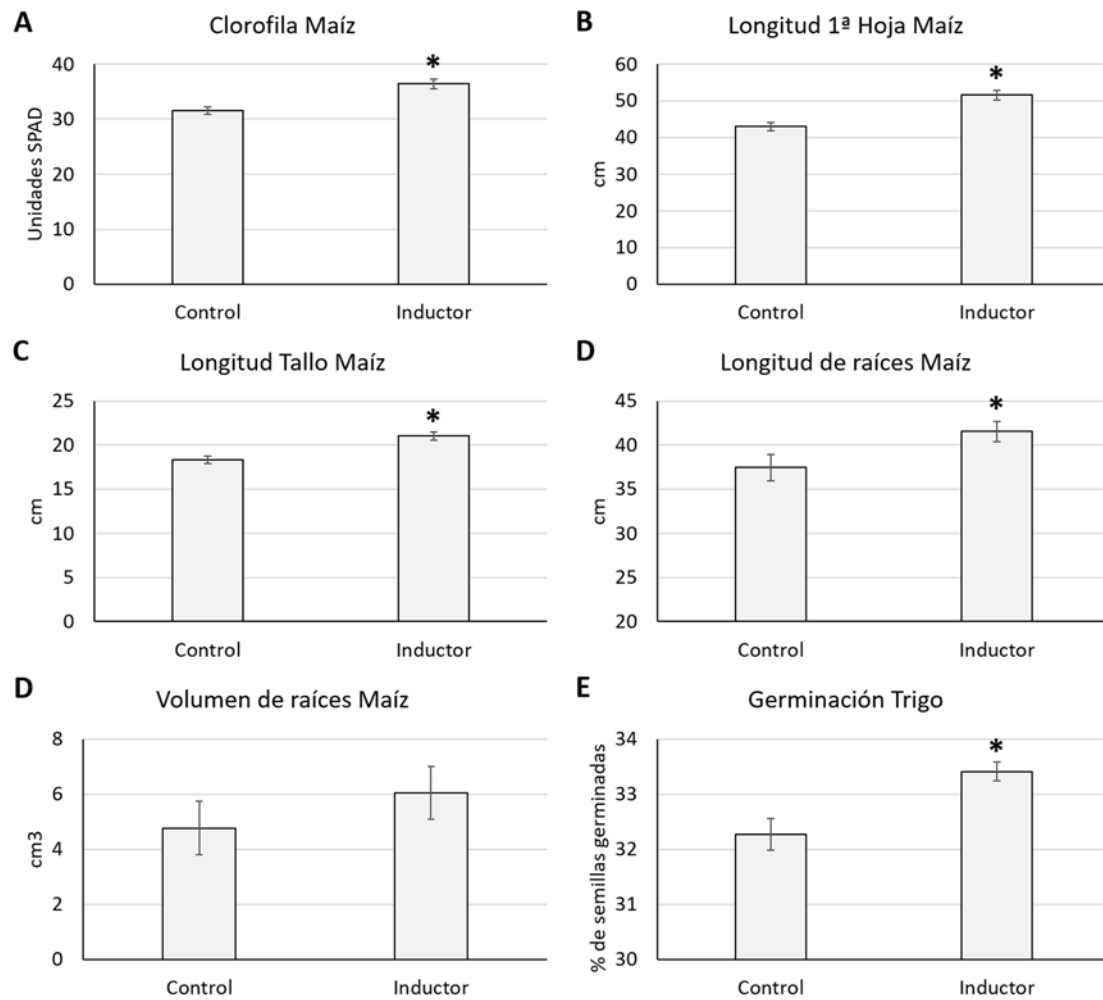


Figura 24. Efecto del inductor metabólico sobre distintos parámetros relacionados con el crecimiento y desarrollo de los cultivos. A) Contenido en clorofila del maíz. B) Longitud de la primera hoja totalmente formada del maíz. C) Longitud del tallo del maíz. D) Longitud de las raíces del maíz. E) Volumen radicular del maíz. F) Porcentaje de germinación de las plantas de trigo.

Con estos resultados, podemos realizar un primer esquema acerca de los efectos del inductor metabólico sobre la eco-exergía de los agroecosistemas, lo que permite prever una mejora en el crecimiento de los cultivos y un aumento en la producción de biomasa (Figura 25):

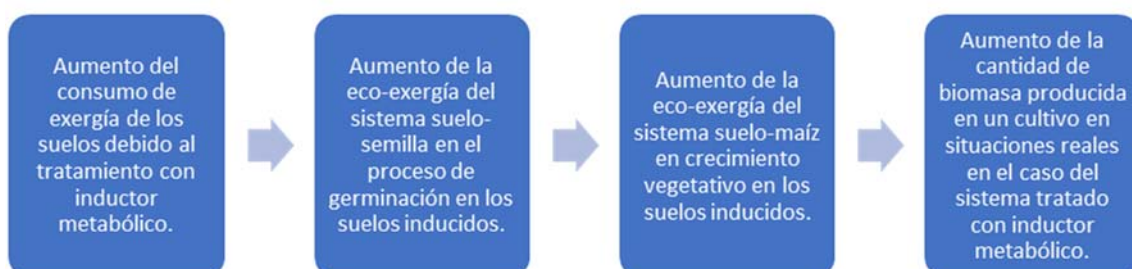


Figura 25. Efectos del tratamiento de inducción metabólica sobre la eco-exergía del agroecosistema y previsión de aumento de la producción de biomasa en cultivos.

Una vez comprobado que el tratamiento tiene efectos sobre el contenido eco-exergético del ecosistema, el siguiente paso fue determinar si existe una correlación, entre la activación metabólica del suelo (respiración) y la producción de biomasa en cultivos de maíz y trigo.

Modelos lineales de correlación.

Los modelos lineales generales permiten estimar un parámetro poblacional por su relación lineal con otra variable fácil de determinar. Si no se obtiene correlación mediante el modelo lineal, la mejor estimación posible de la producción de biomasa será la media poblacional, obtenida a partir de inferencia estadística de la distribución muestral y aplicando la media y su error estándar. Ahora bien, lo que buscamos es, conociendo la respiración de un suelo, realizar una predicción de la producción de biomasa de un cultivo más precisa que la predicción determinada por la media de producción histórica en ese mismo suelo. Con un modelo de este tipo podríamos asignar una producción de biomasa esperada a cada suelo en función de su respiración y obtener una valoración de la capacidad de ese suelo para proporcionar el servicio ecosistémico de aprovisionamiento de materiales.

Los agroecosistemas son sistemas altamente complejos debido a la cantidad de elementos presentes, así como por la cantidad de interacciones entre ellos. Por consiguiente, en este trabajo no pretendemos aplicar modelos determinísticos concretos ni identificar el mecanismo de acción exacto, si no encontrar correlaciones lineales que faciliten el diseño y aplicación de inductores metabólicos para mejorar el aprovechamiento de la eco-exergía de los agroecosistemas en la producción de biomasa.

Para el estudio de los suelos, el poder disponer de una mejor herramienta de predicción para determinadas variables que la media poblacional supone un gran avance, sin perjuicio de que podamos seguir aumentando la precisión de los modelos en un futuro a medida que aumente el conocimiento de las interacciones entre sus distintos elementos, se mejoren las técnicas analíticas o se empleen análisis estadísticos más avanzados.

Capítulo 5

Correlación entre la respiración del suelo y el aumento de biomasa en la germinación del trigo.

Al contrario que en el análisis ANOVA realizado anteriormente, donde se busca identificar diferencias en el valor de los parámetros debidas al efecto del tratamiento, a la hora de buscar correlaciones entre variables no se dividieron las muestras en grupo control y grupo inductor. En cambio, todos los datos de las variables respiración basal y CO₂ fijado por planta de trigo (tanto del tratamiento control como del inductor) se trataron conjuntamente, obteniéndose los estadísticos descriptivos de la Tabla 16.

Tabla 16. Estadísticos descriptivos de las variables Respiración basal (en $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ kg suelo}^{-1} \text{ min}^{-1}$) y CO₂ Fijado Trigo (mg por planta) sin diferenciar entre tratamientos.

Estadísticos descriptivos			
	Media	Desviación estándar	N
Respiración Basal	22,18	14,29	54
CO ₂ Fijado Trigo	22,40	4,63	54

Para el estudio de las posibles correlaciones entre las variables seleccionadas, se aplicó el método de correlación lineal simple. El estadístico más significativo para esta finalidad es el coeficiente de correlación de Pearson, que, en definitiva, indica si dos variables se encuentran relacionadas en su variación. Según el análisis de correlación, el coeficiente de correlación de Pearson es 0,619 y existe por lo tanto una correlación lineal positiva entre la respiración de los suelos y la producción de biomasa de trigo en la germinación (Tabla 17). Además, esta correlación es estadísticamente significativa puesto que el nivel de significación es 0,000 (menor que 0,05, nivel crítico por debajo del cual se rechaza la hipótesis de ausencia de correlación). En definitiva, se puede afirmar que, con más de un 99,99% de probabilidad, existe una relación de tipo lineal entre las dos variables y que, por lo tanto, el desarrollo de un modelo a partir de esta correlación permitirá tener una mejor predicción de los valores de la producción de trigo que la propia media poblacional.

Tabla 17. Correlación entre Respiración basal y Biomasa de trigo en los ensayos de germinación (CO2Fijado Trigo).

Correlaciones			
		Co2Fijado Trigo	Respiracion Basal
Correlación de Pearson	Co2FijadoTrigo	1	0,619
	RespiracionBasal	0,619	1
Sig. (unilateral)	Co2FijadoTrigo	.	0,000
	RespiracionBasal	0,000	.
N	Co2FijadoTrigo	54	54
	RespiracionBasal	54	54

Finalmente, la construcción del modelo consiste en determinar los parámetros de la regresión lineal, que son aquellos que hacen que el modelo lineal proporcione un valor mínimo de los residuos (Tabla 18).

Tabla 18. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la respiración y la biomasa de trigo (variable dependiente).

	Coeficientes									
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.	95,0% intervalo de confianza para B		Correlaciones		
	B	Error estándar	Beta			Límite inferior	Límite superior	Orden cero	Parcial	Parte
(Constante)	17,77	0,963		18,448	0,000	15,834	19,699			
Respiracion Basal	0,205	0,036	0,619	5,689	0,000	0,132	0,277	0,619	0,619	0,619

La ecuación de la recta del modelo según los coeficientes obtenidos es:

Valor predicho en mg del CO₂ fijado por las plantas de trigo en germinación a los 10 días = 17,77 (Coeficiente de regresión constante) + 0,205 (Coeficiente de regresión Respiración Basal) x Tasa de respiración del suelo en µg de C-CO₂ emitido por kg de suelo y minuto.

En la Tabla 18, el valor t y su nivel de significación asociado (0,000 en ambos casos) indican que los valores de los coeficientes de regresión tienen una diferencia estadísticamente significativa respecto a cero. A partir de los valores estimados de los coeficientes, se puede calcular el intervalo de confianza al 95% del valor poblacional de estos coeficientes.

Capítulo 5

El dato del coeficiente estandarizado nos da una idea de la importancia relativa de la variable independiente. Este se calcula ajustando los valores de los coeficientes con el cociente entre la desviación estándar de la variable independiente y la desviación estándar de la variable dependiente. De esta forma, cuando la tasa de respiración varía en 1 desviación estándar respecto a la media, la desviación estándar de la fijación de CO₂ por parte del cultivo de trigo aumenta en 0,619. Este valor corresponde con el coeficiente de correlación de Pearson.

Un valor importante que podemos calcular es el coeficiente de Pearson al cuadrado, que en este caso sería $R^2 = 0,384$. El valor R^2 indica la proporción de la varianza total de la variable dependiente (producción de biomasa en trigo) que se debe a la variación de la otra variable empleada en la regresión lineal (respiración). En el caso de los ensayos de germinación de trigo, el 38,4% de la variación en la cantidad de biomasa se explica por la variación en la tasa de respiración del suelo. Teniendo en cuenta la cantidad de factores que intervienen en un ecosistema tan complejo el suelo, la identificación de esta correlación representa un gran avance en la evaluación del flujo de recursos renovables que podemos obtener de un suelo y, por lo tanto, consideraremos la tasa de respiración de los suelos un indicador clave para evaluar el capital natural de un suelo como capital natural.

En cuanto a los últimos valores de la tabla de coeficientes (orden cero, parcial y parte) solo proporcionan más información que el coeficiente de correlación de Pearson en el caso de regresión lineales múltiples con ajustes por pasos o secuenciales, sin embargo, estas no van a ser utilizadas en ninguno de nuestros análisis de regresión.

En la Figura 26, se muestra una representación gráfica de la regresión lineal entre la respiración y la biomasa del trigo con los respectivos intervalos de confianza.

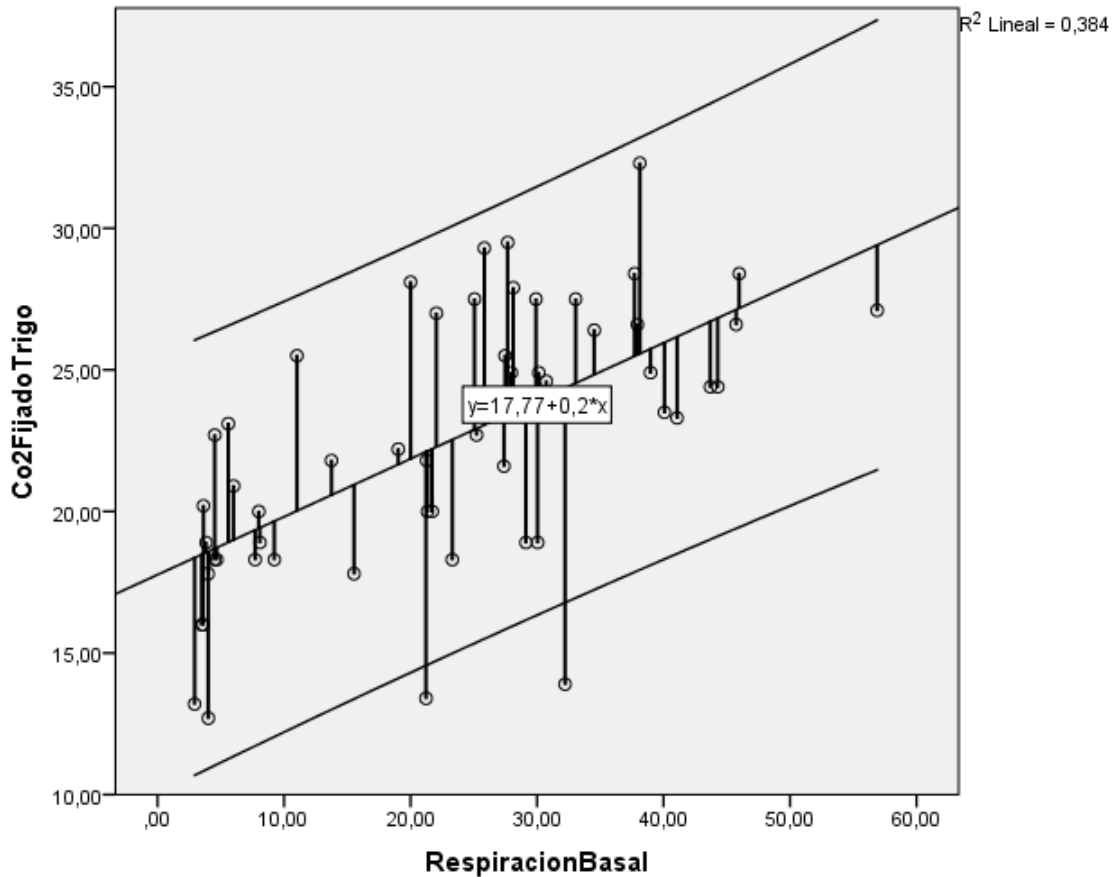


Figura 26. Regresión lineal CO₂ fijado en trigo vs Respiración basal. Se muestran los distintos valores de cada suelo, así como la recta de regresión, su ecuación, los intervalos de confianza y el valor R².

Considerando que cada bandeja de germinación de trigo tiene una superficie de 188 cm² y realizando la conversión de CO₂ absorbido por el cultivo a kg de C en la biomasa, podemos concluir que la ecuación de correlación en unidades agronómicas es la siguiente:

kg C en la planta de trigo por ha de cultivo acumulado en 10 días = 2,58 kg C en la planta de trigo por ha + 0,03 x μ g de C respirados por kg de suelo y min.

Estos resultados demuestran que, en un sistema termodinámicamente abierto con una entrada de exergía química y de exergía de radiación, existe una correlación positiva entre el consumo de materia orgánica por parte de los suelos y la cantidad de eco-exergía que acumulan los agroecosistemas en los cultivos. Posteriormente, podremos calcular el valor de la eco-exergía empleando el valor β de Jorgensen, que para los cultivos de cereales es de 275 (Draganovic *et al.*, 2013). Para hacer el balance de eco-exergía determinamos, como se mostrará

Capítulo 5

más adelante, la variación de biomasa microbiana del suelo tras el tratamiento de inducción metabólica, la cual corresponderá a la eficiencia en el uso del carbono de la materia orgánica de los suelos. En este caso, el parámetro informativo es el incremento de ADN y no su valor absoluto, ya que en el suelo puede existir ADN reliquia que proveniente de microorganismos muertos.

El alcance de la identificación de esta correlación implica que es posible, bajo determinadas condiciones experimentales, emplear la respiración de los suelos para estimar la producción de biomasa en los cultivos y enfatiza la importancia de este parámetro como índice de la salud y fertilidad de los suelos. Asimismo, este tipo de correlaciones pueden ser útiles para dirigir cambios o mejoras en las prácticas agrícolas si los fenómenos observados en el desarrollo experimental a escala de laboratorio se reproducen a nivel de invernadero o campo. De este modo se podría conseguir, por ejemplo, mejorar el crecimiento de las plantas tras la germinación si inducimos un mayor consumo de exergía abiótica en el suelo inmediatamente antes de la siembra.

[Correlación entre la respiración del suelo y el aumento de biomasa en el crecimiento vegetativo del maíz.](#)

Como en el caso anterior, los datos de la respiración del suelo y de la biomasa de maíz se trataron conjuntamente (Tabla 19).

Tabla 19. Comparación entre estadísticos descriptivos de las variables Respiración basal ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ kg suelo}^{-1} \text{ min}^{-1}$) y CO₂ Fijado Maíz (mg por planta) sin diferenciar entre tratamientos.

Estadísticos descriptivos			
	Media	Desviación estándar	N
Respiración Basal	22,18	14,29	54
CO ₂ Fijado Maíz	1682,39	751,24	54

En este caso, el coeficiente de correlación de Pearson es 0,32, existiendo también una correlación lineal positiva entre la respiración y el crecimiento del maíz hasta su fase vegetativa (Tabla 20).

Tabla 20. Correlación entre Respiración basal y Biomasa de maíz en fase de crecimiento vegetativo (CO2Fijado Maíz).

Correlaciones			
		Co2Fijado Maíz	Respiracion Basal
Correlación de Pearson	CO2FijadoMaiz	1	0,32
	RespiracionBasal	0,32	1
Sig. (unilateral)	CO2FijadoMaiz	.	0,018
	RespiracionBasal	0,018	.
N	CO2FijadoMaiz	54	54
	RespiracionBasal	54	54

Esta correlación también es estadísticamente significativa, aunque la asociación entre ambas variables es más débil. Considerando el abordaje experimental, es razonable que en una etapa fenológica del cultivo más avanzada y habiendo transcurrido más tiempo (casi 4 veces más) desde la aplicación del tratamiento de inducción metabólica, se establezca un mayor número de interacciones entre los elementos del ecosistema edáfico y que estas tengan una mayor complejidad, fundamentalmente debido a que las plantas de maíz desarrollan su propia capacidad de emitir mensajes, por lo que existe una mayor probabilidad de que se produzcan otras perturbaciones sobre el entorno que no hemos fijado en nuestra experimentación. En cualquier caso, la correlación lineal es estadísticamente significativa, con solo una probabilidad de 18 entre 1.000 de que esta correlación lineal sea debida al azar. En este caso el coeficiente R^2 es de 0,1024, por lo tanto, el 10,24% de la variación en la cantidad de biomasa de maíz producida se debe a la variación en la tasa de respiración del suelo.

Respecto a la regresión lineal, los coeficientes son estadísticamente diferentes a 0, no obstante, el intervalo de confianza es mucho mayor que en el cultivo de trigo (Tabla 21).

Capítulo 5

Tabla 21. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la respiración y la biomasa de maíz (variable dependiente).

Coeficientes										
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.	95,0% intervalo de confianza para B		Correlaciones		
	B	Error estándar	Beta			Límite inferior	Límite superior	Orden cero	Parcial	Parte
(Constante)	1260,414	183,192		6,88	0,000	892,813	1628,015			
Respiracion Basal	16,682	6,843	0,32	2,438	0,018	2,951	30,414	0,32	0,32	0,32

La regresión lineal entre la respiración y la producción de biomasa en maíz con sus respectivos intervalos de confianza se muestra en la figura 27.

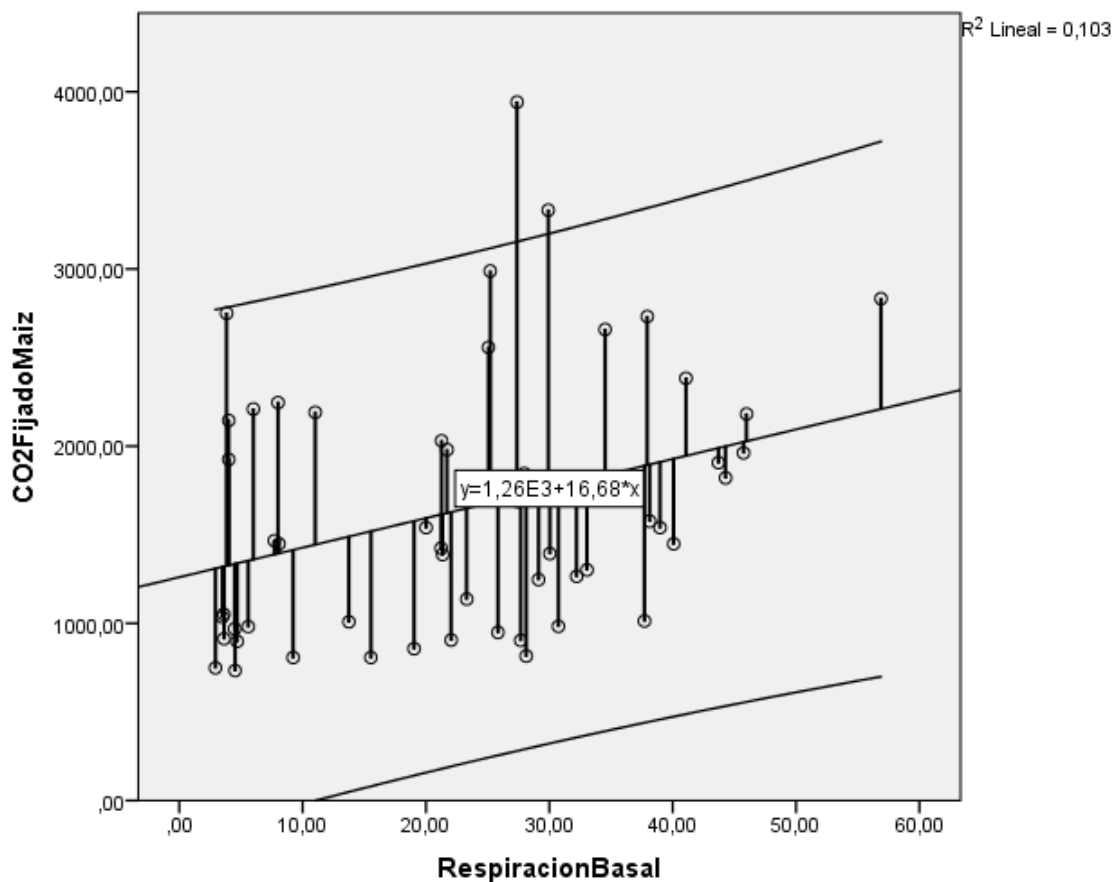


Figura 27. Regresión lineal CO₂ fijado en maíz vs Respiración basal. Se muestran los distintos valores de cada suelo, así como la recta de regresión, su ecuación, los intervalos de confianza y el valor R².

El hecho de que, bajo nuestras condiciones experimentales, la respiración explique tan solo alrededor del 10% de la variación de la producción de maíz a los 42 días de crecimiento refleja la dificultad de extraer modelos determinísticos en los sistemas ecológicos complejos. Aunque existente, la relación entre el consumo de materia orgánica y la acumulación de biomasa en el cultivo es más

débil que en el caso del trigo. En cualquier caso, la predicción en unidades agronómicas es la siguiente:

kg C en la planta de maíz por ha de cultivo acumulado en 42 días = 121,12 kg
C en la planta de maíz por ha + 1,60 x μ g de C respirados por kg de suelo y
min.

Correlación entre la respiración y el ADN del suelo.

Hasta ahora, hemos demostrado la existencia de una correlación estadísticamente significativa entre la respiración basal de los suelos y la producción de biomasa en dos etapas fenológicas de los cultivos (germinación y desarrollo vegetativo). Asimismo, la aplicación de un inductor metabólico aumenta notablemente tanto la respiración basal del suelo como la productividad en ambas etapas fenológicas. Nuestra hipótesis es que la inducción metabólica del suelo fomenta el consumo de la materia orgánica por parte de los microorganismos debido, en parte al menos, a un incremento en su número. Según la teoría de ecosistemas que hemos visto con anterioridad, cuando un ecosistema se desarrolla tiende a almacenar la máxima cantidad de eco-exergía, lo cual depende en gran medida de la exergía de información que se acumula en forma ADN. Por lo tanto, un suelo más desarrollado como ecosistema será aquel cuyo contenido en ADN (principalmente microbiano) sea mayor. Es de esperar que un suelo con una mayor cantidad de microorganismos tenga más capacidad de desarrollar trabajo y por consiguiente de aumentar el flujo de eco-exergía hacia los cultivos.

Ahora bien, el suelo es un sistema complejo tanto a nivel fisicoquímico como biológico, y los fenómenos de transferencia de materia y de energía influyen en la tasa de respiración, por lo tanto, en nuestro estudio también analizamos la tasa de crecimiento de la respiración en respuesta al inductor metabólico, independientemente de sus características intrínsecas como ecosistema, y su relación con el contenido en ADN del suelo después de la inducción metabólica del mismo. Para ello, en cada curva de respiración, la fase de incremento exponencial en la emisión de CO₂ que se produce al aplicar un inductor metabólico (muy similar al que se muestra en la curva de la Figura A1 del Anexo

Capítulo 5

II para un suelo tratado con glucosa) se ajustó a una ecuación exponencial y el valor del parámetro exponencial se tomó como la tasa de crecimiento de la respiración. La tasa o velocidad de crecimiento de la respiración se ajustó a una velocidad de crecimiento de orden 1 dada por la concentración de inductor. Los estadísticos descriptivos de la velocidad de crecimiento de la respiración, así como de la concentración de ADN presente en los suelos 7 días después del tratamiento con inductor metabólico (el tiempo necesario para que transcurra el ensayo de actividad metabólica, ver Capítulo 4) se muestran en la Tabla 22.

Tabla 22. Estadísticos descriptivos de las variables concentración de ADN 7 días después del tratamiento de inducción metabólica (kg/ha) y velocidad de crecimiento de la respiración bajo el tratamiento de inducción metabólica (h^{-1}).

Estadísticos descriptivos			
	Media	Desviación estándar	N
ADN	40,59	20,99	19
Vel Crec Resp	0,12	0,03	19

Se constató que, con más de un 99% de probabilidad, existe una correlación lineal positiva entre ambas variables (Tabla 23).

Tabla 23. Correlación entre cantidad de ADN y velocidad de crecimiento de la respiración tras el tratamiento de inducción metabólica.

Correlaciones			
		ADN	Vel Crec Resp
Correlación de Pearson	ADN	1	0,623
	Vel Crec Resp	0,623	1
Sig. (unilateral)	ADN	.	0,002
	Vel Crec Resp	0,002	.
N	ADN	19	19
	Vel Crec Resp	19	19

El coeficiente R^2 es de 0,388, lo que implica que el 38,8% de la variación en la concentración de ADN del suelo 7 días después del tratamiento de inducción metabólica se puede explicar a través del incremento en la tasa de crecimiento de la respiración del suelo.

Sin embargo, en este caso, el modelo de regresión lineal que se obtiene no resulta significativo para el término constante (dicho término no es estadísticamente diferente de 0), aunque sí lo es para la variable de velocidad de crecimiento de la respiración (Tabla 24). Por lo tanto, este modelo refleja los incrementos en la concentración de ADN del suelo (incremento de biomasa microbiana) en función de los aumentos en la respiración, pero no nos permite calcular el valor absoluto de dicha concentración. Es más, desde un punto de vista físico, el valor del ADN del suelo podría ser 0 (en un suelo podría haber una cantidad muy baja de microorganismos, por lo tanto, este no respiraría y el contenido en ADN no se incrementaría).

Tabla 24. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la velocidad de crecimiento de la respiración del suelo y el contenido en ADN 7 días después del tratamiento de inducción metabólica (variable dependiente).

Coeficientes										
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.	95,0% intervalo de confianza para B		Correlaciones		
	B	Error estándar	Beta			Límite inferior	Límite superior	Orden cero	Parcial	Parte
(Constante)	-13,798	17,025		-0,81	0,429	-49,719	22,122			
Vel Crec Respiración	471,239	143,633	0,623	3,281	0,004	168,199	774,278	0,623	0,623	0,623

La regresión lineal entre la tasa de crecimiento de la respiración y el contenido en ADN de los suelos tras la inducción metabólica con sus respectivos intervalos de confianza se muestra en la Figura 28.

La predicción de la cantidad de ADN en los suelos a los 7 días desde la inducción metabólica aplicando unidades agronómicas y descartando el parámetro constante es la siguiente:

$$ADN \text{ en el suelo en kg por ha al cabo de 7 días} = 471,23 \times \text{Velocidad de crecimiento de la tasa de respiración } h^{-1}.$$

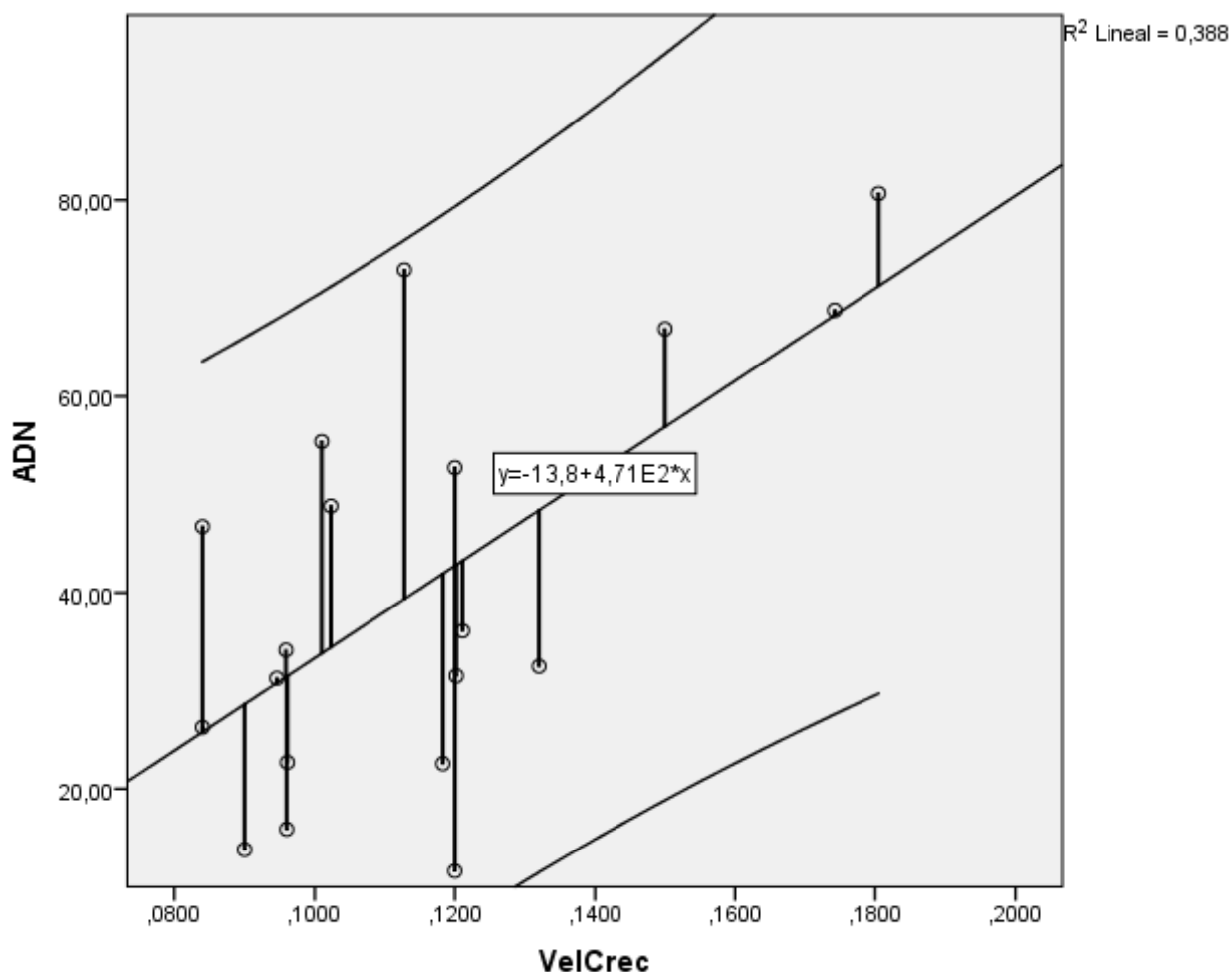


Figura 28. Regresión lineal Contenido en ADN 7 días después del tratamiento de inducción metabólica vs Velocidad Crecimiento Respiración. Se muestran los distintos valores de cada suelo, así como la recta de regresión, su ecuación, los intervalos de confianza y el valor R^2 .

Los resultados obtenidos nos permiten concluir que el tratamiento con inductor metabólico en los suelos estudiados provoca un aumento estadísticamente significativo de la emisión del CO_2 , lo que refleja a su vez un incremento en el consumo de exergía abiótica y una mayor generación de entropía hacia su entorno. La velocidad de incremento de la emisión de CO_2 se relaciona de forma positiva con la concentración de ADN en los suelos, es decir, el sistema consume más exergía (y genera más entropía) que transforma en eco-exergía a través de la generación de biomasa microbiana.

En nuestro trabajo, hemos correlacionado la velocidad de aumento de la tasa de respiración y el valor final de ADN al cabo de 7 días tras la aplicación de un inductor metabólico, en un experimento similar al llevado a cabo por Anderson y

Martens (2013), en el que emplean glucosa para estimular la actividad y proliferación microbiana. Nuestro experimento se realizó sobre 29 suelos, mientras que en el trabajo anteriormente citado se analizó la respuesta de 8 suelos a otro tipo de inductor metabólico, por lo que los datos de respiración no son directamente comparables en el valor absoluto del resultado, pero sí en cuanto al desarrollo de los fenómenos. En cualquier caso, tal y como demostramos en el Anexo II, el método de análisis de la respiración desarrollado por Fertinagro Biotech es válido en tanto en cuanto se obtienen datos comparables a los de Anderson y Martens si se lleva a cabo un ensayo similar.

Al aplicar el inductor metabólico a los suelos agrícolas estudiados en esta tesis, se produce un aumento en la emisión de CO₂ cuyo pico oscila entre 8 y 47 microgramos de CO₂ por gramo de suelo y hora mientras que los picos obtenidos por Anderson y Martens oscilan entre los 29 y 241 microgramos de CO₂ por gramo de suelo y hora, empleando estos una concentración de glucosa mucho mayor que nosotros de inductor metabólico. En cuanto a la velocidad de crecimiento de la respiración, Anderson y Martens obtienen valores entre 0,03 y 0,005 hr⁻¹, mientras que en nuestro caso el valor mínimo es de 0,08 hr⁻¹ y el máximo de 0,1805 hr⁻¹. Por lo tanto, en las pruebas de desarrollo llevadas a cabo para el diseño del producto se comprobó para los diferentes suelos que la capacidad de inducción metabólica era de casi un orden de magnitud superior, siendo estos resultados congruentes con los datos que previamente manejábamos.

El estudio de la correlación entre la cantidad de ADN 7 días después de aplicar inductor metabólico y la velocidad de aumento de la respiración demuestra la existencia de una asociación fuerte y positiva entre las dos variables. Sin embargo, en el modelo de regresión lineal el valor de la ordenada en el origen no es estadísticamente significativo, por lo que se prescinde de él, mientras que el factor que multiplica la velocidad de crecimiento de la tasa de respiración sí lo es y tiene un valor de 471,24. Empleando este modelo, lo que tenemos en cuenta con la tasa de respiración es la generación de entropía por parte del suelo para mantener su estado alejado del equilibrio, es decir, cuanta más biomasa microbiana haya, mayor será la disipación de energía y, por lo tanto, existirá una mayor respiración. Este hecho explica la correlación de la respiración con la

Capítulo 5

cantidad de ADN a los 7 días. La mayor generación de entropía para el mantenimiento del sistema depende tanto de la naturaleza del inductor como de la del suelo, es por ello que no podemos comparar con valores obtenidos en otros suelos y con otros inductores. En nuestro caso particular lo que podemos concluir es que cuanta más materia orgánica se respira, mayor es la cantidad de ADN microbiano a los 7 días, lo que se explica por un mayor desarrollo del ecosistema, en el cual la energía aportada se transforma en eco-exergía.

Sobre la correlación entre aumento de la velocidad de respiración y contenido en ADN después de aplicar inductor metabólico hay que tener en cuenta varias consideraciones:

- 1- No todo el ADN del suelo que extraemos es bacteriano o fúngico. De modo que parte del ADN inicial no tiene por qué responder con celeridad a la aplicación de inductor. Esta puede ser una razón para la falta de significación estadística del parámetro de la ordenada en el origen.
- 2- Podemos decir que el aumento de la respiración correlaciona con una mayor proliferación (división celular) de los microorganismos. El máximo de la velocidad de respiración se corresponderá con el máximo de velocidad de división intrínseca de los microorganismos del suelo, debiéndose producir dicho máximo en una situación en la que los microorganismos no tienen restricciones de su hábitat, por lo que podríamos inferir que la velocidad de multiplicación de microorganismos es inversamente proporcional a las limitaciones tróficas que les afectan. De forma que cuantas menos restricciones de tenga un hábitat (y como hemos visto, muchos autores señalan que la cantidad de materia orgánica es un importante factor para eliminar restricciones), más división celular y más ADN final habrá tras la inducción metabólica. Puesto que la cantidad total de ADN microbiano dependerá de las limitaciones tróficas del suelo y que el inductor metabólico es selectivo hacia determinados microorganismos, un tratamiento de inducción metabólica efectivo el ADN total se verá enriquecido en ADN perteneciente los microorganismos sensibles al inductor. Por este motivo los inductores metabólicos patentados por Fertinagro combinan moléculas orgánicas inductoras con aquellos

elementos menos disponibles y que pueden limitar la calidad del suelo como hábitat.

Correlación entre el contenido de materia orgánica y ADN del suelo.

La bibliografía describe extensamente la relación entre el contenido en materia orgánica o detritus de un suelo y la cantidad de elementos bióticos que lo habitan (Paul, 2015). Es decir, la materia orgánica que hay en un suelo podría ser un predictor de su eco-exergía inicial. Por ello, se estudió la relación entre la cantidad de materia orgánica y la eco-exergía representada por el contenido en ADN en los suelos pertenecientes a nuestro sistema de experimentación. En este caso, los datos de contenido en ADN inicial y 7 días después de la inducción metabólica se consideraron conjuntamente (Tabla 25).

Tabla 25. Estadísticos descriptivos de las variables contenido en ADN (kg/ha) y contenido en materia orgánica del suelo (%).

Estadísticos descriptivos			
	Media	Desviación estándar	N
ADN	45,56	24,90	54
Mat Orgánica	1,88	0,62	54

Se encontró una correlación lineal positiva estadísticamente significativa entre las dos variables, con un coeficiente de correlación de Pearson de 0,697 (Tabla 26).

Tabla 26. Correlación entre el contenido en ADN y materia orgánica de los suelos.

Correlaciones			
		ADN	Mat Orgánica
Correlación de Pearson	ADN	1	0,697
	Vel Crec Resp	0,697	1
Sig. (unilateral)	ADN	.	0,000
	Vel Crec Resp	0,000	.
N	ADN	54	54
	Vel Crec Resp	54	54

En este caso, el parámetro constante del modelo de regresión lineal tampoco es estadísticamente diferente de 0 (Tabla 27), lo que se puede justificar por el hecho de que si no hay materia orgánica tampoco habría ADN. No obstante, sí se pudo determinar de manera estadísticamente significativa el parámetro de variación del ADN en función de la cantidad de materia orgánica. El coeficiente R^2 es de 0,486, por lo que la variación en el contenido en materia orgánica del suelo explica el 48,6% de la variación en la cantidad de ADN presente en el mismo (Figura 29).

Tabla 27. Cálculo de coeficientes para el modelo de regresión lineal entre la cantidad de materia orgánica y de ADN en el suelo (variable dependiente).

Coeficientes										
	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.	95,0% intervalo de confianza para B		Correlaciones		
	B	Error estándar	Beta			Límite inferior	Límite superior	Orden cero	Parcial	Parte
(Constante)	-6,76	7,849		-0,861	0,393	-22,51	8,99			
Mat. Orgánica	27,836	3,967	0,697	7,017	0,000	19,876	35,796	0,697	0,697	0,697

De esta forma encontramos que cuanto mayor es la cantidad de materia orgánica en el suelo, mayor es el contenido de ADN y, por lo tanto, más capacidad de realizar trabajo útil tiene. Incluso antes de realizar el tratamiento de inducción metabólica, la aplicación de materia orgánica en los suelos de cultivo aumenta su eco-exergía, por lo que, si adicionalmente se induce metabólicamente el suelo, es posible conseguir un aumento todavía mayor de la eco-exergía en determinadas fases del desarrollo de la planta.

Esta correlación puede ser utilizada para conocer el parámetro de eco-exergía de Jorgensen, relacionando la cantidad de materia orgánica con el ADN y descartando la ordenada en el origen por no considerarla diferente de cero. La media del ADN extraído en los suelos estudiados es de 46,9 kg/ha (Anexo IX), mientras que la de la materia orgánica promedio de los suelos es de 75.149 kg/ha, por lo que el contenido en ADN es del 0,062% en peso de la cantidad de materia orgánica total presente en una hectárea de cultivo. Basándonos en otros estudios similares a los nuestros en los que se relaciona el contenido en ADN y la biomasa microbiana, encontramos un valor de 6 para convertir el valor del ADN a kilogramos de C en biomasa microbiana por hectárea (Joergensen & Emmerling, 2006). Por lo tanto, aplicando este factor de conversión, nuestros datos indican que, de media, encontramos un contenido de 281,4 kg/ha de C proveniente de biomasa microbiana. Teniendo en cuenta que el factor de conversión de biomasa microbiana a C microbiano es de 0,47 (Bakken, 1983), obtenemos una cantidad de biomasa microbiana en materia seca de 581,62 kg por hectárea. Aplicando posteriormente un factor de 0,3 kg de materia seca por cada kg de microorganismos (Bakken, 1983), tenemos una biomasa microbiana promedio por hectárea de 1.995,7 kg/ha. En definitiva, tenemos que en una hectárea de cultivo (asumiendo que contiene de promedio 3.900.000 kg), la cantidad de masa microbiana total es del 0,051%. Ahora bien, la cantidad de eco-exergía almacenada se calcularía utilizando el factor β de Jorgensen de 8,5 para las bacterias y de 61 para los hongos¹, tomando su abundancia relativa de 60% hongos y 40% bacterias (Bar-On, Phillips, & Milo, 2018) obtendríamos una β combinada de 40. De este modo, tendríamos una eco-exergía media debida a la

¹ El método de extracción de ADN utilizado extrae todo el ADN microbiano, y asumimos que todo el extraído es de bacteria y hongos.

Capítulo 5

biomasa bacteriana de 1.492,7 GJ/ha (1.995,7 kg/ha X 18,7 MJ/kg X 40) almacenada en forma de información genética, frente a un valor global de la materia orgánica considerada como detritus de 1.405,2 GJ/ha (75.149 kg/ha X 18.7 MJ/kg).

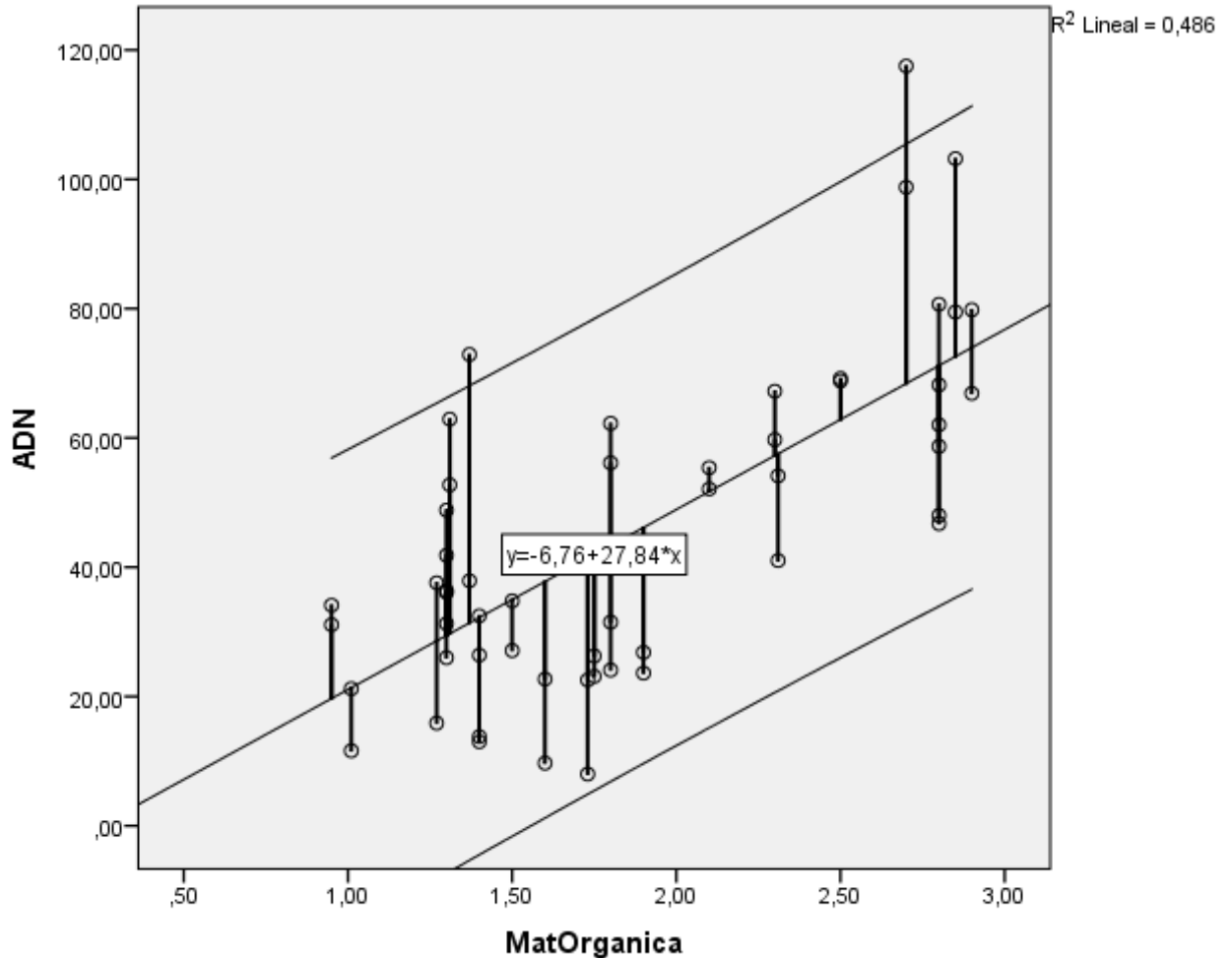


Figura 29. Regresión lineal entre la cantidad de ADN y de materia orgánica en los suelos. Se muestran los distintos valores de cada suelo, así como la recta de regresión, su ecuación, los intervalos de confianza y el valor R^2 .

Por lo tanto, tomando los coeficientes de regresión del modelo y suponiendo que el valor de la ordenada en el origen es cero (si no existe materia orgánica no hay ADN), podemos concluir que la relación entre el ADN y la materia orgánica total de los suelos es de:

$$\text{ADN en kg por ha de cultivo} = 27,84 \times \% \text{ de materia orgánica en masa del suelo.}$$

Hemos encontrado una relación empírica que relaciona de forma lineal la cantidad de eco-exergía de información genética almacenada en los microorganismos de un suelo y la cantidad de materia orgánica en el mismo². Por lo tanto, confirmamos la hipótesis de que la materia orgánica de los suelos es un factor esencial para que podamos disponer de trabajo útil por parte de los microorganismos del suelo. Asimismo, estos resultados sugieren que, si se incrementa la materia orgánica de los suelos agrícolas en una etapa de regeneración edáfica dentro de los planes de fertilización, tendremos la posibilidad de almacenar eco-exergía que los cultivos podrán aprovechar si sabemos incidir en ella mediante la aplicación de inductores metabólicos.

Estimación de la mineralización de nitrógeno y fósforo con la cámara de actividad metabólica.

La respiración de los suelos es un indicador válido del potencial de mineralización del C orgánico del suelo y está correlacionada con la mineralización de N y P (Marumoto *et al.*, 1982; Sparling *et al.*, 1995; Franzluebbbers *et al.*, 2000; Haney *et al.*, 2008). En este trabajo, la tasa de mineralización de N para cada uno de los suelos estudiados se calculó dividiendo el C mineralizado por la relación C:N (ver tasas de mineralización de cada suelo en el Anexo V). Para estimar el P mineralizado, se asumió una relación N:P en la materia orgánica de los suelos de 5:1, teniendo en cuenta trabajos publicados sobre la estequiometría de la materia orgánica del suelo (Kirkby *et al.*, 2011; Tipping *et al.*, 2016). En la Figura 30 se muestran los promedios de las tasas de mineralización basal (pre- y post-inducción metabólica) y de la mineralización en el pico de respiración durante la inducción metabólica. La aplicación de inductor aumenta en promedio, y de forma estadísticamente significativa, la mineralización basal de N y P hasta 3,5 veces, llegando a multiplicarla por 16 en el momento de respiración máxima. Así, la cámara de actividad metabólica permite estimar el N y del P mineralizado en condiciones de laboratorio y estudiar tanto la fertilidad de un suelo como la capacidad de un inductor metabólico de

² Como hemos calculado anteriormente 45,56 kg/ha de ADN proporcionan una eco-exergía de 1.295 GJ/ha por lo tanto, tenemos un factor de conversión de 28,42 GJ/kg de ADN por ha de cultivo.

Capítulo 5

potenciar la actividad microbiana y la consiguiente la liberación de nutrientes a partir de la materia orgánica.

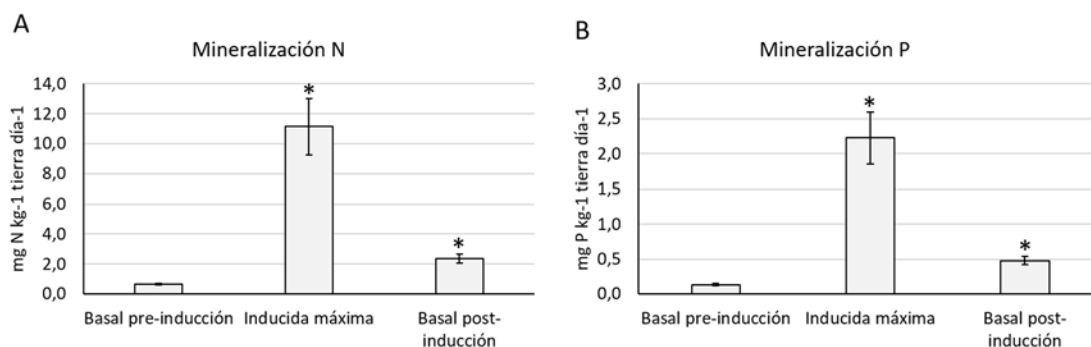


Figura 30. Tasas de mineralización de nitrógeno (A) y de fósforo (B). * indica diferencias estadísticamente significativas (prueba t-student) respecto a la mineralización basal pre-inducción.

Posteriormente, se calculó la mineralización de N y P teórica que tendría lugar en cada suelo en condiciones de campo a partir de los datos ofrecidos en la *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España* (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009). La mineralización teórica (ver Anexo V) se determinó teniendo en cuenta el contenido en N orgánico del suelo y un factor de mineralización dependiente de su textura. A partir del promedio de la tasa de mineralización de N calculada en los ensayos de la cámara de actividad metabólica y el promedio de la tasa de mineralización teórica se determinó un factor de corrección de 0,05 (Tabla 28). En el caso del P, el factor de corrección sería el mismo al asumirse que existe una relación constante N:P de 5:1 en la materia orgánica del suelo. El factor de corrección puede aplicarse a la mineralización máxima durante la inducción o a la mineralización basal post-inducción para estimar la liberación de nutrientes que se podría alcanzar aplicando un inductor metabólico en condiciones de campo.

Tabla 28. Cálculo del factor de corrección de la mineralización.

Estadístico	Mineralización basal de N pre-inducción calculada (mg N/kg*día)	Mineralización de N teórica (mg N/kg*día)	Factor de corrección
Media	0,666	0,031	0,046
Desviación estándar	0,383	0,013	-
Error estándar	0,074	0,002	-

Mineralización de nutrientes vs nutrientes asimilados en biomasa

Se calculó el N y el P contenido en la biomasa total generada en los ensayos realizados en cámara de cultivo, tanto con trigo como con maíz (Tabla 29 y Tabla 30). Para dicho cálculo se asumió que la biomasa de los cereales contiene un 50 % de C, un 0,64 % de N y un 0,14 % de P (Srinivasarao *et al.*, 2013).

Tabla 29. Comparación entre la mineralización de N y el N presente en la biomasa vegetal.

		Mineralización de N (mg N/kg*día)	N-biomasa trigo (mg)	N-biomasa maíz (mg)
Basal	Media	0,67	1,97	14,15
	Desviación estándar	0,38	0,31	6,35
	Error estándar	0,07	0,06	1,18
Inductor	Media	2,34	2,88	19,52
	Desviación estándar	1,56	0,29	8,20
	Error estándar	0,30	0,05	1,52

Tabla 30. Comparación entre la mineralización de P y el P presente en la biomasa vegetal.

		Mineralización de P (mg P/kg*día)	P-biomasa trigo (mg)	P-biomasa maíz (mg)
Basal	Media	0,13	0,43	3,08
	Desviación estándar	0,08	0,07	1,38
	Error estándar	0,01	0,01	0,26
Inductor	Media	0,47	0,63	4,24
	Desviación estándar	0,31	0,06	1,78
	Error estándar	0,06	0,01	0,33

A continuación, teniendo en cuenta la tasa de mineralización (Tablas 29 y 30), se calcularon los días necesarios para mineralizar una cantidad de N y P equivalente a la presente en la biomasa vegetal (ver datos de biomasa en las tablas A.7. y A.8. del Anexo VI). Para este cálculo solo se tuvo en cuenta la mineralización basal, tanto pre- como post-inducción. Los datos indican que para mineralizar la cantidad de N asimilada por el trigo y el maíz en el tratamiento

Capítulo 5

control harían falta 8,5 y 7,1 días, respectivamente (Tabla 31), mientras que en el caso del tratamiento inductor solo harían falta 3,5 y 2,8 días. Resultados muy similares se obtuvieron para el P (tabla 32). Se puede concluir, por lo tanto, que la aplicación de inductor metabólico no solo promueve una mayor generación de biomasa vegetal, si no que favorece que todo el N y el P necesarios para el crecimiento de la planta estén disponibles mucho antes. Por razones prácticas solo se tuvieron en cuenta las tasas de mineralización basal (pre- y post-inducción) en estos cálculos (son factores relativamente constantes en el tiempo), sin embargo, se debe apuntar que el periodo de mineralización máxima en presencia de inductor metabólico aumentaría, todavía más, la cantidad real de nutrientes puesta a disposición del cultivo.

Tabla 31. Tiempo necesario para mineralizar la cantidad de N equivalente en la biomasa.

	Días hasta mineralizar cantidad equivalente de N-biomasa	
	Trigo	Maíz
Control	8,5	7,1
Inductor	3,5	2,8

Tabla 32. Tiempo necesario para mineralizar la cantidad de P equivalente en la biomasa.

	Días hasta mineralizar cantidad equivalente de P-biomasa	
	Trigo	Maíz
Control	9,2	7,7
Inductor	3,8	3,0

En este último apartado hemos comprobado que, efectivamente, el tratamiento de inducción metabólica, diseñado a partir de compuestos análogos a los exudados radiculares, favorece la movilización de los nutrientes en el suelo. Por ello podemos concluir que la última etapa de los planes de fertilización integrales de la rizosfera aumenta la disponibilidad de nutrientes para el cultivo, incrementando también la eco-exergía final del sistema. De esta forma también hemos comprobado que la aplicación de un inductor metabólico modifica la

velocidad de liberación de nutrientes, por lo que podemos considerarlo un factor de sincronización, aspecto fundamental para conseguir la intensificación ecológica una vez que hayamos regenerado edáficamente el suelo.

Resumen de resultados.

Tras el análisis de los datos experimentales obtenidos a nivel de laboratorio podemos concluir que:

1. Los datos ofrecen garantías estadísticas tras el análisis de la estadística descriptiva.
2. La utilización del inductor metabólico seleccionado tiene influencia positiva en la respiración del suelo, en la germinación y crecimiento de las plantas de trigo durante los primeros días y en el crecimiento vegetativo de las plantas de maíz.
3. Existe una correlación lineal positiva entre la respiración basal de un suelo y la biomasa germinativa de las plantas de trigo a los 10 días de crecimiento en la cámara de cultivo.
4. Existe una correlación lineal positiva entre la respiración basal de un suelo y la biomasa vegetativa de plantas de maíz a los 42 días de crecimiento en la cámara del cultivo.
5. Existe una correlación lineal positiva entre la velocidad de aumento de la respiración del suelo tras la utilización del inductor metabólico y el ADN que encontramos en ese suelo a los 7 días.
6. Existe una correlación lineal positiva entre la materia orgánica de un suelo y el ADN que contiene y, por lo tanto, con su eco-exergía.

En definitiva, a escala de cámara de cultivo en una superficie del orden de cm^2 , la aplicación de un inductor metabólico permite aumentar la cantidad de biomasa vegetal que se obtiene de los suelos, lo cual se correlaciona con la capacidad de estos para consumir el inductor y la materia orgánica, es decir, con la respiración. Esta primera aproximación nos permite valorar la potencia del inductor (en función del aumento de respiración que produzca en un determinado suelo) y establecer una clasificación del capital natural de los suelos según su contenido en materia orgánica y capacidad de consumo de la misma. El siguiente paso

Capítulo 5

sería escalar de los cm² hasta los m² y realizar un análisis durante todo un ciclo de cultivo en condiciones reales de producción agrícola.

Es decir, comprobar si al mantener una aplicación periódica de inductor metabólico incorporada en los fertilizantes habituales aumentaríamos la biomasa vegetal obtenida de una forma sostenible. Para ello se realizó un ensayo en un invernadero de pimiento en la región de Murcia, zona muy sensible a los problemas medioambientales por la baja eficiencia de uso de las unidades fertilizantes en su producción agrícola. En este caso, buscamos confirmar que el aumento de eco-exergía en los suelos (y en los flujos de materiales y energía en el ecosistema que esto implicaría) permite que los cultivos dispongan de un entorno más fértil donde captar de forma más eficiente los nutrientes necesarios para su crecimiento y desarrollo.

Como hemos visto en los ensayos anteriores, es más complicado correlacionar la respiración del suelo y la producción de biomasa a medida que avanza el ciclo de cultivo, por lo que, en este caso, trataremos de analizar si la aplicación continuada de inductor metabólico tiene efectos positivos sobre la productividad agrícola en comparación con un tratamiento de fertilización convencional.

Ensayo de demostración experimental de la utilización del inductor metabólico en un Plan de Fertilización Integral

El ensayo en condiciones reales de producción agrícola ha consistido en evaluar el efecto agronómico de la implementación de un plan de fertilización integral de la rizosfera en el que el inductor metabólico se aplica en combinación con los fertilizantes. El objetivo del Plan de Fertilización Integral es obtener un alto rendimiento y calidad en la cosecha, comparable al de una fertilización intensiva convencional en la zona, al mismo tiempo que se reduce la cantidad de unidades fertilizantes aplicadas.

El ensayo se llevó a cabo sobre un cultivo de pimiento California de maduración en rojo (variedad Clavesol) y se realizaron tres tratamientos:

- 1) Un tratamiento testigo con el abonado habitual en la zona.

- 2) Un tratamiento basado en una reducción de un 25% de las unidades fertilizantes de nitrógeno (UFN) respecto al abonado convencional empleando los abonos de Fertinagro Biotech que incorporan los inductores metabólicos.
- 3) Un tratamiento basado en una reducción de un 50% de las UFN respecto al abonado convencional empleando los abonos de Fertinagro Biotech con los inductores metabólicos.

Los productos fertilizantes empleados en cada caso y el resto de aspectos experimentales se detallan en el Capítulo 4. Si bien la reducción de unidades en los tratamientos con productos Fertinagro fue del 50% en un caso y del 25% en otro, la reducción de unidades fue todavía mayor en el caso del fósforo, un 77 y un 66%, respectivamente, y en el del potasio, un 68 y un 51%, respectivamente (Tabla 33). Este importante descenso en las unidades fertilizantes empleadas en ambos tratamientos Fertinagro constituye una reducción del impacto ambiental de la fertilización y un incremento en la sostenibilidad de la producción agrícola en este ensayo.

Tabla 33. Unidades fertilizantes aportadas en cada tratamiento.

Nutriente	UF/ha (Fertinagro -25 % de N)	UF/ha (Fertinagro -50 % de N)	UF/ha (convencional)
N	77,2	50,7	102,5
P ₂ O ₅	71,2	46,9	210,1
K ₂ O	111,2	72,9	227,2
TOTAL	259,6	170,6	539,8

Durante el ciclo de cultivo se evaluó de forma visual el estado de las plantas de cada tratamiento. Se pudo constatar que las plantas tratadas con el abonado testigo mostraron síntomas asociados al déficit de zinc y manganeso, mientras que las plantas situadas en las zonas en las que se aplicó inductor metabólico dentro del Plan de Fertilización Integral de Fertinagro no mostraron dichos síntomas.

Las recolecciones se dieron semanalmente entre la semana 19 y la 33. De cada repetición se analizaron los frutos de 10 plantas. Se obtuvo la producción y la

Capítulo 5

valoración de la calidad de los frutos, así como la rentabilidad económica para el agricultor. En la postcosecha, se tomaron 10 plantas por tratamiento para valorar el peso seco de la parte aérea y de las raíces de las plantas y se analizó de nuevo el contenido en materia orgánica del suelo.

Producción de frutos

No se observaron diferencias en la producción de frutos bajo el tratamiento de reducción del 25% de UFN respecto al tratamiento testigo, mientras que la producción en el tratamiento de reducción del 50% de UFN aumentó un 5% (Tabla 34). Estos resultados indican que la reducción de unidades fertilizantes bajo los tratamientos de inducción metabólica aplicados dentro de un Plan de Fertilización Integral no tiene como consecuencia una merma en el rendimiento del cultivo.

Tabla 34. Producción final en los distintos tratamientos. Se muestra la media de las tres repeticiones realizadas.

Tratamiento	Producción final (kg/m ²)
Testigo	7,51
Fertinagro -25% de N	7,45
Fertinagro -50% de N	7,90

Calidad de los frutos

La calidad de los frutos tampoco se vio afectada negativamente por la reducción de unidades fertilizantes en los tratamientos Fertinagro (Tabla 35). Es más, el porcentaje de frutos clasificados en las categorías EXTRA y 1^a fue superior en los tratamientos Fertinagro respecto al testigo, mientras que el porcentaje de frutos en las categorías 5^a y 6^a fue menor. Por lo tanto, estos datos sugieren que el tratamiento de inducción metabólica podría ser beneficioso para la calidad del pimiento.

Tabla 35. Porcentaje de frutos clasificados en cada una de las categorías de calidad del pimiento California. Se muestra la media de las tres repeticiones realizadas. Los criterios de clasificación de calidad del pimiento se detallan en el Anexo VIII.

Tratamiento	EXTRA	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª
Testigo	10,9	43,1	21,4	9,4	0,0	7,7	7,5
Fertinagro -25% de N	7,9	48,6	20,6	11,2	0,0	8,6	3,1
Fertinagro -50% de N	12,8	43,8	20,2	9,1	0,0	7,6	6,6

Rentabilidad económica para el agricultor

El análisis de los ingresos obtenidos por el agricultor con la producción de pimiento no mostró diferencias entre el testigo y los tratamientos Fertinagro (Tabla 36).

Tabla 36. Ingresos obtenidos por el agricultor con los distintos tratamientos. Se muestra la media de las tres repeticiones realizadas.

Tratamiento	Ingresos (€/m ²)
Testigo	4,54
Fertinagro -25% de N	4,31
Fertinagro -50% de N	4,62

Peso de la biomasa vegetal postcosecha

Tras la recolección de los frutos se analizó el peso seco de la parte aérea y de las raíces de las plantas (Tabla 37). Los datos muestran un incremento en la biomasa vegetal bajo los tratamientos de inducción metabólica de Fertinagro.

Tabla 37. Peso seco postcosecha de la parte aérea y las raíces de las plantas de pimiento. Se muestra la media de las tres repeticiones realizadas.

Tratamiento	Peso seco parte aérea (kg)	Peso seco raíces (g)
Testigo	2,54	210
Fertinagro -25% de N	2,72	300
Fertinagro -50% de N	2,88	220

Análisis de la materia orgánica del suelo tras el ciclo de cultivo

Para poder garantizar la sostenibilidad del Plan de Fertilización Integral de cara a sucesivos ciclos de cultivo es necesario monitorizar la salud del suelo una vez recolectada la cosecha. Por ello se analizó el contenido en materia orgánica en la zona correspondiente a cada uno de los tratamientos (Tabla 38).

Tabla 38. Contenido en materia orgánica de los suelos bajo los diferentes tratamientos después del ciclo de cultivo. Se muestra la media de las tres repeticiones realizadas.

Tratamiento	Materia Orgánica %
Testigo	4,1
Fertinagro -25% de N	3,7
Fertinagro -50% de N	4,1

El contenido en materia orgánica del suelo después del ciclo de cultivo no difirió entre el tratamiento testigo y el tratamiento de reducción de un 50% de UFN, siendo ligeramente superior al contenido en materia orgánica del mismo suelo (3,97%) antes de iniciarse el cultivo. Sin embargo, la materia orgánica en el tratamiento con la reducción del 25% en UFN descendió en torno a un 10%.

Resumen y conclusiones.

Lo que pretendemos demostrar con los resultados experimentales aquí descritos, es que la tendencia natural de los ecosistemas de dirigirse hacia un mayor almacenamiento de eco-exergía puede ser utilizada para la fertilización de los agroecosistemas a escala de laboratorio y a escala agronómica. Dicha capacidad de trabajo útil almacenada en los ecosistemas, puede ser considerada como una medida del capital natural de los suelos en la medida en que puede ser utilizada para incrementar el flujo de biomasa que obtenemos de los terrenos agrícolas, por lo que para asegurar que el flujo de beneficios ecosistémicos sea sostenible, debemos comprobar que el capital natural de los suelos permanezca inalterado, así pues, debemos medirlo, y para ello, la eco-exergía como hemos visto en el capítulo 2 podemos considerarla como un indicador de la salud de los suelos por su similitud en algunos aspectos con la exergía, de esta forma podemos ampliar la teoría del coste exergético de Valero (A Valero et al., 1986).

Como hemos visto, es posible emplear un inductor metabólico de origen renovable que cataliza la conversión de exergía (procedente del detritus del suelo y del propio inductor metabólico) en eco-exergía almacenada en el suelo, lo cual permite obtener una mayor producción de biomasa por unidad exógena de fertilizantes minerales, gracias a la posibilidad de sincronización entre las necesidades de los cultivos y la disponibilidad de los nutrientes desde el ecosistema edáfico, a partir de mimetizar la composición de los mensajes emitidos por los cultivos en sus exudados radiculares.

La utilización de inductores metabólicos en el ensayo agronómico en cultivo de pimiento en invernadero ha permitido, en escala de producción real, aumentar la producción del cultivo desde los 735 kg hasta los 1.557 kg por unidad de nitrógeno aplicada, es decir, obtener un incremento del 111% en la eficiencia productiva de las unidades de nitrógeno. En el caso del fósforo el incremento en eficiencia productiva fue del 371%. Estos resultados no son estadísticamente significativos por lo que no los podemos utilizarlos para realizar ningún tipo de inferencia, pero si podemos utilizarlos como ejemplo de la aplicabilidad de este tipo de estrategias agronómicas a escala productiva, y como orden de magnitud de los beneficios que podríamos esperar de esta aplicación.

Los resultados aquí mostrados debemos utilizarlos para confirmar o rebatir la validez de nuestra hipótesis basada en que la utilización de la eco-exergía del suelo a lo largo de todo el ciclo del cultivo permite minimizar la cantidad de recursos no renovables a introducir en la agricultura y, por lo tanto, garantizar una mayor producción de la nueva bioeconomía sin pasar la tensión a los recursos fertilizantes. Este es el objeto del último capítulo del presente trabajo.

Capítulo 6

Síntesis, tesis y conclusiones.

Objeto.

En este último capítulo trataremos de presentar la originalidad de las ideas planteadas, sintetizar los conceptos revisados, estudiados o planteados en el presente trabajo, con el fin de aplicarlos en la interpretación de los resultados experimentales obtenidos y poder de esta forma, extraer las conclusiones que nos permitan aceptar o refutar la hipótesis de partida de esta tesis, según la cual, la utilización de la exergía de información contenida en una red ecológica edáfica puede permitir, mediante la aplicación de determinados compuestos inductores (cuya composición está inspirada en los flujos de información presente en el ecosistema), sincronizar los flujos de materiales en el suelo con las necesidades nutricionales de los cultivos. De esta forma se reducirán los aportes externos de unidades de fertilizantes minerales en la agricultura y, consecuentemente, el impacto de la producción de alimentos sobre el capital natural.

Originalidad.

En este trabajo hemos aplicado algunas teorías (teoría termodinámica de los ecosistemas de Jorgensen (Sven E Jørgensen & Fath, 2004) y la teoría del coste exergético de Valero (A Valero et al., 1986) para analizar la sostenibilidad de los sistemas de producción agrícola. Mediante la utilización de estas teorías y el desarrollo experimental presentado hemos generado una nueva teoría que permite determinar el capital natural de los suelos agrícolas estudiados y el beneficio ecosistémico de ellos esperable.

La necesidad de adoptar el concepto de intensificación ecológica en la gestión de los agroecosistemas para conseguir una alta productividad con el mínimo impacto ambiental hace que pongamos el foco en dos aspectos fundamentales:

1. Gestión de la materia orgánica de los suelos para minimizar la pérdida de su capital natural. Como hemos visto en el capítulo 3, la intensificación ecológica tiene su finalidad en la potenciación del suelo como ecosistema a través de reducir sus restricciones como hábitat, gran parte de estas restricciones se han relacionado directamente con un bajo contenido de materia orgánica, situación especialmente evidente en los suelos típicos

de la cuenca mediterránea. Para abordar este aspecto hemos propuesto el concepto de regeneración edáfica de los suelos, donde el balance de carbono orgánico en los mismos es fundamental para aumentar su calidad como hábitat y, por lo tanto, en el desarrollo del ecosistema edáfico. Para conocer la capacidad de trabajo útil de un suelo y, por lo tanto, la capacidad de producir beneficio ecosistémico empleamos la eco-exergía, medida a través del contenido en ADN microbiano de los suelos, y su relación con el concepto de la información estadística de Shannon. Podemos utilizar la eco-exergía como un atributo del sistema, de manera equivalente a la exergía en la teoría del coste exergético de Valero (A Valero et al., 1986) , lo cual nos permite contabilizar el capital natural presente en los suelos y, por consiguiente, determinar el valor de las estrategias de regeneración edáfica.

2. Sincronización entre la aplicación de insumos y las necesidades de los cultivos para evitar un elevado impacto ambiental. En este caso, proponemos la aplicación de un inductor metabólico sobre un suelo que contenga un ecosistema desarrollado. Ello supone utilizar el concepto de información pragmática a través de una formulación de sustancias químicas que simulan el mensaje que emiten las plantas en forma de exudados radiculares con el propósito de que los microorganismos del suelo utilicen los materiales y la exergía presentes para impulsar cambios en el entorno que les supongan un beneficio. Por lo tanto, la base de la sincronización entre las plantas y el ecosistema edáfico reside en introducir el mensaje adecuado (a través de inductores metabólicos con una determinada composición y concentración de moléculas análogas a los exudados radiculares) que permita movilizar los nutrientes que estas necesitan en cada momento.

Partiendo de los aspectos mencionados, hemos desarrollado una aproximación basada en conceptos termodinámicos y en la teoría de la información que permite predecir el comportamiento productivo de diferentes suelos. En nuestro abordaje, asumimos que la extrapolación de los resultados debe hacerse cuando los suelos tienen un contenido de materia orgánica máximo del 3%, ya que es el rango en el que se sitúan los suelos estudiados y por encima de este valor quizás

Bibliografía

sea necesario plantear otras técnicas de regeneración edáfica (por ejemplo, un aumento del pH, o aplicación de enmiendas cálcicas), que podrían tener en otras condiciones una mayor repercusión en la calidad del suelo como hábitat.

Síntesis de los problemas planteados y soluciones propuestas.

A lo largo de este trabajo hemos expuesto parte de los problemas con los que las sociedades actuales se encuentran a la hora de alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible acordados por las Naciones Unidas. Dichos problemas tienen solución en la utilización de flujos sostenibles de recursos renovables en la obtención de servicios ecosistémicos a partir del capital natural, el cual debe ser estudiado y monitorizado con objeto de evitar su degradación y, en última instancia, su colapso. A continuación, vamos a sintetizar los aspectos más relevantes que hemos expuesto en el presente trabajo y resaltar las implicaciones que tienen en el desarrollo de nuevas prácticas que sean más acordes con los objetivos de desarrollo sostenible.

1. Capítulo 1. En este capítulo hemos mostrado el marco teórico del análisis de sostenibilidad desarrollado desde principios de los años 70, poniendo especial énfasis en los conceptos de capital natural y de sostenibilidad (débil o fuerte) aplicables para valorar la evolución dicho capital natural y su reposición. Hemos revisado el concepto de los límites del planeta como espacio seguro de la humanidad, a partir del cual hemos obtenido los beneficios ecosistémicos desde nuestros inicios como especie, y, además, hemos señalado que los impactos antropogénicos sobre los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y fósforo son más elevados que los que existen sobre el ciclo del carbono. Teniendo en cuenta que los recursos renovables se basan en un mayor flujo de biomasa para sustituir los recursos fósiles, que se estima que la previsión de demanda de biomasa pueda duplicarse en las próximas décadas (tanto para alimentación, como para fibras, materiales y energía) y que la productividad de los suelos se basa principalmente en la disponibilidad de agua y nutrientes, creemos necesario desacoplar, o al menos minimizar, la proporcionalidad entre el consumo de nutrientes y la

producción de biomasa, para, de esta forma, descarbonizar los sistemas económicos sin trasladar el impacto a los demás ciclos biogeoquímicos del planeta.

- Problema planteado. Cómo aumentar los beneficios ecosistémicos que disponemos de los suelos, minimizando el impacto en los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y fósforo. La situación actual conlleva una notable degradación del capital natural y, por lo tanto, genera una enorme tensión sobre los beneficios ecosistémicos que podemos obtener.
- Solución propuesta. La intensificación ecológica nos proporciona la mejor solución disponible. Concretamente, la visión global de las comunidades biológicas presentes en los suelos, así como el conocimiento de su comportamiento, es decir, de los flujos de materiales, energía e información existentes entre las diferentes comunidades y la posibilidad de modularlos e intensificarlos aumentando la calidad del suelo como hábitat permitirán obtener una mayor cantidad de flujos renovables en cada suelo, minimizando el aporte de unidades de fósforo y nitrógeno.

2. Capítulo 2. En este capítulo hemos analizado el suelo como capital natural que proporciona numerosos beneficios ecosistémicos, entre los que se encuentran el de aprovisionamiento de biomasa y otros servicios esenciales como la regulación de gases y la depuración de aguas, los cuales tienen una relación directa con la capacidad de los suelos para albergar ecosistemas. Hemos mostrado las diferentes valoraciones de los servicios ecosistémicos que proporcionan los suelos aplicando los conceptos de sostenibilidad débil, así como las diferentes formas de medir las propiedades de los suelos y monitorizar capital natural que representan. Según la visión holística que hemos adoptado, el comportamiento del ecosistema edáfico define los beneficios que obtenemos de los suelos, por lo que la salud del suelo es un concepto equivalente al desarrollo del ecosistema. Para tratar de predecir el comportamiento de los suelos, hemos analizado los diferentes parámetros que varios autores proponen como indicadores de su calidad (idoneidad para un fin específico) y salud (desarrollo del ecosistema). En nuestro caso, hemos integrado tres teorías con el propósito de predecir el comportamiento del ecosistema edáfico y, en definitiva, prever la evolución de los flujos de

Bibliografía

materiales, energía e información que proporcionan los beneficios ecosistémicos. Estas tres teorías, de las que hemos comprobado su aplicabilidad en nuestro trabajo, son:

- 2.1. Teoría termodinámica de los ecosistemas de Jorgensen. Este autor propone como indicador del desarrollo de los ecosistemas la eco-exergía, la cual empleamos en nuestro análisis del capital natural. En el concepto de eco-exergía se conjuga la visión de la termodinámica clásica de los sistemas abióticos con la teoría de la información para introducir la información genética de los ecosistemas como fuente de trabajo útil, capaz de provocar transformaciones en el entorno.
- 2.2. Teoría del coste exergético. Hemos revisado los trabajos de Valero sobre la teoría del coste exergético como valoración del capital natural presente en el planeta. Hemos aplicado esta teoría a los diferentes suelos para tratar de determinar la cantidad de beneficio ecosistémico (producción de biomasa) que podemos obtener en función de la eco-exergía presente (o el desarrollo del ecosistema), así como valorar lo que costaría adquirir el mismo desarrollo ecosistémico que tiene un suelo actual desde un sistema de referencia dado de máxima entropía.
- 2.3. Teoría de la información. La distinción entre la información estadística y la información pragmática nos permite formular la hipótesis principal de este trabajo, que básicamente es que, al aumentar la información estadística del ecosistema, aumenta la cantidad de información pragmática que podemos utilizar para conseguir una mayor disponibilidad de recursos en el suelo para los cultivos con un menor coste de sostenibilidad. La información pragmática la regulamos en base a los “mensajes” que emiten las plantas a través de sus raíces con el propósito de provocar una inducción en el metabolismo de los microorganismos edáficos, de modo que estos liberan en el suelo determinados enzimas y metabolitos que modifican la disponibilidad de recursos beneficiando al cultivo.

En este capítulo hemos fijado el marco teórico previo para posteriormente definir nuestra teoría que permite determinar el capital natural de los suelos a partir de la eco-exergía. El capital natural tiene un valor definido por su

distancia del equilibrio termodinámico, y esta distancia proporciona beneficios ecosistémicos al proveer de posibilidades de inducción de respuesta a determinados mensajes químicos.

- Problema planteado. Determinar indicadores globales de la salud de los ecosistemas que podamos relacionar con los beneficios ecosistémicos obtenidos. Deben presentar unas características que faciliten su comprensión, universalidad, capacidad de medición y evolución social.
- Solución propuesta. Utilización de la eco-exergía de Jorgensen como indicador global, ya que facilita el seguimiento del crecimiento y desarrollo del ecosistema en su conjunto, es decir, del almacenamiento en el mismo de la capacidad de realizar trabajo útil para transformar un determinado entorno de forma jerárquica, desde cambios a nivel molecular (por ejemplo, disponibilidad de nutrientes), a cambios a escala agronómica (por ejemplo, funciones de infiltración de agua o regeneración de materiales).
- Problema planteado. Definir una teoría que permita predecir el comportamiento del indicador de salud de los ecosistemas para poder asociarlo a diferentes estados de degradación o degeneración, pudiéndose también determinar el valor máximo de la regeneración.
- Solución propuesta. Aplicación de la teoría del coste exérgico de Valero empleando la eco-exergía junto con la exergía, lo que permite utilizar la metodología de cálculo de la irreversibilidad de las prácticas agrícolas actuales y del coste de reposición del ecosistema edáfico. De este modo es posible determinar el “bonus” que nos ha dado el planeta para obtener beneficios ecosistémicos de los suelos.
- Problema planteado. Uso de la teoría de la información pragmática para diseñar de forma sintética los mensajes que emiten las plantas hacia los microorganismos del suelo con el objetivo de que estos provoquen cambios en el entorno que les favorezcan.
- Solución propuesta. Adopción de los conceptos de información pragmática de Roederer para considerar que existen mensajes emitidos y recibidos dentro del ecosistema edáfico, los cuales modifican el entorno en beneficio del emisor del mensaje, en este caso el cultivo. El

Bibliografía

conocimiento de estos mensajes permite imitarlos, pudiendo así obtener los mismos cambios en el entorno edáfico y, por consiguiente, minimizar la cantidad de recursos exógenos utilizados para adecuar el suelo como hábitat. Asimismo, sería posible sincronizar los flujos de materiales y energía dentro del ecosistema con las necesidades de los cultivos mimetizando los diferentes mensajes que estos emiten de forma natural.

3. Capítulo 3. Una vez se seleccionaron las teorías y el indicador de referencia (eco-exergía) adecuados a aplicar, estudiamos los factores que más influencia tienen sobre dicho indicador bajo la visión holística del suelo como hábitat, separando estos factores en sus componentes físico, químico y biológico. Hemos revisado las prácticas históricas más utilizadas para minimizar las restricciones del suelo como hábitat y las que más impacto negativo han tenido en los suelos, motivando incluso colapsos medioambientales en antiguas y cercanas civilizaciones. En este capítulo, hemos asumido, por un lado, la visión de la intensificación agrícola como base para la eliminación de las restricciones del suelo como hábitat, en contraposición a las prácticas históricas de restitución de gradientes de nutrientes para favorecer el flujo de materiales. Por otro lado, hemos aceptado la visión de la intensificación ecológica porque pone el foco en el conocimiento del comportamiento del ecosistema edáfico de una forma intensiva e inteligente. Nuestra principal aportación a esta nueva idea de gestión agronómica es la identificación de la intensificación con el desarrollo del ecosistema edáfico medido a partir de su eco-exergía, de manera que solo podremos utilizar de forma intensiva un ecosistema que esté suficientemente desarrollado y solo podremos extraer del mismo los flujos que sean renovables. Por lo tanto, cuanto mayor sincronización exista entre los flujos del ecosistema edáfico y las necesidades de los cultivos, más sostenibles serán estos, y esta sincronización se logrará a partir del conocimiento de la información pragmática. Para conseguir la intensificación ecológica hemos propuesto dos etapas fundamentales:

- 3.1. Regeneración edáfica y desarrollo del ecosistema edáfico. Para ello hemos analizado diferentes trabajos acerca de la dinámica de la materia orgánica en los suelos, estudiando los factores que consiguen

incrementar la eco-exergía por la presencia de detritus y por constituir la fuente básica de energía para el desarrollo de los microorganismos del suelo, de los cuales depende en buena medida el desarrollo de los ecosistemas edáficos. Hemos revisado también el concepto de la eficiencia en el uso del carbono para conseguir que el desarrollo ecosistémico sea el máximo por unidad de materia orgánica.

3.2. Sincronización de los flujos del ecosistema edáfico con las necesidades del cultivo. Una vez regenerado el ecosistema y, por lo tanto, aumentada la información estadística presente en el mismo, el segundo paso es el aprovechamiento de los mensajes dirigidos hacia el ecosistema edáfico desde los cultivos para conseguir que el suelo proporcione los recursos que estos necesitan en el momento apropiado. Para ello, hemos revisado los conceptos de la estequiometría ecológica y hemos visto cómo los microorganismos del suelo liberan los enzimas y metabolitos necesarios para realizar las transformaciones del entorno en respuesta a los mensajes enviados por el sistema radicular. Cuanto más preciso sea el mensaje sintético expresado por el inductor metabólico, menores recursos edáficos emplearemos para desarrollar los cultivos, facilitando el mantenimiento de la calidad del suelo como hábitat y disminuyendo la necesidad de aportar exergía externa al ecosistema.

En este capítulo hemos expuesto la hipótesis de nuestro trabajo y hemos explicado cómo, en caso de ser validada, nuestra aproximación podría resolver gran parte de los problemas planteados en el Capítulo 1 gracias a la intensificación ecológica.

- Problema planteado. Cómo podemos medir la regeneración edáfica de los suelos a partir de la eco-exergía y cómo podemos calcular la necesidad de regeneración de los mismos a partir de la evolución de la materia orgánica y de su especiación en forma abiótica (mineral y orgánica) y en forma biótica (ADN).
- Solución propuesta. Estudio de la relación entre la materia orgánica, la respiración y el ADN de los suelos. La respiración de un suelo representa la exergía que disipa para mantener su orden ecosistémico, por lo tanto,

Bibliografía

a mayor respiración, mayor es el coste exergético de mantenimiento del ecosistema y mayor es su potencial para realizar trabajo.

- Problema planteado. Cómo podemos medir el resultado de aplicar el mensaje sintetizado de forma química (inductor metabólico) para movilizar los nutrientes del suelo y conseguir una mayor sincronización entre la disponibilidad de nutrientes y las necesidades de los cultivos.
 - Solución propuesta. Hemos utilizado la germinación y el desarrollo de los cultivos para comprobar cuál es el retorno de eco-exergía en forma de biomasa en respuesta a la aplicación de los inductores metabólicos en los suelos objetos del estudio. Hemos relacionado la aplicación de los inductores con la respiración de los suelos de tal forma, que cuando aumenta la respiración tras la aplicación comprobamos que existe una mayor disposición de nutrientes para los cultivos, ya que existe una mayor cantidad de exergía que se disipa desde los suelos y que es captada por los cultivos. Hemos calculado la velocidad de liberación de los nutrientes a partir de la extracción teórica por parte de los cultivos.
4. Capítulo 4. En este capítulo hemos descrito los métodos experimentales empleados para disponer de datos que nos permitan responder a la hipótesis planteada. El diseño experimental tiene como principal originalidad la conexión entre las diferentes técnicas que van desde los métodos moleculares de extracción y cuantificación del ADN bacteriano de los suelos hasta la determinación de la producción de biomasa, pasando por el análisis de la actividad (respiración) del ecosistema edáfico. Es decir, la principal originalidad en este capítulo no son los métodos en sí mismos, sino la conexión entre ellos para evaluar correctamente si las teorías adoptadas son válidas.
- 4.1. Métodos de cuantificación de la información genética. A partir de estos métodos experimentales podemos aplicar la teoría de la información estadística en la que se apoya el conocimiento de la eco-exergía y, por lo tanto, de la termodinámica aplicada a la ecología de sistemas.
- 4.2. Método para analizar la respiración de los suelos. En la cámara de actividad metabólica de suelos, determinamos la evolución de la exergía disipada por los suelos a través de su respiración, con lo que obtenemos

datos acerca de la evolución de esta en respuesta al tratamiento que se pueden aplicar a las teorías del coste eco-exergético.

4.3. Método para la generación de biomasa. En la cámara de cultivo, podemos comprobar si el desarrollo de los ecosistemas y su inducción metabólica se traduce en la obtención de una mayor biomasa. En este caso, comprobamos si la información pragmática, a partir del desarrollo del ecosistema y de los inductores metabólicos (mensajes), tiene la influencia prevista.

A lo largo de este capítulo hemos propuesto una metodología que es aplicable a cualquier sistema suelo-planta y que, tratando los datos con el esquema propuesto por la teoría que expresaremos en la parte final del trabajo, permite determinar los aportes necesarios de exergía externa para conseguir mantener la eco-exergía en el estado inicial del ciclo de cultivo. De esta forma es posible conocer y regenerar el capital inicial del suelo para garantizar la sostenibilidad de los flujos de recursos extraídos por los cultivos.

5. Capítulo 5. En este capítulo hemos analizado la calidad estadística de los resultados experimentales obtenidos y hemos utilizado los métodos generales de regresión lineal para comprobar la correlación entre las variables seleccionadas mediante la formulación de la hipótesis planteada en el capítulo 3. Las correlaciones obtenidas son estadísticamente significativas y muestran unos coeficientes de regresión elevados para tratarse de unos sistemas altamente complejos y unos modelos lineales sencillos. Como hemos comprobado, los coeficientes de correlación disminuyen a medida que aumenta el tiempo de desarrollo de las plantas en la cámara de cultivo, hecho que explicamos fundamentalmente por la gran influencia que ejercen los cultivos sobre el suelo a través de los exudados radiculares. A medida que desarrollan su capacidad fotosintética, según el marco conceptual utilizado en este trabajo, podemos decir que cuando las plantas tienen la capacidad de enviar mensajes al suelo por sí mismas es más difícil encontrar una correlación con las propiedades del suelo sin cultivo. No es este el caso cuando analizamos las etapas de germinación, donde la capacidad de enviar mensajes al ecosistema edáfico está más limitada debido a una actividad fotosintética relativamente baja.

En la parte final del capítulo exponemos los resultados obtenidos en la aplicación de la misma estrategia de regeneración edáfica e inducción metabólica empleada en la cámara de cultivo, pero en un ensayo agronómico en condiciones reales. En este último caso, no hemos utilizado los datos agronómicos con carácter científico, sino más bien como constatación de que las prácticas propuestas y los inductores metabólicos pueden utilizarse a escala real. Los resultados obtenidos, a pesar de que nos permiten ser optimistas, necesitan ser reforzados en posteriores trabajos científicos a nivel de parcela agrícola con el objetivo de incrementar el conocimiento sobre los efectos de nuestra aproximación en condiciones reales de campo.

Tesis: Teoría general del coste ecoexergético.

La aplicación de los conceptos exergéticos de la teoría de la termodinámica ecológica, de la teoría del coste exergético y de la teoría de la información pragmática a los componentes abióticos y bióticos del ecosistema edáfico y a los flujos dentro del mismo nos ha permitido llevar a cabo un desarrollo experimental jerárquico con el que hemos determinado correlaciones entre propiedades de los suelos a escala molecular y a escala agronómica. El conocimiento generado por dicho desarrollo experimental puede ser sumado a las citadas teorías en una nueva formulación teórica susceptible de ser empleada para la gestión sostenible de la producción de biomasa al relacionarla directamente con el capital natural presente en los suelos, la cual requeriría la determinación de la cantidad de materia orgánica adecuada para la regeneración edáfica y la sincronización de flujos de materiales, energía e información. Esta nueva teoría sería aplicable únicamente a suelos que contengan una cantidad de materia orgánica dentro del mismo rango que los suelos aquí analizados.

Concretamente, vamos a utilizar las aportaciones originales de esta tesis para ampliar la teoría del coste exergético de suelos con el objetivo de predecir el comportamiento del ecosistema edáfico a través del estudio del ciclo del carbono que tiene lugar a partir de la determinación experimental aquí propuesta. La posibilidad de analizar los flujos de materia, energía e información a través de la evolución de la exergía biótica y abiótica de los compuestos que contienen

carbono se debe a que estos condensan de forma intensiva la energía (materia orgánica) y la información (ADN). El seguimiento de la evolución del carbono en los ecosistemas edáficos estudiados en la tesis se ha realizado de la siguiente manera:

1. Presencia de carbono en forma de biomasa abiótica, determinada a partir del carbono orgánico (o materia orgánica) en los suelos.
2. Presencia de carbono en forma de biomasa biótica, determinada a partir del ADN presente en los suelos y, por tanto, de la biomasa microbiana.
3. Consumo del carbono edáfico. Midiendo la cantidad de CO₂ liberada por unidad de superficie y tiempo conocemos en cada momento la evolución de la eco-exergía en el ecosistema edáfico.

Determinando el estado y la dinámica de las transformaciones del carbono en estas tres formas, y a partir de los trabajos teóricos anteriormente mencionados, hemos desarrollado unas propuestas teóricas para tratar de generalizar los resultados de este trabajo.

[Aplicación de la teoría del coste exergético para calcular la necesidad de aportes exógenos en la regeneración de los suelos.](#)

Una de las principales diferencias entre los sistemas abióticos y bióticos es lo que Roederer denomina interacciones dirigidas por fuerzas (sistemas puramente abióticos) o interacciones dirigidas por información (sistemas con presencia biótica). A diferencia de las primeras, el segundo tipo de interacciones no se debe exclusivamente a un acople energético entre los componentes del sistema, sino que la interacción también incluye la emisión o intercambio de mensajes con el propósito de influir sobre otros organismos o modificar el entorno. La energía para producir dicho cambio es imprescindible, pero es independiente a la interacción entre los componentes del sistema que interactúan entre sí. La energía para la transformación debe obtenerse desde el mismo entorno que se pretende cambiar o desde el que se pretende cambiar, sin embargo, desde nuestro punto de vista, la forma más eficiente de obtener la energía y los materiales del entorno será aquella que se haya seleccionado durante toda la evolución del ecosistema. Por todo ello, nuestra teoría del coste eco-exergético

Bibliografía

intenta recoger los aspectos que consideramos imprescindibles para un mejor aprovechamiento de los recursos naturales en la producción de biomasa y para calcular la sostenibilidad de dichos flujos:

1. Conocer el desarrollo del ecosistema en un momento dado implica conocer la potencialidad máxima de las interacciones dirigidas por información existentes entre los componentes de los ecosistemas. Es decir, cuanto más desarrollado esté el ecosistema en todas sus fases (biomasa, interacciones entre los componentes y diversidad genética) más posibilidad de que existan interacciones en base a información que permitan aprovechar al cultivo las fuentes de materiales y energía de forma eficiente. Para ello, el conocimiento de la eco-exergía del ecosistema y su variación es la propiedad fundamental a determinar en el estado inicial y final del ciclo agronómico, y así poder calcular las necesidades de regeneración.
2. Determinando cómo (mensajes) y cuándo (etapas fenológicas del cultivo) se producen los flujos de información dentro del ecosistema objeto de estudio, conseguiremos sincronizar las necesidades de los cultivos con la transformación del entorno por parte de los potenciales receptores de los mensajes. En nuestra teoría, aprovechamos dos factores relacionados con los mensajes ecosistémicos para aumentar la eficiencia de la producción de biomasa agrícola:
 - 2.1. Utilizar los mecanismos más eficientes que son aquellos que se han seleccionado y conservado en el ecosistema a lo largo de su historia. Es decir, se consume la mínima cantidad de exergía del sistema para producir el cambio programado por selección natural en la evolución del propio ecosistema. Dentro del ecosistema existe una importante fuente de exergía que es el detritus (18,7 kJ/g), propuesto por Jorgensen como estado de referencia. Esta fuente exergética es la base de sistema detritívoro y, por lo tanto, se aprovecha de una forma más eficiente cuanto mayor sea el desarrollo del ecosistema, lo que depende de las interacciones entre los compontes de la red.

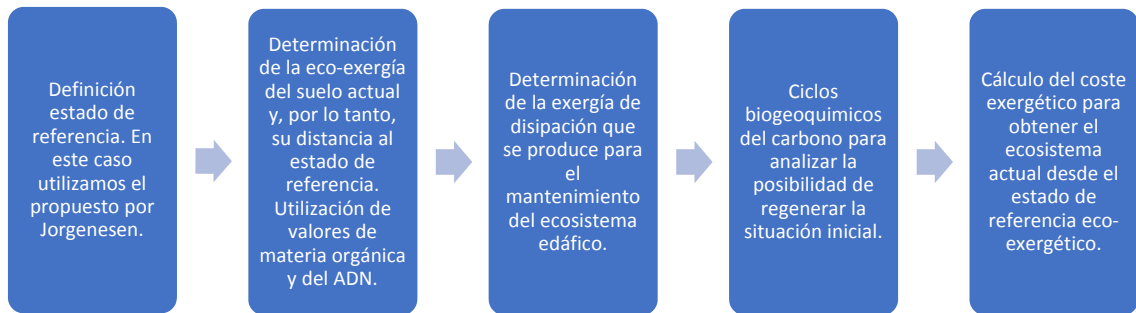
2.2. Generación de entropía que se produce dentro del ecosistema en las interacciones dirigidas por la información pragmática originada en los cultivos. En la utilización de la exergía presente en los suelos para mantener el ecosistema alejado del equilibrio, se produce una generación entrópica por el consumo de la materia orgánica en el proceso de respiración. En el modelo propuesto por Jorgensen (Jorgensen y Svirezhev, 2004), denominan como sustancia prebiosférica a aquella que tiene la misma composición que la media elemental de la biosfera, pero sin el orden o la información que contienen los sistemas vivos presentes en ella. Esta sustancia prebiosférica está compuesta por 106 mol de CO_2 + 90 mol de H_2O + 16 mol de NO_3 + 1 mol de PO_4 , estando todos los elementos en su mayor estado de oxidación, tal y como corresponde al estado de referencia para el cálculo de la eco-exergía de Jorgensen. El autor utiliza las entropías específicas molares y los pesos moleculares para calcular la entropía de 1 g de sustancia prebiosférica, obteniendo una entropía específica de 5,55 J/g K. Por lo tanto, cuando los cultivos dirigen un mensaje programado en su ADN hacia los microorganismos del suelo, estos utilizan la exergía de 1 g de biomasa para disponer de sus 18,7 kJ. Por otra parte, según el Teorema de Gouy-Stodola, la pérdida de exergía de ese mismo gramo de biomasa debida únicamente a su pérdida de orden (desde su conformación como sustancia orgánica hasta su conformación como sustancias minerales oxidadas) sería el producto de la generación entrópica de ese gramo. 5,55 J/g K multiplicados por la temperatura de referencia (como promedio se supone de 290 K) suponen 1,61 kJ de exergía que se utilizarían para aumentar la entropía del entorno a través a la descomposición de la materia orgánica en el suelo. No obstante, si se sincroniza esta liberación de exergía con las necesidades de nutrientes por parte del cultivo, los 16 moles de NO_3 y el mol de PO_4 pasarían a formar parte de nueva biomasa vegetal, por lo que cada nuevo gramo de biomasa aumentaría la eco-exergía del cultivo y el desarrollo del ecosistema. Los gramos

Bibliografía

de biomasa generados se multiplicarían por 275 (β de Jorgensen) para obtener la eco-exergía del cultivo. Por lo tanto, midiendo la generación de entropía podemos comprobar la mineralización de nutrientes como hemos visto en el capítulo 5 en el apartado de estimación de la mineralización de nitrógeno y fósforo con la cámara de actividad metabólica.

3. El conocimiento de la variación de eco-exergía que se produce durante un determinado ciclo de cultivo implica que podemos determinar la cantidad necesaria de exergía externa para regenerar el hábitat edáfico y favorecer que siga albergando los diferentes componentes y poblaciones biológicas. La pérdida de biodiversidad debida a la degradación produce una pérdida de soluciones eficientes para la transmisión de información, materiales y energía dentro del ecosistema. A partir de nuestra teoría pretendemos conocer la cantidad de materiales y exergía a introducir en el suelo para restaurar la situación original. Esta regeneración no corresponde simplemente el aumento de eco-exergía, aunque, a nivel termodinámico, esta representa a la mínima cantidad teórica que se necesita para la regeneración siguiendo un proceso reversible. No obstante, como plantearemos, los procesos reales tienen un carácter de irreversibilidad que hace que la necesidad de energía para aumentar la exergía sea mayor, lo que se denomina coste exergético. Por lo tanto, la regeneración siempre implica un mayor coste por lo que es la cantidad más justa que podemos utilizar para calcular el capital natural que nos ofrece el suelo en su estado inicial.

Para desarrollar la teoría debemos aplicar los siguientes pasos, equivalentes a los propuestos en la teoría del coste exergético de Valero (A Valero et al., 1986):



Definición del estado de referencia.

En nuestra teoría utilizamos la definición de eco-exergía como indicador de desarrollo del ecosistema edáfico, de forma que asumimos las mismas suposiciones que Jorgensen para su definición general de los ecosistemas. Por consiguiente, fijamos el estado de máxima entropía o de equilibrio termodinámico de la misma forma que él: todos los elementos inorgánicos presentes en el suelo se encuentran en sus estados de oxidación más elevados, todos los compuestos orgánicos se asocian a una única naturaleza conocida como detritus y el sistema tiene la misma presión y temperatura que su entorno.

Al utilizar esta suposición asumimos que las interacciones dirigidas por fuerzas de Roederer son despreciables frente a las interacciones guiadas por la información. Para que sea válida esta suposición, deben considerarse despreciables los efectos de las interacciones de fuerzas sobre las de la información, por lo que debemos comprobar que esta suposición sea coherente en los suelos estudiados en nuestro trabajo. Proponemos hacerlo en base a dos criterios:

1. Naturaleza de las sustancias químicas presentes en el suelo. El cálculo de la exergía de los minerales que pueden constituir un suelo lo podemos extraer del libro *Thanatia* (Valero y Valero, 2014), donde el valor de la exergía química para la corteza terrestre se calcula en

Bibliografía

3,63 kJ/mol. Con un peso molecular medio de 155,2 g/mol, tenemos un valor por cada gramo de 0,0233 kJ/g, muy alejado de los 18,7 kJ/g supuesto para el detritus. Según este orden de magnitud, cualquier suelo que contenga más de un 0,125% de materia orgánica ya tendría una mayor exergía debida a la materia orgánica que a la naturaleza mineral. En este caso también nos apoyamos en que los suelos agrícolas son suelos donde no es habitual la presencia de un determinado mineral que aumente el contenido exergético de una forma elevada, ya que, si este fuera el caso, posiblemente su valor agrícola sería menor que su valor minero.

2. Presencia de una determinada cantidad de biomasa microbiana. En su cálculo del parámetro de eco-exergía, Jorgensen (Jorgensen *et al.*, 2005) proporciona un valor mínimo para una célula de 5,8 veces el valor de la exergía de la biomasa; en el caso de las bacterias es de 8,5 veces dicho valor y en el caso de los hongos es de 61. Utilizando la relación relativamente constante según diversos autores (Bar-On *et al.*, 2018) de 60% biomasa fúngica y 40% de biomasa bacteriana en cuanto a la composición de la superficie terrestre, ponderamos con el peso el factor eco-exergético para el ADN microbiano presente en el suelo obteniendo $\beta = 40$. Por lo tanto, si utilizamos la correlación que hemos calculado en nuestro trabajo “ADN en kg por ha de cultivo = $27,84 \times \% \text{ de materia orgánica en masa del suelo}^3$ ” y aplicamos el factor corrector de ADN microbiano a biomasa microbiana de 38,6 (ver capítulo 5), encontramos que un suelo que tenga una materia orgánica de 0,125% (límite del apartado anterior), tendrá un contenido de biomasa microbiana de al menos 132 kg de biomasa microbiana por hectárea que tiene un factor de eco-exergía $\beta = 40$, por lo tanto, obtenemos un factor a multiplicar por la biomasa microbiana de 748 kJ/g de biomasa microbiana, lo que implica una influencia 32.103 veces mayor que la exergía química de los elementos minerales por cada gramo de material.

³ Esta correlación es estadísticamente significativa al 99,99% con un coeficiente de correlación de Pearson de 0,697 y el límite de confianza al 95% para el parámetro de la correlación es entre el 19,8 y 35,8, para las condiciones experimentales descritas en el presente trabajo.

Teniendo en cuenta los dos criterios anteriores, consideramos que para los suelos objeto del estudio, en los que la cantidad de materia orgánica y ADN microbiano del suelo tienen valores altos de exergía frente a la que tendrían los componentes minerales, es válida nuestra suposición.

Dicha suposición supone asignarle un papel clave a la materia orgánica sobre el buen estado de los distintos atributos del suelo (físico, químico y biológico) y sobre la aplicabilidad de nuestra teoría. En consecuencia, nos parece prudente fijar un valor máximo del 3 % de materia orgánica para la validez de nuestra teoría, correspondiendo con el valor más alto medido en los suelos de este estudio. Por lo tanto, consideramos que la aplicabilidad de las conclusiones podría generalizarse en un rango de materia orgánica desde el 0,15 hasta el 3%.

Por otra parte, en el desarrollo de esta teoría se considera que, durante las transformaciones observadas, el sistema edáfico mantiene sus condiciones en cuanto a los aspectos básicos de un hábitat como son la cantidad de agua, aire y espacio vital para los microorganismos, aspectos todos íntimamente relacionados con la estructura del suelo, y que consideramos constante en nuestro trabajo.

[Cálculo de la eco-exergía del ecosistema edáfico desde el estado de referencia.](#)

Una vez definido el estado de referencia, que corresponde al de máxima entropía para el sistema considerado en el trabajo, y asegurada la aplicabilidad del concepto de eco-exergía (desarrollado en el capítulo 2), se puede calcular la distancia entre el estado de los diferentes ecosistemas edáficos y el valor de referencia, pudiendo así valorar su desarrollo, siendo este desarrollo ecosistémico la principal contribución al capital natural de ese suelo. De modo que podemos conocer cómo afecta un ciclo de cultivo al suelo o qué efecto tendrá cualquier otra práctica agronómica sobre el desarrollo del ecosistema edáfico y, por tanto, de su capital natural.

Como hemos visto, la distancia termodinámica de un determinado estado del ecosistema respecto a la entropía máxima viene dada por el orden que contiene el sistema, que a su vez depende de la información que almacena el ecosistema respecto a la máxima incertidumbre acerca de su comportamiento existente en el equilibrio termodinámico. Según el estado de referencia que hemos definido,

Bibliografía

la diferencia viene dada por la cantidad de detritus, por la información genética que se encuentra presente en el suelo objeto de estudio, recogidas estas variables en la propiedad eco-exergía. Tomando el factor eco-exergético de 40 para el ADN microbiano ponderado con el peso microbiano relativo, evaluamos el alejamiento del promedio de los suelos objeto de estudio respecto al sistema crepuscular:

1. La cantidad promedio de materia orgánica en los suelos estudiados es de 75.149 kg/ha (ver anexo IX). Por lo que la exergía asociada a esta composición sería de: $75.149 \text{ kg/ha} \times 18,7 \text{ MJ/kg} = 1.405,7 \text{ GJ/ha}$.
2. Partiendo de los 46,9 kg de ADN por ha de promedio de los 29 suelos (ver anexo IX) y aplicando los factores correctores que hemos determinado en el capítulo 5⁴ (Bakken, 1983; Joergensen y Emmerling, 2006) obtenemos 1.995 kg de biomasa microbiana por ha. La biomasa microbiana representa un contenido de eco-exergía de: $1.995 \text{ kg/ha} \times 18,7 \text{ MJ/kg} \times 40 = 1.492,2 \text{ GJ/ha}$.
3. Por lo tanto, la exergía total de los suelos basada en los análisis de la materia orgánica y del ADN microbiano sería la suma de los 1.405,7 GJ/ha debidos al detritus más los 1.492,2 GJ/ha de los microorganismos hace un total de una eco-exergía de 2.897,8 GJ/ha. En este suelo promedio considerado, el 51,5 % de la eco-exergía se debe a la presencia de materia biótica.

Por lo tanto, podemos concluir que, en este trabajo, la distancia al equilibrio termodinámico se debe a la productividad primaria neta estabilizada como detritus o en forma de microorganismos vivos en los suelos. Como detallamos en el Capítulo 5, hemos encontrado una correlación positiva entre la materia orgánica y el ADN presente en los suelos analizados:

$$\text{ADN en kg por ha de cultivo} = 27,84 \times \% \text{ de materia orgánica en masa del suelo.}^5$$

⁴ Tomamos 6 como factor de conversión de ADN a carbono microbiano, suponemos un factor de 0,47 kg C microbiano /kg biomasa microbiana, y un 30% de materia seca.

⁵ Revisar nota al pie número 3.

Esta es una correlación estadísticamente significativa y tiene un R^2 de 0,496, por lo que podemos afirmar que, conociendo la materia orgánica de los suelos, es posible determinar de forma directa la eco-exergía de los mismos y, por lo tanto, su desarrollo como ecosistema. En definitiva, cualquier práctica agrícola que aumente el consumo de materia orgánica modifica su eco-exergía y, por lo tanto, el desarrollo ecosistémico. Realizar el cómputo eco-exergético entre el estado inicial y final tras una práctica agrícola permitirá determinar el efecto de dicha práctica sobre el capital natural.

Esta eco-exergía es la cantidad mínima teórica para alejar al ecosistema edáfico desde el estado de referencia hasta su estado actual y representaría el trabajo mínimo que se necesita para regenerar el suelo. Sin embargo, aquí no se tiene en cuenta la irreversibilidad de los procesos y la entropía para llegar hasta esos estados, por ello, si queremos valorar el capital natural de los suelos a efectos prácticos, es más conveniente calcular el coste de la regeneración en unidades de exergía externa que debemos introducir para llegar a ese nivel de eco-exergía en cada estado.

Cálculo del consumo exergético del ecosistema edáfico.

El desarrollo del ecosistema edáfico es medido a partir de su eco-exergía y, para su mantenimiento alejado del equilibrio termodinámico, es necesaria la aportación de cierta cantidad de exergía que el propio ecosistema utiliza para su mantenimiento, medible a partir de la entropía generada, y el exceso lo utilizará el ecosistema para alejarse del equilibrio, es decir para desarrollarse. Es el coste de mantenimiento del ecosistema edáfico lo que debemos calcular, para saber la exergía que se disipa en su mantenimiento y que, por lo tanto, debemos reponer. La reposición siempre será mayor que la variación de eco-exergía producida entre dos estados, ya que se debe tener en cuenta la irreversibilidad que se produce en los sistemas físicos cuando se transitan entre dos estados.

El consumo exergético viene dado por el orden que contiene el sistema de forma intrínseca, por lo que, cuanta más exergía disipe el suelo, mayor será la generación de entropía hacia el entorno. El consumo exergético para el mantenimiento del ecosistema edáfico lo hemos determinado en este trabajo a partir de la respiración basal del suelo, que nos proporciona la cantidad de

Bibliografía

entropía que se genera por cada kg de suelo y por unidad de tiempo, así como la disipación de exergía del ecosistema tras la aplicación del Teorema de Gouy-Stodola que postula que la destrucción de exergía es proporcional al producto de la temperatura de referencia por la generación de entropía dentro del sistema. Tomando nuestro modelo simplificado con el promedio de los suelos, observamos que en las condiciones de experimentación (a humedad y temperatura constante del suelo) obtenemos una respiración media de $12 \mu\text{g C-CO}_2 / \text{kg suelo} \cdot \text{minuto}$. Aplicando el modelo de la sustancia prebiosférica definido por Jorgensen (Jorgensen, S. E.; Svirezhev, 2004) , podemos calcular que el consumo de materia orgánica de composición molar definida ($106 \text{ mol de CO}_2 + 90 \text{ mol de H}_2\text{O} + 16 \text{ mol de NO}_3 + 1 \text{ mol de PO}_4$) para el suelo medio obtenemos es de $6,95 \cdot 10^{-5} \text{ g detritus/ kg suelo} \cdot \text{min}^6$. Si empleamos la entropía específica calculada de $5,55 \text{ J/g detritus K}$, determinamos una generación de entropía de $3,85 \cdot 10^{-4} \text{ J/ kg suelo} \cdot \text{min}$. Finalmente, aplicando el Teorema de Gouy-Stodola para una temperatura de 20°C (temperatura a la que se lleva a cabo nuestro experimento), obtenemos $0,11 \text{ J de exergía disipada por cada kilogramo de suelo y minuto}$, convirtiéndolo a unidades agronómicas⁷ obtenemos $790 \text{ GJ/ha año de disipación exergética hacia el entorno desde los suelos}$. Este sería el coste exergético de mantener el ecosistema lejos del equilibrio termodinámico en función de su estado de desarrollo actual, teniendo en cuenta toda la información presente en el mismo, tanto la propia información genética como la ascendencia de las interacciones entre los componentes de la red. En nuestro caso, dado que hemos encontrado una correlación entre el consumo exergético de mantenimiento del ecosistema edáfico y la generación de biomasa en el cultivo, el consumo exergético es un factor de productividad para la gestión agronómica de los ecosistemas:

⁶ Convertimos la respiración de microgramos de carbono que contiene el CO_2 a moles de CO_2 dividimos por el peso molecular del C (12 g/mol) y multiplicamos por 44 g/mol para pasar a gramos de CO_2 , y como por la composición molar la “sustancia prebiosférica” tiene $1,58 \text{ gramos}$ por cada gramo de CO_2 , obtenemos el factor de conversión desde la respiración en micro moles de C proveniente de CO_2 hasta los gr de detritus descompuesto dado por $5,79 \cdot 10^{-6} \text{ g/kg suelo y minuto}$.

⁷ Multiplicamos por la cantidad de kg de suelo por hectáreas consideradas en el trabajo $3.900.000 \text{ kilogramos}$

kg C en la planta de trigo por ha de cultivo acumulado en 10 días = 2,58 kg C en la planta de trigo por ha + 0,03 x tasa de respiración del suelo medida en μg de C emitido por kg de suelo y min.⁸

Este es el principal resultado del estudio, mediante el cual conseguimos relacionar la información contenida en los ecosistemas, medida por la exergía que disipan para mantener su orden, con la producción agrícola, evaluada de forma experimental en nuestra cámara de cultivo. También hemos comprobado cómo somos capaces de modular el consumo exergético a partir de la utilización de un inductor metabólico, produciendo un aumento de actividad en el ecosistema edáfico y, por lo tanto, incrementando la exergía disipada. En el promedio de los suelos objeto de nuestro estudio, la respiración aumenta de forma sostenida tras la aplicación del inductor metabólico hasta $32,3 \mu\text{g C-CO}_2$ /kg suelo · minuto (en el momento más alto de la respuesta a la inducción llegamos en promedio hasta $119,9 \mu\text{g C-CO}_2$ /kg suelo · minuto), lo que supone una disipación exergética de $0,296 \text{ J}$ de exergía por kg de suelo y minuto, lo que, como hemos comentado, correlaciona con una mayor producción agronómica de las plantas de trigo cultivadas en suelo inducido al cabo de 10 días. Esta correlación permite evaluar y monitorizar las prácticas agronómicas de forma continua y no intrusiva, es decir, midiendo la generación de entropía desde los suelos, podemos predecir a que velocidad estamos generando biomasa agrícola. Y, por otra parte, la posibilidad de inducir un aumento de disipación exergética desde el suelo, permite modular dicho crecimiento de biomasa agrícola.

El desarrollo del ecosistema edáfico a partir de la cadena trófica detritívora, parte de la exergía en forma de materia orgánica que entra en él y una parte la utiliza para el mantenimiento del ecosistema a través de la disipación exergética y el sobrante para el desarrollo o crecimiento del ecosistema, por lo tanto, al menos, necesitamos un aporte exergético igual a las necesidades de mantener el orden del ecosistema a través de exportar entropía al entorno. Según el estado de referencia tomado por Jorgensen (Sven E Jørgensen & Fath, 2004), deberíamos reponer todos los elementos nutricionales en la forma de máxima oxidación, no

⁸ La correlación es estadísticamente significativa al 99,99% con un coeficiente de regresión de Pearson de 0,619 y con un error estándar de 0,005 para el valor de la pendiente y un error estándar de 0,14 para la ordenada en el origen, esta correlación viene dada para las condiciones experimentales definidas en el capítulo 5.

Bibliografía

obstante, para mantener el ecosistema edáfico en su estado de desarrollo, debemos compensar todas las pérdidas de materia orgánica de los suelos que se produce en la disipación para mantener el valor de la eco-exergía y por lo tanto, el desarrollo ecosistémico.

A partir de la correlación descubierta en este trabajo⁹, podremos regenerar la materia orgánica perdida y, por lo tanto, la contribución a la eco-exergía de la parte biótica.

Teniendo en cuenta que la eco-exergía presente en el ecosistema edáfico es de 2.898,8 GJ/ha, se calcula que el 27% de la eco-exergía se disipa durante un año en un suelo desnudo bajo nuestras condiciones de estudio y el 56% de la exergía abiótica debida a la materia orgánica. Podemos concluir que trabajar con cada suelo tiene un coste de mantenimiento equivalente a la exergía que se disipa y que podemos determinarla a partir de la respiración basal. Por supuesto que este valor es mucho mayor que el observado a escala agronómica porque se calcula en nuestras condiciones de experimentación, 20 grados centígrados, humedad constante y aireación constante, circunstancias que a escala agronómica no suceden, pero que son fácilmente determinables con nuestro desarrollo experimental para cada suelo.

La posibilidad de cuantificar la eco-exergía de un suelo a partir de la materia orgánica y ADN microbiano contenidos en el mismo nos permitirá evaluar el desarrollo del ecosistema antes del inicio del ciclo de cultivo y determinar si el capital natural del suelo ha sufrido degradación por las prácticas agrícolas previas. En ese caso, podremos actuar aportando la exergía precisa para regenerarlo y establecer un suministro de beneficios ecosistémicos sostenible.

Por otra parte, la monitorización de la disipación de exergía por el ecosistema edáfico a través de la respiración permite evaluar de manera no intrusiva su desarrollo y el beneficio ecosistémico producido durante un determinado intervalo de tiempo, lo cual constituye una nueva herramienta para la intensificación ecológica, de tal forma, que podemos sincronizar el aporte de insumos exógenos y minimizar la utilización excesiva de fertilizantes minerales.

⁹ ADN en kg por ha de cultivo = 27,84 X % de materia orgánica en masa del suelo.

Ciclo biogeoquímico del carbono en el suelo.

Tal como hemos visto a lo largo del presente trabajo principalmente en el capítulo 1 y 3, las actividades humanas han impactado fuertemente en el ciclo biogeoquímico del carbono, provocando que los límites del planeta para este ciclo se encuentren en una zona del Antropoceno y no del Holoceno (es decir, desconocemos las implicaciones de vivir en un planeta bajo estas condiciones). Los flujos y la acumulación del carbono dentro de los diferentes compartimentos del planeta (litosfera, hidrosfera y atmósfera) están íntimamente relacionados con el estado de la biosfera, ya que esta es el principal constituyente de la biomasa (aproximadamente 0,45 g C por cada g de biomasa en base seca) y de los flujos de elementos dentro de los ecosistemas. Existen importantes procesos físicos y biológicos que afectan al movimiento del carbono dentro de los diferentes compartimentos, por lo que sus flujos son característicos de cada ecosistema, produciéndose importantes variaciones de magnitud en rangos que van desde los 2,03 kg C/ m² año en los bosques tropicales hasta los 0,08 kg C/m² año de los desiertos (Eldor A. Paul, 2016). En general, el ciclo del carbono a escala global viene dado por la GPP (*Gross Primary Productivity* o producción primaria bruta), que representa la cantidad de CO₂ que se fija en la biosfera, y por la NPP (*Net Primary Productivity* o productividad primaria neta), que refleja la cantidad de carbono que queda fijada cada año en forma de biomasa, donde se han restado los procesos de mantenimiento de la biosfera a partir de la respiración. La relación NPP/GPP es el valor de la eficiencia en el uso del carbono del planeta y se ha calculado que tiene un valor medio de 0,52 (Zhang *et al.*, 2009). Anualmente, 211 Gt C son fijados por los organismos fotosintéticos a partir de CO₂ y, teniendo en cuenta que se estima un pool atmosférico de 762 Gt C, el tiempo medio de retención del carbono en la atmósfera es de aproximadamente de 3,61 años. El stock de carbono en los suelos se estima en 3.051 Gt C en los 3 primeros metros de la litosfera, pudiéndose encontrar variaciones de los tiempos medios de retención entre los 22 años para los suelos tropicales y los 144 años para los suelos de los desiertos (Eldor A. Paul, 2016). El ciclo del C en la biosfera es relativamente rápido y es posible estudiarlo de forma exhaustiva como habitual se conoce debido a que se identifica como el principal origen del cambio climático.

Bibliografía

En nuestro modelo, existe un ciclo biogeoquímico muy definido para el carbono, ya que es el componente fundamental de la materia orgánica de los suelos, que a su vez define el contenido eco-exergético de los mismos. Adicionalmente, comprobamos la dinámica del ciclo del carbono en cuanto a la transición de este elemento desde las formas condensadas en su forma mineral (CO_2), hacia formas condensadas de exergía (materia orgánica en el suelo) y las formas condensadas en información (ADN para el cálculo eco-exergético).

Cálculo del coste exergético para la recuperación de la eco-exergía.

A continuación, proponemos una metodología para regenerar el estado inicial del ecosistema reintroduciendo la exergía consumida bajo las diferentes prácticas empleadas en la minimización de las restricciones del suelo como hábitat, de manera que se pueda mantener el capital natural en los sucesivos ciclos de cosecha. En primer lugar, debemos tener en cuenta que la materia orgánica de los suelos es la base de toda la cadena detritívora y, por consiguiente, de la red ecológica que forma el ecosistema edáfico. Asimismo, la capacidad de almacenamiento de carbono de un suelo (C.S.E.) es una propiedad ecosistémica, es decir, depende de la estructura e interacción de todo el ecosistema y está estrechamente relacionada con la eficiencia en el uso del carbono (C.U.E). Como hemos visto en el Capítulo 3, que el carbono introducido en los suelos se mantenga como materia orgánica abiótica o biótica depende de la estequiometría ecológica y de la calidad de un suelo como hábitat. Nosotros proponemos en este trabajo que la capacidad de almacenamiento de carbono de un suelo está relacionada con la exergía que se disipa en condiciones de no restricción de materia orgánica, condiciones que en nuestra experimentación alcanzamos por la adición del inductor metabólico. Es decir, cuando aplicamos un inductor metabólico a un suelo eliminamos la restricción de carbono orgánico a corto plazo y, en función de la cinética de consumo de la exergía tras la aplicación, podemos deducir la eficiencia en el uso del carbono de cada ecosistema edáfico, y, por lo tanto, la aportación de materia orgánica fresca necesaria para reconstituir la materia orgánica edáfica inicial del ciclo agronómico.

A nivel experimental, la capacidad sostenida o constante del ecosistema de consumir materia orgánica y crear nueva biomasa, productos orgánicos de

origen microbiano y materia orgánica degradada se corresponde con la respiración basal post-inducción en el ensayo de actividad metabólica. Esta es la respiración que se alcanza tras la relajación del pico máximo de respiración que aparece en todos los experimentos después de aplicar el inductor metabólico (ver anexo II). En nuestra experimentación, la cantidad de inductor introducida es despreciable frente a la materia orgánica presente en el suelo (menos del 1%), por lo que la respiración post-inducción, es el máximo consumo de materia orgánica que alcanzamos de forma sostenida (y menor eficiencia en el uso del carbono), coincidiendo con la máxima irreversibilidad en dicho consumo dentro de los procesos conocidos en un ecosistema particular. Consideramos que este es el valor más restrictivo para el cálculo del coste exergético y se relaciona directamente con la calidad del suelo como hábitat para el desarrollo de los ecosistemas.

La relación entre la exergía disipada post-inducción calculada a partir de la respiración, frente a la disipación de exergía basal inicial (sin aplicación de inductor metabólico) permite calcular el coste exergético del desarrollo del ecosistema frente a una situación de mantenimiento (disipación de exergía basal), tal y como se muestra en el Anexo IX de propiedades ecosistémicas. Esta es la cantidad de irreversibilidad que asumimos que se crearía al intentar desarrollar el ecosistema desde un estado de referencia dado de máxima entropía. Multiplicando el factor de coste exergético para el desarrollo del ecosistema frente al coste mantenimiento de la eco-exergía actual (medido por la disipación exergética basal), podemos calcular la exergía equivalente que deberíamos introducir para compensar dicho coste. Además, como hemos visto que la exergía disipada se relaciona con la provisión de beneficio ecosistémico, podemos deducir el beneficio perdido por no aprovechar esa disipación para la producción de biomasa, aunque debemos tener en cuenta, que está es la irreversibilidad inherente en la creación del ecosistema edáfico.

Si el coste exergético de reposición lo multiplicamos por la eco-exergía que contiene el ecosistema edáfico, podemos calcular el bonus del suelo en número de veces la exergía que necesitamos con respecto a la eco-exergía del suelo. Al utilizar la eco-exergía como el valor de normalización para el coste exergético del desarrollo del ecosistema, asumimos que las formas bióticas realizarán el

Bibliografía

trabajo para regenerar el ecosistema edáfico, mientras que, si solo utilizásemos la exergía abiótica del suelo, propondríamos un bonus exergético bastante menor, y estaríamos despreciando la necesidad de desarrollo del propio ecosistema edáfico.

Al tomar el promedio de los suelos estudiados en este trabajo, comprobamos que el coste exergético de regeneración en unidades de eco-exergía es de 4,1 veces el coste de mantenimiento (ver anexo IX), es decir, las necesidades de exergía contenida en materia orgánica para regenerar el suelo desde el valor de equilibrio termodinámico hasta el desarrollo del ecosistema edáfico serían de 11.881,8 GJ/ha¹⁰. Teniendo en cuenta que la exergía de la biomasa (o detritus) es de aproximadamente 18,7 MJ/kg, el equivalente del bonus de la eco-exergía en biomasa de cultivo sería de aproximadamente 635.390 kg, que convertido en materia orgánica del suelo y posteriormente transformada gracias al ecosistema edáfico convertiría una eco-exergía de 2.898,8 GJ/ha. Como hemos visto en el Capítulo 3, para obtener 580.037 kg de biomasa cosechada necesitamos 258.299 GJ/ha de exergía solar; si tenemos en cuenta que la radiación solar fotosintéticamente activa promedio por hectárea y año es de 25.600 GJ/ha año (Ringsmuth *et al.*, 2016), se necesitarían 10,08 años de captación de toda la exergía solar fotosintéticamente activa que llega a una hectárea de cultivo en forma de biomasa. Una vez formada esta biomasa, suponemos que el ecosistema edáfico la utiliza de forma íntegra como input para la cadena detritívora, y así se desarrolla desde el estado de referencia de Jorgensen hasta el valor actual definido por la eco-exergía actual del suelo.

Recordamos que este coste exergético en unidades de eco-exergía va relacionado a un estado de referencia dado por Jorgensen y tiene la importante suposición de que todas las propiedades (físicas, químicas y biológicas) se deben a la influencia de la materia orgánica presente en los suelos, así como que toda la regeneración se realiza a humedad, temperatura y aireación constante, condiciones que no se dan en las condiciones agronómicas reales, pero que están en el mismo orden de magnitud que algunos autores proponen como valores observados (Rattan Lal, 2016). Como hemos visto en el Capítulo

¹⁰ Tomando la eco-exergía media de los suelos de 2.898 GJ/ha y multiplicando por el factor del coste eco-exergético por unidad de eco-exergía de 4,1.

2, la creación de un solo centímetro de suelo desde la roca madre puede llevar hasta 50 años, por lo que el valor de 10 años de regeneración de la materia orgánica de los suelos puede parecer poco tiempo. No obstante, si tenemos en cuenta que según autores como Six y colaboradores (Six *et al.*, 2002) un suelo natural puede perder la mitad de la materia orgánica en 10 años de cultivo, los resultados aquí obtenidos son congruentes con los valores obtenidos en la bibliografía. Por lo tanto, consideramos que esta aproximación basada en medidas experimentales en cada suelo, puede proporcionar información valiosa al respecto de la capacidad de regeneración de los suelos, y, por consiguiente, para fijar el capital natural y la máxima cantidad de flujo ecosistémico a obtener de forma sostenible.

Aplicaciones de la teoría del coste exergético para la regeneración de los suelos.

A partir de las técnicas experimentales que en este trabajo hemos presentado, podemos desarrollar una evaluación del capital natural de un suelo antes y después de un ciclo de cultivo y determinar la materia orgánica exógena que es necesario aportar para regenerar la situación inicial. A lo largo de la tesis hemos expuesto y justificado la necesidad de la regeneración edáfica para conseguir la indispensable intensificación ecológica de la agricultura. Finalmente, hemos desarrollado una teoría que puede permitir, a partir del análisis del ADN presente en el suelo y de la generación de CO₂ antes y después de la introducción de un inductor metabólico, valorar de una forma integral la evolución de la eco-exergía del suelo y actuar de forma sostenible sobre el ecosistema edáfico a lo largo de sucesivos ciclos de cultivo.

Por otra parte, la monitorización de la disipación de exergía y del desarrollo del ecosistema mediante la eco-exergía nos permite determinar si el ecosistema se encuentra cerca de su máximo desarrollo. Tal y como postula la teoría termodinámica de los sistemas ecológicos (S. E. Jorgensen, 2012), en sus primeras etapas de desarrollo, los ecosistemas tienen poca eco-exergía, sin embargo, el incremento de la respiración por cada ganancia de eco-exergía es exponencial, hasta que se llega a un segundo nivel de desarrollo en el que se crean interacciones y se estabiliza la biomasa dentro de ellos. Por lo tanto, a partir de la respuesta al inductor metabólico, podemos determinar si el ecosistema edáfico se encuentra en una fase muy evolucionada de su desarrollo,

Bibliografía

en la que la regeneración supondrá un bajo coste exergético, debido a que la disipación sostenida post-inducción y la disipación inicial serán similares, produciéndose un aumento relativamente pequeño tras la inducción, en cuyo caso solo deberemos reintroducir el coste exergético de mantenimiento.

En este trabajo se ha utilizado un inductor metabólico específico desarrollado por Fertinagro Biotech S.L., no obstante, el procedimiento aquí desarrollado es generalizable, ya que puede ser utilizado con cualquier sustancia orgánica que provoque una respuesta lo suficientemente rápida como para poder hacer un tratamiento de datos similar al nuestro. El inductor metabólico aplicado en este trabajo produce un gran aumento de la actividad por parte de los microorganismos del sistema edáfico, por lo que la productividad obtenida por unidad másica de inductor metabólico es superior a cualquier otro testado.

Por último, la medición de la exergía disipada de forma no intrusiva y continua, así como las correlaciones obtenidas que relacionan la exergía disipada con la producción agrícola, nos permiten predecir la posibilidad de sincronización suelo-cultivo. Dado que a partir de la disipación de exergía de los suelos se puede conocer la mineralización de los nutrientes es posible, considerando también las condiciones agroclimáticas, modular mediante tratamientos específicos la respiración de los suelos para sincronizar la liberación de nutrientes con las necesidades fenológicas de los cultivos.

Conclusiones.

Este trabajo ha proporcionado una serie de observaciones que nos ha permitido aceptar la hipótesis que nos planteábamos al inicio del trabajo, la demostración de la validez de la hipótesis, nos ha permitido además adquirir un mayor conocimiento sobre cómo obtener mayores beneficios ecosistémicos minimizando el uso del capital natural de los suelos a partir de la intensificación ecológica. El presente trabajo concluye con una compilación de los temas donde consideramos que hemos aumentado el conocimiento existente:

1. Hemos demostrado que el desarrollo de un ecosistema edáfico, medido a partir de la exergía que disipa para su mantenimiento, implica un aumento de beneficio ecosistémico en forma de aprovisionamiento de biomasa.

Concretamente, existe una correlación positiva entre la respiración de los suelos y la cantidad de biomasa generada en los cultivos que se desarrollan en este. Dicha correlación es estadísticamente significativa para los suelos bajos de materia orgánica (menor al 3 %) y muestra un coeficiente de correlación elevado en los estadios de germinación del cultivo de trigo.

2. Hemos demostrado que el desarrollo de los ecosistemas edáficos se puede calcular a partir de la respiración de los suelos, por lo que la exergía disipada nos permite conocer el estado de desarrollo del ecosistema edáfico. Existe una correlación entre la velocidad de crecimiento de la disipación exergética y el ADN de los suelos obtenido tras un periodo de 7 días.
3. Hemos demostrado que es posible modular el comportamiento del ecosistema edáfico utilizando determinadas formulaciones que aumentan su actividad y favorecen la puesta en marcha de procesos de transformación de los nutrientes en los que aumenta la disponibilidad de estos para los cultivos, proporcionando así un aumento de productividad de las superficies agrícolas. Estos procesos de transformación son desencadenados por la presencia de información pragmática en forma de inductores metabólicos, los cuales mimetizan los mensajes enviados desde los cultivos hacia el ecosistema edáfico.
4. Hemos comprobado como la aplicación de los inductores metabólicos aumenta de forma exponencial la respiración de los suelos en un plazo de tiempo corto, lo que sugiere un incremento en los flujos metabólicos y de interacción entre los componentes del ecosistema edáfico, y adicionalmente, una liberación de los nutrientes presentes en la materia orgánica de los suelos, principalmente nitrógeno y fósforo, predecible a partir de la estequiometría ecológica del ecosistema edáfico.
5. Hemos propuesto que los datos del presente trabajo sugieren que el aumento de la actividad del ecosistema se ve reflejado en una mayor generación de entropía en el entorno debida a la disipación de exergía y que, por lo tanto, es esta exergía la que favorece una mayor disponibilidad de recursos para los cultivos y una mayor producción de biomasa.
6. Hemos demostrado que cada ecosistema edáfico responde de forma diferente a la aplicación del mismo inductor metabólico. Por lo tanto, la respuesta es característica de cada ecosistema y refleja su calidad como

Bibliografía

- hábitat, así como la cantidad de restricciones que ofrece para el desarrollo del ecosistema. La velocidad de incremento de la respiración de los suelos y la cantidad de ADN generada en un tiempo determinado están relacionadas.
7. Hemos comprobado que la utilización de la estrategia de fertilización propuesta por este trabajo que se resume en una primera etapa de regeneración edáfica, y una segunda de inducir a que el ecosistema aumente su disipación exergética, es escalable a escala agronómica y que los resultados obtenidos en un ensayo a esta escala, ofrecen resultados coherentes con los comprobados científicamente a la escala utilizada en el presente trabajo.
 8. Hemos propuesto una ampliación de la teoría del coste exergético de Valero para el cálculo del capital natural aplicable a los suelos, a partir de la evolución de la exergía que disipan para su mantenimiento alejados del equilibrio termodinámico.

Perspectivas e implicaciones.

La aceptación de la hipótesis de trabajo, nos permite afirmar que hemos conexionado diferentes teorías existentes para crear un nuevo corpus teórico que podemos englobar con el nombre de termodinámica ecológica de los suelos. Esta teoría validada para las condiciones del presente trabajo nos permite extrapolar algunas implicaciones prácticas, siempre desde el conocimiento adquirido y, por lo tanto, con las limitaciones reseñadas en el desarrollo del presente trabajo marcadas por las suposiciones de los modelos y por las limitaciones experimentales reseñadas. Como hemos visto al principio del trabajo, la utilización de una nueva tecnología en la que minimizar el impacto de la producción agrícola sobre los límites del planeta, es un punto central para conseguir los objetivos de desarrollo sostenible, ya que permitirá la implantación de la bioeconomía 2.0 sin los efectos adversos actuales, y, por lo tanto, evitar el uso de recursos fósiles no renovables en algunos sectores económicos. Esta nueva tecnología, en nuestra opinión, debe basarse en los suelos y en los ecosistemas que alberga como sustitución a la tecnología actual que, aunque se ha mostrado eficaz al no incrementar sustancialmente la superficie agrícola, ha

originado importantes tensiones en cuanto a impactos sobre el planeta, sobre todo, en los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo, y, por consiguiente, ha traspasado la producción de un flujo renovable (biomasa) a otros no renovables como gas natural, petróleo y roca fosfórica principalmente.

En este trabajo hemos demostrado que es posible acceder de una forma controlada a la gran cantidad de trabajo para modificar el entorno que contienen los ecosistemas. Esta capacidad de trabajo la hemos podido cuantificar con la eco-exergía del ecosistema, en el suelo modelo del estudio (promedio de todos los suelos), la contribución debida a la presencia de materia biótica es de un 51,5% aproximadamente 1.500 GJ/ha, equivalente a unos 36.000 litros de gasoil por cada hectárea, lo que implica que podemos acceder de forma controlada a una gran cantidad de trabajo. A lo largo de la historia, esta exergía se ha venido utilizando de forma no sostenible según las leyes de Daly que hemos revisado, como hemos mencionado, se han emitido 456 Gt de C presente en los suelos debido a la agricultura desde el 8.000 antes de cristo hasta nuestros días, lo que se traduce en una pérdida de 1.000 Gt de materia orgánica de los suelos, el equivalente a más de 90 años de consumo actual de combustibles fósiles, muy por encima a la velocidad de regeneración debido a la entrada de materia orgánica a los suelos agrícolas. La tecnología que debemos adoptar en el futuro para garantizar la bioeconomía 2.0 debe ser sostenible, por lo tanto, debemos igualar la velocidad de regeneración a la velocidad de consumo de este recurso renovable. El desarrollo de una tecnología implica partir de un conjunto de conocimientos ordenados de forma científica para desarrollar un conjunto de actividades o procedimientos para conseguir el resultado buscado.

El asegurar la sostenibilidad de la nueva tecnología ha hecho que debamos adquirir un mayor conocimiento sobre como relacionar el consumo de materia orgánica de los suelos con la productividad agrícola, para ello, debemos revisar todos los integrantes del sistema complejo involucrados en el consumo y regeneración de este recurso presente en los suelos.

Lógicamente, para adquirir conocimiento, en primer lugar, hay que revisar el existente a partir de los conocimientos teóricos existentes hemos podido relacionar la velocidad de regeneración de la materia orgánica de los suelos con

Bibliografía

su consumo en la producción agrícola, todo ello basado en la termodinámica clásica y de la termodinámica de la información, o bien aplicada a los sistemas bióticos (termodinámica ecológica) o a los sistemas abióticos (teoría del coste exergético). Estos conocimientos teóricos previos junto con la necesidad de responder a las preguntas previas de como determinar la generación y consumo del recurso renovables de materia orgánica en los suelos, en definitiva, su capital natural, ha permitido que desarrollemos un método experimental para poder responder a estas preguntas y, por lo tanto, adquirir nueva información y convertirla en nuevo conocimiento. Es por ello que podemos concluir que hemos generado un nuevo conocimiento al respecto de la sostenibilidad en el uso del capital natural del suelo, que nos ha permitido desarrollar dos técnicas para incrementar la sostenibilidad en el uso de los suelos como capital natural:

1. Método experimental y teoría para calcular la velocidad de regeneración del capital natural de los suelos. A partir de la medición de la entropía generada y del ADN existente antes y después de la utilización de un inductor metabólico, podemos determinar la máxima velocidad de regeneración de un suelo dado, para una materia orgánica determinada. Es decir, con este desarrollo podemos basarnos en un método cuantitativo para conocer cómo se desarrolla el ecosistema del suelo, a partir de su capital natural (suelo como hábitat) y de la respuesta a la exergía introducida en el mismo. Este procedimiento nos permite catalogar el capital natural de los suelos, y las diferentes prácticas agronómicas en función del impacto que podemos medir a partir de su tasa de respiración o de generación entrópica para mantenerse alejado del equilibrio termodinámico. Por lo tanto, este conocimiento adquirido permite responder a la primera cuestión clave para la sostenibilidad, ¿A qué velocidad se regenera el capital natural de los suelos? La velocidad de máxima regeneración vendrá dada por la productividad neta primaria de cada explotación, si utilizamos el valor medio para cultivos de $0,48 \text{ kg C/m}^2 \text{ año}$ (Eldor A. Paul, 2016), tenemos que la productividad media sería de aproximadamente 10.000 kg de materia orgánica por hectárea y año, por lo que suponiendo un rendimiento a cosecha medio del 30%, quedaría sobre unos 7.000 kg de biomasa para regenerar los suelos que en exergía

sería de unos 130 GJ/ha año, por lo tanto, en estas condiciones el suelo medio del estudio solo podría disipar 31,7 GJ/ha año para que pudiera regenerarse con esa entrada de biomasa anual¹¹, ya que esta es la cantidad máxima de flujo renovable de biomasa que puede entrar. Adicionalmente debemos restituir los elementos fertilizantes extraídos por los cultivos a partir del rendimiento de la cosecha, es decir el nitrógeno o el fósforo que exportemos a partir del grano de cereal, por ejemplo.

2. Método experimental para el diseño de productos, y procedimiento para modular y monitorizar la producción de biomasa a través de la medición de la generación de entropía desde los suelos. Con este procedimiento podemos controlar el consumo de exergía desde los suelos, ya que existe un mecanismo de estímulo respuesta a la aplicación del inductor metabólico, como hemos visto, se produce la transformación como consecuencia del mensaje. En el suelo modelo del trabajo, aumentamos de forma sostenida durante 10 días, 4,1 veces la velocidad de disipación exergética basal, por lo tanto, por la ecuación empírica obtenida en este trabajo, aumentamos 0,84¹² veces la producción agrícola a los 10 días después de la germinación de trigo. En el presente trabajo hemos utilizado un inductor metabólico como base para todos los suelos, no obstante, el presente trabajo define una técnica para el diseño de inductores metabólicos para cada suelo en función de su estequiometría ecológica del suelo y de las transformaciones que se quieran producir (liberar fósforo, mineralizar nitrógeno, fijación biológica de nitrógeno, etc.) se pueden diseñar diferentes inductores metabólicos y comprobar su respuesta de la misma forma experimental realizada en el presente trabajo, pero esta vez, fijando un suelo y modificando los inductores para calcular la respuesta del suelo a los diferentes inductores. Por otra parte, la mayor productividad conseguida por el aumento de respiración, no está influenciada por la introducción de unidades externas de elementos fertilizantes (N y P principalmente), sino por la sincronización entre las

¹¹ Como hemos visto las condiciones de experimentación, son muy intensivas, aireación constante con un flujo de aire de unos 100 ml/min muy lejos de la aireación natural, y humedad constante y 22°C, esta es la razón que explica la discrepancia en los órdenes de magnitud entre la escala laboratorio y la escala agronómica.

¹² $kg\ C\ en\ la\ planta\ de\ trigo\ por\ ha\ de\ cultivo\ acumulado\ en\ 10\ días = 2,58\ kg\ C\ en\ la\ planta\ de\ trigo\ por\ ha + 0,03 \times tasa\ de\ respiración\ del\ suelo\ medida\ en\ \mu g\ de\ C\ emitido\ por\ kg\ de\ suelo\ y\ min.$

Bibliografía

necesidades del cultivo y la puesta en disposición para los mismos por parte del ecosistema edáfico a través del aumento de actividad metabólica. Por lo tanto, la sincronización permite aumentar de forma drástica la eficiencia en el uso de los fertilizantes, sin ser significativo estadísticamente hemos encontrado incrementos de eficiencia en el uso del nitrógeno del 111% y de un 371% para el caso del fósforo en el ensayo a escala agronómica, no obstante, volvemos a reiterar que estos datos deben ser confirmados a través de diseños experimentales más robustos a escala agronómica.

Por lo tanto, consideramos que hemos desarrollado en este trabajo unas técnicas basadas en conocimiento teórico, que pueden permitir cuantificar las diferentes prácticas agronómicas en función de su impacto sobre el capital natural del suelo, y de esta forma, tener un nuevo punto de vista que nos permita disponer de más información para la gestión de la sostenibilidad de los flujos ecosistémicos desde los suelos.

Por todo ello, podemos concluir que como queríamos demostrar, es posible minimizar el impacto ambiental de la producción de biomasa en los agroecosistemas a través de la intensificación ecológica. Para ello es necesario, por un lado, determinar el estado de desarrollo del ecosistema edáfico a partir del ADN y de la materia orgánica presente, y, por otro, incidir en el comportamiento del ecosistema a partir de las señales químicas, análogas a las emitidas por los cultivos en forma de exudados radiculares, para modular y sincronizar las transformaciones del suelo con las necesidades nutricionales de los cultivos, minimizando de esta forma las aplicaciones de fertilizantes con una menor eficiencia y con potencial contaminante.

Bibliografía.

- Adami, C. (2016). Opinion piece What is information? †. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, *A 374*. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0230>
- Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma*, *262*, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., & Guo, W. (2015). Adsorptive removal of antibiotics from water and wastewater: Progress and challenges. *The Science of the Total Environment*, *532*, 112–126. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.130>
- Alexandratos, N., & Bruinsma, J. (2012). *The 2012 Revision World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision*. FAO.
- Anderson, & Domsch, K. H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, *22*(2), 215–255.
- Anderson, P., Nguyen, Q. T., Inoue, A., Stertz, S., Koenig, R., Pellicchia, M., ... Sumit, K. (2015). A draft map of the human proteome., *1*(2), 98–109. <https://doi.org/10.1021/id500022h.A>
- Anderson, T. H., & Martens, R. (2013). DNA determinations during growth of soil microbial biomasses. *Soil Biology and Biochemistry*, *57*, 487–495. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.031>
- Arshad, M. A., & Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems, *88*, 153–160. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(01\)00252-3](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00252-3)
- Asimov, I. (1974). *Asimov on chemistry*. Doubleday.
- Ausubel, J. H., Wernick, I. K., & Waggoner, P. E. (2013). Peak Farmland and the Prospect for Land Sparing. *Population and Development Review*, *38*(SUPPL.1), 221–242. <https://doi.org/10.1111/j.1728-4457.2013.00561.x>
- Ayers, J. (2017). *Sustainability: An environmental Science Perspective*. (CRC Press, Ed.).
- Badri, D. V., Chaparro, J. M., Zhang, R., Shen, Q., & Vivanco, J. M. (2013). Application of natural blends of phytochemicals derived from the root exudates of arabidopsis to the soil reveal that phenolic-related compounds predominantly modulate the soil microbiome. *Journal of Biological Chemistry*, *288*(7), 4502–4512. <https://doi.org/10.1074/jbc.M112.433300>
- Badri, D. V., & Vivanco, J. M. (2009). Regulation and function of root exudates. *Plant, Cell and Environment*, *32*(6), 666–681. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.01926.x>
- Bakken, L. (1983). *Buoyant Densities and Dry-Matter Contents of Microorganisms: Conversion of a Measured Biovolume into Biomass*.
- Banwart, S. (2011). Save our soils. *Nature*, *474*(7350), 151–152. <https://doi.org/10.1038/474151a>
- Bar-On, Y. M., Phillips, R., & Milo, R. (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(25), 6506–6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>
- Bardgett, R. D., Bowman, W. D., Kaufmann, R., & Schmidt, S. K. (2005). A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, *20*(11), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.08.005>
- Bardgett, R. D., & Van Der Putten, W. H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, *515*(7528), 505–511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Bargaz, A., Lyamlouli, K., Chtouki, M., Zeroual, Y., & Dhiba, D. (2018). Soil Microbial Resources for Improving Fertilizers Efficiency in an Integrated Plant Nutrient Management System. *Frontiers in Microbiology*, *9*(July). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01606>
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., & García, C. (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, *147*(3–4), 159–171.

Bibliografía

- <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Baveye, P. C., Baveye, J., & Gowdy, J. (2016). Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4(June), 1–49. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>
- Ben-Naim, A. (2007). *No Title Entropy demystified*. (W. Scientific, Ed.).
- Bentsen, N. (2014). Agricultural residues production and potentials for energy and material services. *Progress in Energy and Combustion Science*.
- Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bewley, J. D. (1997). Seed Germination and Dormancy. *The Plant Cell Online*, 9(7), 1055–1066. <https://doi.org/10.1105/tpc.9.7.1055>
- BiomassFutures, Elbersen, B., Startisky, I., Hengeveld, G., Schelhaas, M.-J., & Naeff, H. (2012). Atlas of EU biomass potentials. *Biomass Futures De*.
- Blagodatskaya, E., Blagodatsky, S., Anderson, T. H., & Kuzyakov, Y. (2014). Microbial growth and carbon use efficiency in the rhizosphere and root-free soil. *PLoS ONE*, 9(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093282>
- Blagodatskaya, E., & Kuzyakov, Y. (2013a). Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology and Biochemistry*, 67, 192–211. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>
- Blagodatskaya, E., & Kuzyakov, Y. (2013b). Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology and Biochemistry*, 67, 192–211. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>
- Bloem, E., Albiñ, A., Elving, J., Hermann, L., Lehmann, L., Sarvi, M., ... Ylivainio, K. (2017). Contamination of organic nutrient sources with potentially toxic elements, antibiotics and pathogen microorganisms in relation to P fertilizer potential and treatment options for the production of sustainable fertilizers: A review. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.274>
- Bogaard, A., Fraser, R., Heaton, T. H. E., Wallace, M., Vaiglova, P., Charles, M., ... Stephan, E. (2013). Crop manuring and intensive land management by Europe’s first farmers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(31), 12589–12594. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305918110>
- Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W., & Billen, G. (n.d.). Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. <https://doi.org/10.1029/2009GB003576>
- Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W., Lassaletta, L., Van Apeldoorn, D. F., Van Grinsven, H. J. M., Zhang, J., & Ittersum Van, M. K. (2017). Lessons from temporal and spatial patterns in global use of N and P fertilizer on cropland. *Scientific Reports*, 7(December 2016), 1–11. <https://doi.org/10.1038/srep40366>
- Bradford, M. A., Keiser, A. D., Davies, C. A., Mersmann, C. A., & Strickland, M. S. (2013). Empirical evidence that soil carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth. *Biogeochemistry*, 113(1–3), 271–281. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9822-0>
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). *The nature and properties of soils* (15th ed.). London: Pearson.
- Brentrup, F. (2017). Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions, (October 2016).
- Brevik, E. C., & Hartemink, A. E. (2010). Early soil knowledge and the birth and development of soil science. *Catena*, 83(1), 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.06.011>

- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Brown, M. T., Odum, H. T., & Jorgensen, S. E. (2004). Energy hierarchy and transformity in the universe. *Ecological Modelling*, 178(1–2), 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.12.002>
- Brussaard, L., de Ruiter, P. C., & Brown, G. G. (2007). Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(3), 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.013>
- Buckwell, A., Uhre, A. N., Annabelle, W., Jana, P., Blum, W., Schiefer, J., ... Haber, W. (2014). Sustainable Intensification of European Agriculture A review sponsored by the RISE Foundation The. *RISE Foundation*, 98. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1997.tb00699.x>
- Bullerjahn, G. S., Wilhelm, S., Van De Waal, D. B., Elser, J. J., Martiny, A. C., Sterner, R. W., & Cotner, J. B. (2018). Editorial: Progress in Ecological Stoichiometry. *Frontiers in Microbiology | Www.Frontiersin.Org*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01957>
- Burns, R. G., DeForest, J. L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R. L., Stromberger, M. E., Wallenstein, M. D., ... Zoppini, A. (2013). Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 216–234. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>
- Canellas, L. P., & Olivares, F. L. (2014). Physiological responses to humic substances as plant growth promoter. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 1(1), 1–11. <https://doi.org/10.1186/2196-5641-1-3>
- Cardoso, E. J. B. N., Vasconcellos, R. L. F., Bini, D., Miyauchi, M. Y. H., Santos, C. A. dos, Alves, P. R. L., ... Nogueira, M. A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*, 70(4), 274–289. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009>
- Carter, M. R., & Gregorich, E. G. (2007). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. *Canadian Society of Soil Science*. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0018br>
- Carus, M. (2017). Sustainable biomass potential for food , feed , bio-based materials , bioenergy and biofuels A global analysis of biomass supply and demand by 2050, (May).
- Carvalho, L. C., Dennis, P. G., Fedoseyenko, D., Hajirezaei, M. R., Borriss, R., & Von Wirén, N. (2011). Root exudation of sugars, amino acids, and organic acids by maize as affected by nitrogen, phosphorus, potassium, and iron deficiency. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174(1), 3–11. <https://doi.org/10.1002/jpln.201000085>
- Cease, A. J., & Elser, J. J. (2013). Biological Stoichiometry | Learn Science at Scitable. Retrieved November 7, 2018, from <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/biological-stoichiometry-102248897>
- Chapin, F. S. Eviner, V. T. (2014). *Treatise on Geochemistry*. (K. . H. H. Turekian, Ed.) (2nd ed.). Elsevier.
- Chen, Y., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Singh, B., & Cayuela, M. L. (2018). The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: a meta-analysis and review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 111(2–3), 103–125. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9903-5>
- Connor, D. J., Loomis, R., & Cassman, K. G. (2012). *Agricultural systems. Crop Ecology: Productivity and Management in Agricultural Systems*. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.03.006>
- Cordell, D., Drangert, J. O., & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Coskun, D., Britto, D. T., Shi, W., & Kronzucker, H. J. (2017). How Plant Root Exudates Shape

Bibliografía

- the Nitrogen Cycle. *Trends in Plant Science*, 22(8), 661–673. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.05.004>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... van den Belt, M. (1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Cropper, A., Mooney, H. A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., ... Whyte, A. (2005). Estamos gastando más de lo que poseemos. Capital Natural y Bienestar Humano, Europa. Retrieved from <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.440.aspx.pdf>
- Curtis, T. P., Sloan, W. T., & Scannell, J. W. (2002). Estimating prokaryotic diversity and its limits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(16), 10494–10499. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(02\)61481-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(02)61481-3)
- Daly, H. E. (1990). Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics*, 2(1), 1–6. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(90\)90010-R](https://doi.org/10.1016/0921-8009(90)90010-R)
- der Velde, van M. (n.d.). Biomass production, supply, uses and flows in the European Union, 2018.
- Diacono, M., & Montemurro, F. (2010). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(2), 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Diamond, J. (2005). *Collapse: How societies choose to fail or succeed*. (Viking, Ed.).
- Diaz-Chavez, R., Morese, M. M., Colangeli, M., Fallot, A., Moraes, M. A., Olényi, S., ... Mapako, M. (2015). *Bioenergy & Sustainability: bridging the gaps*. *Bioenergy & Sustainability: bridging the gaps*.
- Dijkstra, P., Salpas, E., Fairbanks, D., Miller, E. B., Hagerty, S. B., van Groenigen, K. J., ... Schwartz, E. (2015). High carbon use efficiency in soil microbial communities is related to balanced growth, not storage compound synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*, 89, 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.021>
- Dodd, R. J., & Sharpley, A. N. (2015). Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 12 pages. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.001>
- Dominati, E., Patterson, M., & Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69(9), 1858–1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Donella H. Meadows; Dennis L. Meadows; Jorgen Randers; William W. Behrens III. (1972). *The Limits to Growth*. Signet.
- Draganovic, V., Jørgensen, S. E., Boom, R., Jonkers, J., Riesen, G., & Van Der Goot, A. J. (2013). Sustainability assessment of salmonid feed using energy, classical exergy and eco-exergy analysis. *Ecological Indicators*, 34, 277–289. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.017>
- Drechsel, P., Heffer, P., Magen, H., Mikkelsen, R., & Wichelns, D. (n.d.). *Managing Water and Fertilizer for Sustainable Agricultural Intensification*.
- Elser, J. J. (2012). Phosphorus: a limiting nutrient for humanity? *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 833–838. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.03.001>
- Elser, J. J., & Kuang, Y. (2002). Ecological Stoichiometry. *Ecological Stoichiometry*, 84(8), 1–15. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03214.x>
- Escobar-Zepeda, A., De Le??n, A. V. P., & Sanchez-Flores, A. (2015). The road to

- metagenomics: From microbiology to DNA sequencing technologies and bioinformatics. *Frontiers in Genetics*, 6(DEC), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fgene.2015.00348>
- FAO. (2017a). El futuro de la alimentación y la agricultura, Tendencias y desafíos, 131. Retrieved from www.fao.org/3/a-i6583e.pdf
- FAO. (2017b). *The future of food and agriculture: Trends and challenges*. Fao. [https://doi.org/ISBN 978-92-5-109551-5](https://doi.org/ISBN%20978-92-5-109551-5)
- FAO. (2018). *Food Security and Nutrition in the World the State of*. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2014.2300145>
- FAO and ITPS. (2015). *Status of the World's Soil Resources (Main Report)*. Fao. [https://doi.org/ISBN 978-92-5-109004-6](https://doi.org/ISBN%20978-92-5-109004-6)
- FAO, & ITPS. (2018). *Global Soil Organic Carbon Map (GSOCmap) Technical Report*. Retrieved from <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/global-soil-organic-carbon-estimates>
- Fath, B. D., Jørgensen, S. E., Patten, B. C., & Straškraba, M. (2004). Ecosystem growth and development. *BioSystems*, 77, 213–228. <https://doi.org/10.1016/j.biosystems.2004.06.001>
- Fath, B. D., & Patten, B. C. (1999). Review of the Foundations of Network Environ Analysis. *Ecosystems*, (2), 167–179.
- Fierer, N. (2017). Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology*. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2017.87>
- Fierer, N., & Lennon, J. T. (2011). The generation and maintenance of diversity in microbial communities. *American Journal of Botany*. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000498>
- Finn, D., Kopittke, P. M., Dennis, P. G., & Dalal, R. C. (2017). Microbial energy and matter transformation in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.010>
- Fischer, G., Prieler, S., van Velthuizen, H., Lensink, S. M., Londo, M., & de Wit, M. (2010). Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures. Part I: Land productivity potentials. *Biomass and Bioenergy*, 34(2), 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.07.008>
- Fornasier, F., Ascher, J., Ceccherini, M. T., Tomat, E., & Pietramellara, G. (2014). A simplified rapid, low-cost and versatile DNA-based assessment of soil microbial biomass. *Ecological Indicators*, 45, 75–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.028>
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Schomberg, H. H., & Hons, F. M. (2000). Flush of Carbon Dioxide Following Rewetting of Dried Soil Relates to Active Organic Pools. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 613. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642613x>
- Gardi, C., & Jeffery, S. (2009). Soil Biodiversity. *JCR Scientific and Technical Reports*, 1–27. [https://doi.org/DOI 10.2788/7831](https://doi.org/DOI%2010.2788/7831)
- Garrigues, E., Corson, M. S., Angers, D. A., van der Werf, H. M. G., & Walter, C. (2012). Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecological Indicators*, 18, 434–442. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.014>
- Giehl, R. F. H., Gruber, B. D., & Von Wirßen, N. (2014). It's time to make changes: Modulation of root system architecture by nutrient signals. *Journal of Experimental Botany*, 65(3), 769–778. <https://doi.org/10.1093/jxb/ert421>
- Gomiero, T. (2016). Soil Degradation, Land Scarcity and Food Security: Reviewing a Complex Challenge. *Sustainability*, 8(3), 281. <https://doi.org/10.3390/su8030281>
- Gommers, P. J. F., van Schie, B. J., van Dijken, J. P., & Kuenen, J. G. (1987). Biochemical limits to microbial growth yields: An analysis of mixed substrate utilization. *Biotechnology and Bioengineering*, 32, 86–94.

Bibliografía

- Gregory, P. J., & Nortcliff, S. (2013). *Soil conditions and plant growth*. Wiley.
- Griffiths, B. S., Spilles, A., & Bonkowski, M. (2012). C:N:P stoichiometry and nutrient limitation of the soil microbial biomass in a grazed grassland site under experimental P limitation or excess. *Ecological Processes*, 1(1), 6. <https://doi.org/10.1186/2192-1709-1-6>
- Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., & McGinley, M. (2013). Global human appropriation of net primary production (HANPP). *Encyclopedia of Earth*, (section 2), 1–15. <https://doi.org/10.1126/science.296.5575.1968>
- Haichar, F. el Z., Santaella, C., Heulin, T., & Achouak, W. (2014). Root exudates mediated interactions belowground. *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.06.017>
- Hameeda, B., Harini, G., Rupela, O. P., Wani, S. P., & Reddy, G. (2006). Growth promotion of maize by phosphate-solubilizing bacteria isolated from composts and macrofauna. *Microbiological Research*, 163(2), 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2006.05.009>
- Haney, R. L., Brinton, W. F., & Evans, E. (2008). Soil CO₂ respiration: Comparison of chemical titration, CO₂IRGA analysis and the Solvita gel system. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23(2), 171–176. <https://doi.org/10.1017/S174217050800224X>
- Heinrich Böll Stiftung, & IASS. (2015). Soil Atlas: Facts and figures about earth, land and fields, 79–128. <https://doi.org/10.2788/52319>
- Hessen, D. O., Elser, J. J., Sterner, R. W., & Urabe, J. (2013). Ecological stoichiometry: An elementary approach using basic principles. *Limnol. Oceanogr.*, 58(6), 2219–2236. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.6.2219>
- Holdsworth, M. J., Bentsink, L., & Soppe, W. J. (1984). Courtroom evaluation of eyewitness testimony. *Applied Psychology*, 33(1), 51–66. <https://doi.org/10.1111/j.1464-0597.1984.tb01416.x>
- Houghton, R. A. (2014). *The contemporary carbon cycle in Treatise on geochemistry*. (H. D. Holland & K. K. Turekian, Eds.) (8th ed.). Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/referencework/9780080983004/treatise-on-geochemistry>
- Industry Facts Home Page - Global Economic Impact. (n.d.). Retrieved March 19, 2018, from https://www.fertilizer.org/En/Knowledge_Resources/Industry_Facts/En/Knowledge_Resources/Industry_Facts/Industry_Facts_Home_Page.aspx?hkey=58e629cf-c6c8-40cc-908c-542a701f1ab0
- Jacobsen, T; Adams, R. (1958). Salt and Silt in Ancient Mesopotamian Agriculture: Progressive changes in soil salinity and sedimentation contributed to the breakup of past civilizations. *Science*, 128, 1251–1258.
- Joergensen, R. G., & Emmerling, C. (2006). Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169(3), 295–309. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521941>
- Jones, a, Panagos, P., Barcelo, S., & Bouraoui, F. (2012). *The state of soil in Europe*. JRC reference report. Joint <https://doi.org/10.2788/77361>
- Jones, D L, Nguyen, C., & Finlay, R. D. (2009). Carbon flow in the rhizosphere : carbon trading at the soil – root interface, 5–33. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9925-0>
- Jones, David L., Hodge, A., & Kuzyakov, Y. (2004). Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. *New Phytologist*, 163(3), 459–480. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01130.x>
- Jorgensen, S. E.; Svirezhev, Y. M. (2004). *Towards a thermodynamic theory for ecological systems* (First edit). Oxford: Elsevier Ltd.
- Jorgensen Ap, S. E., Nielsen, S. N., & Mejer, H. (1995). Emergy, environ, exergy and ecological modelling. *Ecological Modelling*, 77, 99–109.

- Jørgensen, S. E. (2012). *Introduction to system ecology*. (Sven Erik Jørgensen, Ed.). Boca Raton: CRC Press.
- Jørgensen, S. E., & Nielsen, S. N. (2013). The properties of the ecological hierarchy and their application as ecological indicators. *Ecological Indicators*, 28, 48–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.010>
- Jørgensen, S. E., & Nielsen, S. N. (2015). Hierarchical networks. *Ecological Modelling*, 295, 59–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.012>
- Jørgensen, S. E., Odum, H. T., & Brown, M. T. (2004). Emergy and exergy stored in genetic information. *Ecological Modelling*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.12.036>
- Jørgensen, Sven E, & Fath, B. D. (2004). Application of thermodynamic principles in ecology. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2004.07.001>
- Jørgensen, Sven E, Nielsen, S. N., & Fath, B. D. (2016). Recent progress in systems ecology. *40th Anniversary of Ecological Modelling Journal*, 319, 112–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.08.007>
- Jørgensen, Sven Erik. (2015). New method to calculate the work energy of information and organisms. *Ecological Modelling*, 295, 18–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.09.001>
- Jørgensen, Sven Erik, Ladegaard, N., Debeljak, M., & Marques, J. C. (2005a). Calculations of exergy for organisms. *Ecological Modelling*, 185(2–4), 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.11.020>
- Jørgensen, Sven Erik, Ladegaard, N., Debeljak, M., & Marques, J. C. (2005b). Calculations of exergy for organisms. *Ecological Modelling*, 185(2–4), 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.11.020>
- Jung, J. K., & McCouch, S. (2013). Getting to the roots of it: Genetic and hormonal control of root architecture. *Front Plant Sci*, 4(June), 186. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00186>
- Kearney, J. (2010). Food consumption trends and drivers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2793–2807. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0149>
- Kehoe, L., Romero-Muñoz, A., Polaina, E., Estes, L., Kreft, H., & Kuemmerle, T. (2017). Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. *Nature Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0234-3>
- Kibblewhite, M. G., Ritz, K., & Swift, M. J. (2008). Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 685–701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Kircher, M. (2012). The transition to a bio-economy: national perspectives. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 6(3), 240–245. <https://doi.org/10.1002/bbb>
- Kirkby, C. A., Kirkegaard, J. A., Richardson, A. E., Wade, L. J., Blanchard, C., & Batten, G. (2011). Stable soil organic matter: A comparison of C:N:P:S ratios in Australian and other world soils. *Geoderma*, 163(3–4), 197–208. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.010>
- Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R., & Nico, P. S. (2015a). *Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. Advances in Agronomy* (Vol. 130). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005>
- Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R., & Nico, P. S. (2015b). Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Advances in Agronomy*, 130, 1–140. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005>
- Kleber, M., & Johnson, M. G. (2010). *Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: Implications for interactions in the environment. Advances in Agronomy* (Vol. 106). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)06003-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)06003-7)

Bibliografía

- Koonin, E. V. (2016). The meaning of biological information. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0065>
- Kovacs, B. (2015). Sustainable agriculture, forestry and fisheries in the bioeconomy, (June), 141. <https://doi.org/10.2777/179843>
- Krausmann, F., Erb, K.-H., Gingrich, S., Haberl, H., Bondeau, A., Gaube, V., ... Searchinger, T. D. (2013). Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(25), 10324–10329. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>
- Kuhn, N. J., Hu, Y., Bloemertz, L., He, J., Li, H., & Greenwood, P. (2016). Conservation tillage and sustainable intensification of agriculture: regional vs. global benefit analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.001>
- Küppers, B.-O. (2013). Elements of a Semantic Code. In B.-O. Küppers (Ed.), *Evolution of Semantic Systems* (pp. 67–85). Berlin: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-34997-3>
- Kuzyakov, Y., & Schneckenberger, K. (2004). Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 50(1), 115–132. <https://doi.org/10.1080/03650340310001627658>
- Kuzyakov, Yakov, & Blagodatskaya, E. (2015). Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology and Biochemistry*, 83, 184–199. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025>
- Kuzyakov, Yakov, & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163(4), 421–431. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R)
- Kuzyakov, Yakov, & Larionova, A. A. (2005). Root and rhizomicrobial respiration: A review of approaches to estimate respiration by autotrophic and heterotrophic organisms in soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168(4), 503–520. <https://doi.org/10.1002/jpln.200421703>
- Ladha, J. K., Tirol-Padre, A., Reddy, C. K., Cassman, K. G., Verma, S., Powlson, D. S., ... Pathak, H. (2016). Global nitrogen budgets in cereals: A 50-year assessment for maize, rice, and wheat production systems. *Scientific Reports*, 6(1), 19355. <https://doi.org/10.1038/srep19355>
- Lainez, M., González, J. M., Aguilar, A., & Vela, C. (2018). Spanish strategy on bioeconomy: Towards a knowledge based sustainable innovation. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2017.05.006>
- Lal, R. (2014). Societal value of soil carbon. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(6), 186A–192A. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.186A>
- Lal, R. (2015). Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(3), 55A–62A. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.3.55A>
- Lal, R. (2016a). Beyond COP 21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(1), 20A–25A. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.20A>
- Lal, R. (2016b). CLIMATE CHANGE AND AGRICULTURE 28 CHAPTER OUTLINE. *Climate Change*, 465–489. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63524-2.00028-2>
- Lal, R. (2016c). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5, 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Lal, Rattan. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 815–830. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>

- Lal, Rattan. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability (Switzerland)*, 7(5), 5875–5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Lal, Rattan. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4), 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Lal, Rattan. (2018). Saving global land resources by enhancing eco-efficiency of agroecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(4). <https://doi.org/10.2489/jswc.73.4.100A>
- Landi, L., Valori, F., Ascher, J., Renella, G., Falchini, L., & Nannipieri, P. (2006). Root exudate effects on the bacterial communities, CO₂ evolution, nitrogen transformations and ATP content of rhizosphere and bulk soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(3), 509–516. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.05.021>
- Lareen, A., Burton, F., & Scha, P. (2016). Plant root-microbe communication in shaping root microbiomes, 575–587. <https://doi.org/10.1007/s11103-015-0417-8>
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., & Garnier, J. (2014). 50 Year Trends in Nitrogen Use Efficiency of World Cropping Systems: the Relationship Between Yield and Nitrogen Input To Cropland. *Environmental Research Letters*, 9(10), 105011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
- Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V., & Wiese, L. (2017). *Carbono orgánico del suelo el potencial Oculto*. (V. Alcantara, L. Wiese, R. Baritz, & R. Vargas, Eds.). Roma: Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación.
- Lehman, R. M., Cambardella, C. A., Stott, D. E., Acosta-Martinez, V., Manter, D. K., Buyer, J. S., ... Karlen, D. L. (2015). *Understanding and enhancing soil biological health: The solution for reversing soil degradation*. *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 7). <https://doi.org/10.3390/su7010988>
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). Perspective The contentious nature of soil organic matter, 0–8. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Licker, R., Johnston, M., Foley, J. A., Barford, C., Kucharik, C. J., Monfreda, C., & Ramankutty, N. (2010). Mind the gap: How do climate and agricultural management explain the “yield gap” of croplands around the world? *Global Ecology and Biogeography*, 19(6), 769–782. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00563.x>
- Lizcano, R., Olivera, D., Saavedra, D., Machado, L., Rolando, E., Moreno, M. F., & Fidel, M. (2017). *Técnicas de Muestreo, Análisis e Interpretación de Datos*.
- Loveland, P., & Webb, J. (2003). *Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review*. *Soil & Tillage Research* (Vol. 70).
- Maciá, E. (2005). The role of phosphorus in chemical evolution. *Chemical Society Reviews*, 34(8), 691–701. <https://doi.org/10.1039/b416855k>
- Malekpoor Mansoorkhani, F., Seymour, G. B., Swarup, R., Moeiniyan Bagheri, H., Ramsey, R. J. L., & Thompson, A. J. (2015). Environmental, developmental, and genetic factors controlling root system architecture. *Biotechnology and Genetic Engineering Reviews*, 8725(May), 1–18. <https://doi.org/10.1080/02648725.2014.995912>
- Manual de Biorrefinerías en España*. (2017). Retrieved from http://www.suschemes.org/docum/pb/2017/publicaciones/Manual_de_Biorrefinerias_en_Espana_feb_2017.pdf
- Manzoni, S., Taylor, P., Richter, A., Porporato, A., & Parton, G. I. (2012). Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist*, 196(1), 79–91. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x>
- Márquez, C. O., Garcia, V. J., Cambardella, C. A., Schultz, R. C., & Isenhardt, T. M. (2004). Aggregate-Size Stability Distribution and Soil Stability. *Soil Science Society of America Journal*, 68(3), 725. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0725>
- Marumoto, T., Anderson, J., & Domsch, K. H. (1982). Mineralization of Nutrients from Soil Microbial Biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 469–475.

Bibliografía

- McBratney, A., Field, D. J., & Koch, A. (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- McLaughlin, D. (2015). Food security and sustainable resource management. *Water Resources Research*, 51(7), 4966–4985. <https://doi.org/10.1002/2015WR017053>. Received
- McNutt, M. (2015). The beyond-two-degree inferno. *Science*, 349(6243), 7–7. <https://doi.org/10.1126/science.aac8698>
- Meier, T., & Christen, O. (n.d.). Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. <https://doi.org/10.1021/es302152v>
- Melián, C. J., Matthews, B., de Andreazzi, C. S., Rodríguez, J. P., Harmon, L. J., & Fortuna, M. A. (2018). Deciphering the Interdependence between Ecological and Evolutionary Networks. *Trends in Ecology and Evolution*, 33(7), 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.009>
- Meyer-Kohlstock, D., Schmitz, T., & Kraft, E. (2015). Organic Waste for Compost and Biochar in the EU: Mobilizing the Potential, 4(4), 457–475. <https://doi.org/10.5071/21stEUBCE2013-1BO.6.1>
- Micallef, S. A., Shiaris, M. P., & Colón-Carmona, A. (2009). Influence of Arabidopsis thaliana accessions on rhizobacterial communities and natural variation in root exudates. *Journal of Experimental Botany*, 60(6), 1729–1742. <https://doi.org/10.1093/jxb/erp053>
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2009a). *El abonado del viñedo. Guía práctica de fertilización racional de los cultivos en España*. <https://doi.org/10.1097/HJH.0b013e328350e53b>
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2009b). *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España*.
- Mit, T., & For, P. (2013). Harvesting the Biosphere, 7(Smil), 613–636.
- Mohamed, H. A. E. H. A. (2014). The Impact of Food Price Crisis on Government Debt in the Arab Region. *Procedia Economics and Finance*, 14(14), 253–262. [https://doi.org/10.1016/S2212-5671\(14\)00710-2](https://doi.org/10.1016/S2212-5671(14)00710-2)
- Mohammadi, K. (2012). Phosphorus Solubilizing Bacteria: occurrence, mechanisms and their role in crop production. *Journal of Agricultural and Biological Science*, 1(1), 48–58. <https://doi.org/10.5923/j.re.20120201.10>
- Montgomery, D. R. (2007a). *Dirt: The Erosion of Civilizations*. University Of California Press.
- Montgomery, D. R. (2007b). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(33), 13268–13272. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104>
- Mooshammer, M., Wanek, W., Schneckner, J., Wild, B., Leitner, S., Hofhansl, F., ... Richter, A. (2012). Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. *Ecology*, 93(4), 770–782. <https://doi.org/10.1890/11-0721.1>
- Mora, C., Dousset, B., Caldwell, I. R., Powell, F. E., Geronimo, R. C., Bielecki, C. R., ... Trauernicht, C. (2017). Global risk of deadly heat. *Nature Climate Change*, 7(7), 501–506. <https://doi.org/10.1038/nclimate3322>
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F., & Bernal, M. P. (2009). Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology*, 100(22), 5454–5460. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.007>
- Mueller, N. D., Gerber, J. S., Johnston, M., Ray, D. K., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2012). Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490(7419), 254–257. <https://doi.org/10.1038/nature11420>
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., ... Niggli, U. (2017). Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature*

- Communications*, 8(1), 1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>
- Nannipieri, P., Giagnoni, L., Renella, G., Puglisi, E., Ceccanti, B., Masciandaro, G., ... Marinari, S. (2012). Soil enzymology: classical and molecular approaches. *Biology and Fertility of Soils*, 48(7), 743–762. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0723-0>
- Niedertscheider, M., Kastner, T., Fetzl, T., Haberl, H., Kroisleitner, C., Plutzer, C., & Erb, K.-H. (2016). Mapping and analysing cropland use intensity from a NPP perspective. *Environmental Research Letters*, 11(1), 014008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/014008>
- Nkonya, E., & Mirzabaev, A. (2016). *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3>
- No, E. E. A. R. (2017). *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016*.
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P. A., Castellani, V., & Sala, S. (2017). Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 140, 753–765. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.080>
- Nutrient Management Handbook. (2016), 44.
- Oberhardt, M. A., Zarecki, R., Gronow, S., Lang, E., Klenk, H.-P., Gophna, U., & Ruppin, E. (2015). Harnessing the landscape of microbial culture media to predict new organism-media pairings. <https://doi.org/10.1038/ncomms9493>
- Oldfield, E. E., Wood, S. A., & Bradford, M. A. (2018). Direct effects of soil organic matter on productivity mirror those observed with organic amendments. *Plant and Soil*, 423(1–2), 363–373. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3513-5>
- Olson, K. R., Al-Kaisi, M., Lal, R., & Morton, L. W. (2017). Soil ecosystem services and intensified cropping systems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(3), 64A–69A. <https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.64A>
- Ooms, M. D., Dinh, C. T., Sargent, E. H., & Sinton, D. (2016). Photon management for augmented photosynthesis. *Nature Communications*, 7, 1–13. <https://doi.org/10.1038/ncomms12699>
- Osman, K. (2013). *Soils: Principles, Properties and Management*. (Springer, Ed.).
- Oyonarte, C., Rey, A., Raimundo, J., Miralles, I., & Escribano, P. (2012). The use of soil respiration as an ecological indicator in arid ecosystems of the SE of Spain: Spatial variability and controlling factors. *Ecological Indicators*, 14(1), 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.013>
- Panagos, P., Imeson, A., Meusburger, K., Borrelli, P., Poesen, J., & Alewell, C. (2016). Soil Conservation in Europe: Wish or Reality? *Land Degradation and Development*, 27(6), 1547–1551. <https://doi.org/10.1002/ldr.2538>
- Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., & Bosello, F. (2018). Cost of Agricultural Productivity Loss Due To Soil Erosion in the European Union: From Direct Cost Evaluation Approaches To the Use of Macroeconomic Models. *Land Degradation & Development*, (December 2017), 471–484. <https://doi.org/10.1002/ldr.2879>
- Patten, B. C. (2013). Systems ecology and environmentalism: Getting the science right. *Ecological Modelling*, 61, 446–455. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.10.020>
- Paul, E A, & Kucey, R. M. (1981). Carbon flow in plant microbial associations. *Science (New York, N.Y.)*, 213(July), 473–474. <https://doi.org/10.1126/science.213.4506.473>
- Paul, Eldor A. (2015). *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. (Eldor A. Paul, Ed.) (4th ed.). Academic Press.
- Paul, Eldor A. (2016). The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 109–126. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001>

Bibliografía

- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597), 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Petric, I., Philippot, L., Abbate, C., Bispo, A., Chesnot, T., Hallin, S., ... Martin-Laurent, F. (2011). Inter-laboratory evaluation of the ISO standard 11063 "Soil quality - Method to directly extract DNA from soil samples." *Journal of Microbiological Methods*, 84(3), 454–460. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2011.01.016>
- Piotrowski, S., Carus, M., & Essel, R. (2015). *Global bioeconomy in the conflict between biomass supply and demand nova-scenarios: How much biomass can be sustainably produced globally in 2050? How much of the demand for food, feed, materials, bioenergy and biofuels can be met by this supply?* www.bio-
- Ponge, J.-F., Pérès, G., Guernion, M., Ruiz-Camacho, N., Cortet, J., Pernin, C., ... Cluzeau, D. (2013). The impact of agricultural practices on soil biota: A regional study. *Soil Biology and Biochemistry*, 67(September), 271–284. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.026>
- Poorter, H., Niklas, K. J., Reich, P. B., Oleksyn, J., Poot, P., & Mommer, L. (2011). Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analysis of interspecific variation and environmental control. *New Phytologist*, 193(1), 30–50. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03952.x>
- Popkin, B. M., & Fukagawa, N. K. (n.d.). Relationship between shifts in food system dynamics and acceleration of the global nutrition transition. <https://doi.org/10.1093/nutrit/nuw064>
- Powelson, D. S., Gregory, P. J., Whalley, W. R., Quinton, J. N., Hopkins, D. W., Whitmore, A. P., ... Goulding, K. W. T. (2011). Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36, S72–S87. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.11.025>
- Pretty, J., & Bharucha, Z. P. (2014). Sustainable intensification in agricultural systems. *Annals of Botany*, 114(8), 1571–1596. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu205>
- Pulleman, M., Creamer, R., Hamer, U., Helder, J., Pelosi, C., Pérès, G., & Rutgers, M. (2012). Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.009>
- Raftery, A. E., Zimmer, A., Frierson, D. M. W., Startz, R., & Liu, P. (2017). Less than 2 °C warming by 2100 unlikely. *Nature Climate Change*, (July). <https://doi.org/10.1038/nclimate3352>
- Ramírez, C. A., & Worrell, E. (2006). Feeding fossil fuels to the soil: An analysis of energy embedded and technological learning in the fertilizer industry. *Resources, Conservation and Recycling*, 46(1), 75–93. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.06.004>
- Reetz, J. (2016). *Fertilizers and their efficient use. World Fertilizer Use Manual*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Rezaei Rashti, M., Wang, W., Moody, P., Chen, C., & Ghadiri, H. (2015). Fertiliser-induced nitrous oxide emissions from vegetable production in the world and the regulating factors: A review. *Atmospheric Environment*, 112, 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.036>
- Ringsmuth, A. K., Landsberg, M. J., & Hankamer, B. (2016). Can photosynthesis enable a global transition from fossil fuels to solar fuels, to mitigate climate change and fuel-supply limitations? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 62, 134–163. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.016>
- Roberts, T. L., & Johnston, A. E. (2015). Phosphorus use efficiency and management in agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 275–281. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.013>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E., ... Foley, J. (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>

- Rodríguez, H., & Fraga, R. (1999). Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion, *17*, 319–339. [https://doi.org/10.1016/S0734-9750\(99\)00014-2](https://doi.org/10.1016/S0734-9750(99)00014-2)
- Roederer, J. G. (2003). On the concept of information and its role in nature. In *Entropy*. <https://doi.org/10.3390/e5010003>
- Roederer, J. G. (2016). Pragmatic information in biology and physics. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0152>
- Ruddiman, W. F., Fuller, D. Q., Kutzbach, J. E., Tzedakis, P. C., Kaplan, J. O., Ellis, E. C., ... Woodbridge, J. (2016). Late Holocene climate: Natural or anthropogenic? *Reviews of Geophysics*, *54*(1), 93–118. <https://doi.org/10.1002/2015RG000503>
- Russel, D. A., & Wiluams, G. G. (n.d.). History of Chemical Fertilizer Development 1.
- Sachs, J. (2015). *The Age of Sustainable Development*. (N. C. U. New York, Ed.).
- Scherer, L. A., Verburg, P. H., & Schulp, C. J. E. (2018). Opportunities for sustainable intensification in European agriculture. *Global Environmental Change*, *48*(November 2017), 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.11.009>
- Schlöter, M., Dilly, O., & Munch, J. C. (2003). Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00085-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00085-9)
- Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., ... Trumbore, S. E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, *478*(7367), 49–56. <https://doi.org/10.1038/nature10386>
- Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., & Rao, M. A. (2015). Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems, *15*(2), 333–352.
- Semenov, M., Blagodatskaya, E., Stepanov, A., & Kuzyakov, Y. (2018). DNA-based determination of soil microbial biomass in alkaline and carbonaceous soils of semi-arid climate. *Journal of Arid Environments*, *150*(February), 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.11.013>
- Sillanpää, M; Ncibi, C. (2017). *A sustainable bioeconomy: The green industrial revolution*. (Springer, Ed.).
- Silow, E. A., & Mokry, A. V. (2013). Exergy as a tool for ecosystem health assessment. *Entropy*, *15*(4), 902–925. <https://doi.org/10.3390/e12040902>
- Silva, C. S., Seider, W. D., & Lior, N. (2015). Exergy efficiency of plant photosynthesis. *Chemical Engineering Science*, *130*, 151–171. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2015.02.011>
- Sinsabaugh, R. L., Hill, B. H., & Follstad Shah, J. J. (2009). Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment. *Nature*, *462*(7274), 795–798. <https://doi.org/10.1038/nature08632>
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., & Deneff, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, *79*(1), 7–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter: Implications for C-Saturation of Soils. *Plant and Soil*, (May 2014), 155–176. <https://doi.org/10.1023/A>
- Skowrońska, M., & Filipek, T. (2014). Life cycle assessment of fertilizers: a review. *International Agrophysics*, *28*(1), 101–110. <https://doi.org/10.2478/intag-2013-0032>
- Slavin, P. (2016). Climate and famines: A historical reassessment. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, *7*(3), 433–447. <https://doi.org/10.1002/wcc.395>
- Smil, Vaclav. (2000). P HOSPHORUS IN THE E NVIRONMENT: Natural Flows and Human Interferences. *Annual Review of Energy and the Environment*, *25*(1), 53–88.

Bibliografía

- <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>
- Smil, Vlastislav. (2013). *Harvesting the Biosphere*. M.I.T Press.
- Sokol, N. W., & Bradford, M. A. (2018). Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. *Nature Geoscience*. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0258-6>
- Sparling, G. P., Murphy, D. V., Thompson, R. B., & Fillery, I. R. P. (1995). Short-term net n mineralization from plant residues and gross and net n mineralisation from soil organic matter after rewetting of a seasonally dry soil. *Australian Journal of Soil Research*, 33(6), 961–973. <https://doi.org/10.1071/SR9950961>
- Spohn, M. (2016). Element cycling as driven by stoichiometric homeostasis of soil microorganisms. *Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2016.05.003>
- Srinivasarao, C., Venkateswarlu, B., Lal, R., Singh, A. K., & Kundu, S. (2013). *Sustainable management of soils of dryland ecosystems of india for enhancing agronomic productivity and sequestering carbon*. *Advances in Agronomy* (1st ed., Vol. 121). Copyright © 2013 Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407685-3.00005-0>
- Stavi, I., Bel, G., & Zaady, E. (2016). Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(2), 32. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0368-8>
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. (2015). The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. *Anthropocene Review*, 2(1), 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... Hector, A. (2015). Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Stern, D. I., & Kaufmann, R. K. (2014). Anthropogenic and natural causes of climate change. *Climatic Change*, 122(1–2), 257–269. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-1007-x>
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., ... Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Stone, D., Ritz, K., Griffiths, B. G., Orgiazzi, A., & Creamer, R. E. (2015). Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. *Applied Soil Ecology*, 97, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.005>
- Stout, B., Lal, R., & Monger, C. (2016). Carbon capture and sequestration : The roles of agriculture and soils, 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.3965/ij.ijabe.20160901.2280>
- Struik, P. C., & Kuyper, T. W. (2017). Sustainable intensification in agriculture: the richer shade of green. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(5), 39. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0445-7>
- Susani, L., Pulselli, F. M., Jørgensen, S. E., & Bastianoni, S. (2006). Comparison between technological and ecological exergy. *Ecological Modelling*, 193, 447–456. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.08.020>
- Szenk, M., Dill, K. A., & de Graff, A. M. R. (2017). Why Do Fast-Growing Bacteria Enter Overflow Metabolism? Testing the Membrane Real Estate Hypothesis. *Cell Systems*, 5(2), 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.cels.2017.06.005>
- Tao, G., Tian, S., Cai, M., & Xie, G. (2008). Phosphate-Solubilizing and -Mineralizing Abilities of Bacteria Isolated from Soils * 1. *Pedosphere*, 18(4), 515–523. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(08\)60042-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60042-9)
- Tawarayama, K., Horie, R., Shinano, T., Wagatsuma, T., Saito, K., & Oikawa, A. (2014). Soil Science and Plant Nutrition Metabolite profiling of soybean root exudates under phosphorus

- deficiency Metabolite profiling of soybean root exudates under phosphorus deficiency. <https://doi.org/10.1080/00380768.2014.945390>
- Thiele-Bruhn, S., Bloem, J., de Vries, F. T., Kalbitz, K., & Wagg, C. (2012). Linking soil biodiversity and agricultural soil management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 523–528. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.004>
- Thompson, L. R., Sanders, J. G., McDonald, D., Amir, A., Ladau, J., Locey, K. J., ... Zhao, H. (2017). A communal catalogue reveals Earth's multiscale microbial diversity. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature24621>
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., & Befort, B. L. (n.d.). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- Tipping, E., Somerville, C. J., & Luster, J. (2016). The C:N:P:S stoichiometry of soil organic matter. *Biogeochemistry*, 130(1–2), 117–131. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0247-z>
- Tittonell, P. (2014). Ecological intensification of agriculture-sustainable by nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.006>
- Travis, A. S. (2018). *Nitrogen Capture: The growth of a international industry*. Cham: Springer International Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-68963-0>
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., ... Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151(1), 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- Ulanowicz, R. E. (2004). Quantitative methods for ecological network analysis. *Computational Biology and Chemistry*, 28, 321–339. <https://doi.org/10.1016/j.combiolchem.2004.09.001>
- Ulanowicz, R. E. (2016). Process Ecology: Making Room for Creation. *Sophia*, 55, 357–380. <https://doi.org/10.1007/s11841-016-0529-x>
- Ulanowicz, R. E., Goerner, S. J., Lietaer, B., & Gomez, R. (2009). Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecological Complexity*, 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2008.10.005>
- United Nations. (2015). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. *General Assembly Resolution 70/1, 25 September 2015, 16301*, 1–40. Retrieved from http://unctad.org/meetings/es/SessionalDocuments/ares70d1_es.pdf
- Valero, Antonio; Valero, A. (2014). *Thanathia: the destiny of the Earth's mineral resources: a thermodynamic cradle-to-cradle assessment*. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Valero, A., Serra, L., & Uche, J. (2006). Fundamentals of Exergy Cost Accounting and Thermoconomics. Part I: Theory. *Journal of Energy Resources Technology*, 128(1), 1. <https://doi.org/10.1115/1.2134732>
- Valero, A, Lozano, M., & Muñoz, M. (1986). A general theory of exergy saving. I. On the exergetic cost. In R. Gaggioli (Ed.), *Computer-Aided Engineering and Energy Systems. Second Law Analysis and Modelling* (Vol. 3, pp. 1–8).
- Valero, Antonio. (2012). *Evaluación del agotamiento del capital mineral de la Tierra. Más allá del cambio climático*. (Primera). Zaragoza: Prensas de la universidad de Zaragoza.
- Van Ittersum, M. K., Cassman, K. G., Grassini, P., Wolf, J., Tittonell, P., & Hochman, Z. (2013). Field Crops Research Yield gap analysis with local to global relevance—A review. *Field Crops Research*, 143, 4–17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.09.009>
- Vanwalleghem, T., Gómez, J. A., Infante Amate, J., González de Molina, M., Vanderlinden, K., Guzmán, G., ... Giráldez, J. V. (2017). Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. *Anthropocene*, 17, 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.01.002>

Bibliografía

- Veresoglou, S. D., Halley, J. M., & Rillig, M. C. (2015). Extinction risk of soil biota. *Nature Communications*, 6, 1–10. <https://doi.org/10.1038/ncomms9862>
- Victor, D. G., & Kennel, C. F. (2014). Ditch the 2°C warming goal. *Nature*, 514, 30–31. <https://doi.org/10.1038/514030a>
- von Stockar, U., Maskow, T., Liu, J., Marison, I. W., & Patiño, R. (2006). Thermodynamics of microbial growth and metabolism: An analysis of the current situation. *Journal of Biotechnology*, 121(4), 517–533. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2005.08.012>
- Wackernagel, M., & Rees, W. E. (1996). *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. Gabriola Island, BC: New Society Publishers.
- Wagg, C., Bender, S. F., Widmer, F., & van der Heijden, M. G. A. (2014). Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(14), 5266–5270. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111>
- Waggoner, P. E., & Ausubel, J. H. (2002). A framework for sustainability science: A renovated IPAT identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(12), 7860–7865. <https://doi.org/10.1073/pnas.122235999>
- Wall, D. H. (2012). *Soil Ecology and ecosystem services*. Oxford: Oxford university press.
- Wang, G., Zhang, R., Gomez, M. E., Yang, L., Levy Zamora, M., Hu, M., ... Molina, M. J. (2016). Persistent sulfate formation from London Fog to Chinese haze. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(48), 13630–13635. <https://doi.org/10.1073/pnas.1616540113>
- Wang, S., & Wang, H. (2015). Adsorption behavior of antibiotic in soil environment: a critical review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 9(4), 565–574. <https://doi.org/10.1007/s11783-015-0801-2>
- Weil, R. R., & Brady, N. C. (2016). *The Nature and Properties of Soils*. 15th Edition. *Pearson*.
- Wichern, F., Luedeling, E., Müller, T., Joergensen, R. G., & Buerkert, A. (2004). Field measurements of the CO₂ evolution rate under different crops during an irrigation cycle in a mountain oasis of Oman. *Applied Soil Ecology*, 25(1), 85–91. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00097-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00097-0)
- Wu, W., & Ma, B. (2015). Integrated nutrient management (INM) for sustaining crop productivity and reducing environmental impact: a review. *The Science of the Total Environment*, 512–513, 415–427. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.101>
- Yu, B., & Chen, F. (2016). The global impact factors of net primary production in different land cover types from 2005 to 2011. *SpringerPlus*, 5(1), 1235. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2910-1>
- Zechmeister-Boltenstern, S., Keiblinger, K. M., Mooshammer, M., Peñuelas, J., Richter, A., Sardans, J., & Wanek, W. (2015). The application of ecological stoichiometry to plant-microbial-soil organic matter transformations. *Ecological Monographs*, 85(2), 133–155. <https://doi.org/10.1890/14-0777.1>
- Zechmeister-Boltenstern, S., Keiblinger, K. M., Mooshammer, M., Pen˜uelas, J., Pen˜uelas, P., Richter, A., ... Wanek, W. (2015). *The application of ecological stoichiometry to plant-microbial-soil organic matter transformations*. *Ecological Monographs* (Vol. 85).
- Zhalnina, K., Louie, K. B., Hao, Z., Mansoori, N., da Rocha, U. N., Shi, S., ... Brodie, E. L. (2018). Dynamic root exudate chemistry and microbial substrate preferences drive patterns in rhizosphere microbial community assembly. *Nature Microbiology*, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41564-018-0129-3>
- Zhang, T., Wang, T., Liu, K., Wang, L., Wang, K., & Zhou, Y. (2015). Effects of different amendments for the reclamation of coastal saline soil on soil nutrient dynamics and electrical conductivity responses. *Agricultural Water Management*, 159, 115–122. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.06.002>

- Zhang, X., Davidson, E. A., Mauzerall, D. L., Searchinger, T. D., Dumas, P., & Shen, Y. (2015). Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*, *528*(7580), 51–59. <https://doi.org/10.1038/nature15743>
- Zhang, Y., Xu, M., Chen, H., & Adams, J. (2009). Global pattern of NPP to GPP ratio derived from MODIS data: Effects of ecosystem type, geographical location and climate. *Global Ecology and Biogeography*, *18*(3), 280–290. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00442.x>
- Zhu, X. G., Long, S. P., & Ort, D. R. (2008). What is the maximum efficiency with which photosynthesis can convert solar energy into biomass? *Current Opinion in Biotechnology*, *19*(2), 153–159. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2008.02.004>

Anexos

Anexo I

Tabla A.1. Origen, coordenadas y principales parámetros fisicoquímicos de los suelos empleados en este trabajo.

Suelo	Origen	Coordenadas	Textura del suelo	Área (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Materia orgánica (%)	Org. (%)	pH	Conductividad a 25°C (dS/m)	Reacción C/N	Ca, Mg, K Na (meq/100g)	N total (%)	Nitrógeno (kg/ha)	P205 total (kg/ha)	P205 asimilable (kg/ha)	K2O asimilable (kg/ha)	CaO asimilable (kg/ha)	MgO asimilable (kg/ha)	Fe (kg/ha)	Mn (kg/ha)	Cu (kg/ha)	Zn (kg/ha)	Na (kg/ha)	Carbonatos totales (%)	Catión activa (%)	Facilidad de intercambio C ₀ (CO ₂ /kg C ₀ MO ⁻¹ min ⁻¹)	Extracto Númico (%)	CRAD (%)	
1	Utrillas (Teruel)	40°49'04.0"N 0°52'24.4"W	Franco-arcillo-arenoso	53,5	19,9	26,6	1,4	0,79	8,35	0,272	9,2	12,1	0,086	50	1814	1059	2310	6459	1943	37	19	2	9	1810	42,4	10,2	-	0,34	17	
2	Albacete (Albacete)	38°53'44.6"N 1°53'03.7"W	Franco-arenoso	61,7	23,0	15,3	2,1	1,24	7,20	0,330	8,5	19,1	0,146	85	-	302	2929	10360	4549	648	464	7	16	-	31,1	11,4	744	0,63	12	
3	Topas (Salamanca)	41°11'32.6"N 5°42'16.6"W	Franco-arenoso	76,0	9,7	14,3	1,3	0,70	7,50	0,130	6,7	11,2	0,110	64	-	842	914	8719	828	204	612	2	6	1879	0,0	0,0	1923	0,40	15	
4	Castrillo de la Guareña (Zamora)	41°12'48.23"N 5°19'2.02"W	Franco-arenoso	73,2	8,6	18,2	1,5	0,80	6,90	0,370	27,2	22,9	0,030	18	445	228	1815	17502	2526	466	329	4	3	2340	0,0	1,1	3835	0,50	13	
5	Castrillo de la Guareña (Zamora)	41°13'06.46"N 5°19'11.67"W	Franco-arenoso	78,3	6,3	15,4	1,6	0,91	6,50	0,400	16,2	14,1	0,056	33	2448	410	1482	5503	2454	65	84	16	7	4355	0,0	0,0	3301	0,80	10	
6	Ciça (Ávila)	40°59'39.6"N 5°00'13.0"W	Franco-arenoso	73,0	9,1	17,9	1,3	0,77	6,20	0,270	16,8	15,7	0,046	27	-	326	2424	7267	1427	23	21	1	2	5013	2,2	0,0	1302	0,37	15	
7	Las Cabezas de San Juan (Sevilla)	37°01'39.4"N 6°01'51.8"W	Arcilloso	26,8	28,9	44,3	2,8	1,62	7,20	0,330	8,8	34,3	0,185	108	1112	400	5288	21464	6429	63	29	11	3	3049	22,5	9,1	1340	0,90	21	
8	Las Cabezas de San Juan (Sevilla)	37°01'37.5"N 6°01'37.1"W	Arcilloso	29,0	29,0	42,9	2,7	1,60	7,00	0,350	11,3	32,4	0,140	82	-	465	4051	21784	5426	82	28	16	4	2733	25,8	9,9	1754	0,87	20	
9	Badajoz (Badajoz)	38°44'33.4"N 6°51'22.0"W	Franco-arenoso	59,8	27,7	12,5	2,5	1,47	7,10	0,410	13,0	30,3	0,113	66	263	188	5494	21386	4216	40	78	10	2	1956	14,2	2,2	1295	0,94	11	
10	Las Cabezas de San Juan (Sevilla)	37°01'41.9"N 6°01'28.8"W	Arcilloso	31,7	27,0	41,3	2,9	1,70	7,10	0,360	13,0	32,7	0,131	77	539	496	4388	22112	5739	90	29	18	4	2289	28,1	10,1	1370	0,95	20	
11	Maipica de Tajo (Toledo)	39°50'35.8"N 4°40'39.5"W	Franco	51,1	30,2	18,7	2,8	1,62	7,62	0,760	13,2	26,2	0,123	72	2950	622	2994	15861	5221	43	32	3	31	3046	0,0	4,9	849	0,84	17	
12	Véjer de la Frontera (Cádiz)	36°17'34.7"N 5°52'59.6"W	Franco-arcillo-arenoso	73,3	6,1	20,6	1,8	1,04	6,74	0,350	21,6	19,5	0,048	28	353	302	1787	15379	1903	76	42	6	6	1768	0,0	0,0	1589	0,50	15	
13	Alamén (Zaragoza)	41°28'27.7"N 1°16'44.2"W	Franco-arcillo-arenoso	51,8	22,3	25,9	2,3	1,34	7,13	0,800	10,8	20,3	0,124	73	-	318	2767	12795	2927	490	490	6	10	2929	3,1	2,1	337	0,62	17	
14	Alagón (Zaragoza)	41°47'21.6"N 1°05'14.1"W	Franco-arcillo-arenoso	58,3	20,3	21,4	1,3	0,76	7,29	1,510	13,4	13,0	0,057	33	460	168	992	5492	1617	768	362	33	11	4611	29,0	1,7	617	0,37	15	
15	Olla de Mérida (Badajoz)	38°45'23.1"N 6°03'19.7"W	Franco-arenoso	61,2	19,9	18,9	2,8	1,60	5,05	0,240	12,8	16,2	0,125	73	1436	434	2461	12410	1358	248	173	3	12	1563	0,0	0,5	1329	0,88	14	
16	Arveva (Alicante)	38°01'26.4"N 0°56'52.7"W	Franco-arenoso	35,0	26,6	38,4	1,0	0,58	8,56	0,256	58,5	19,0	0,010	6	205	57	1573	10526	4093	11	3	2	0	2630	51,3	6,8	-	0,01	21	
17	Las Pedroñeras (Cuenca)	39°25'48.2"N 2°40'06.5"W	Franco-arenoso	61,5	21,1	17,4	2,9	1,66	7,27	1,340	10,5	18,5	0,157	92	6495	5363	1900	14717	1680	13	15	14	3	1366	63,3	9,9	487	1,00	13	
18	Antella (Vizcaya)	39°07'03.3"N 0°35'16.7"W	Franco	34,9	40,7	24,4	1,9	1,09	6,67	1,400	43,5	33,6	0,025	15	20879	7031	2669	24015	5192	223	114	9	6	2955	22,7	11,1	550	0,08	19	
19	La Roda (Albacete)	39°10'41.3"N 2°19'24.6"W	Franco-arenoso	75,9	10,7	13,5	2,6	1,49	8,37	0,310	10,8	16,0	0,139	81	5156	5	819	-	1256	-	-	-	-	-	-	-	-	257	1,26	10
20	Almansa (Albacete)	38°51'49.0"N 1°08'22.8"W	Franco-arenoso	69,6	10,6	19,3	1,8	1,02	7,82	0,160	10,5	14,2	0,097	57	2199	104	774	-	1415	-	-	-	-	-	-	-	-	784	0,85	11

Tabla A.1 (continuación). Origen, coordenadas y principales parámetros fisicoquímicos de los suelos empleados en este trabajo.

Suelo	Origen	Coordenadas	Textura del suelo	Arenas (%)	Limos (%)	Arcilla (%)	% materia orgánica	Corg (%)	pH	Conductividad ad 25°C (dS/m)	Relación C/N	Ca, Co, Mg, K, Na (meq/100g)	N total (%)	N mineral (kg/ha)	P205 total (kg/ha)	P205 asimilable (kg/ha)	K2O asimilable (kg/ha)	CaO asimilable (kg/ha)	MgO asimilable (kg/ha)	Fe (kg/ha)	Mn (kg/ha)	Cu (kg/ha)	Zn (kg/ha)	Na (kg/ha)	Carbonatos totales (%)	Caliza activa (%)	Facilidad por absorber CO ₂ (kg C/MO ₂ ·m ² ·h)	Extracto húmico (%)	CRAD (%)
21	Mora de Calatrava (Ciudad Real)	38°47'54.5"N 3°30'36.5"W	Franco-arcillo-arenoso	59,6	10,9	29,4	1,4	0,82	6,95	0,090	11,2	9,7	0,073	43	9175	29	141	-	82	-	-	-	-	-	-	-	489	0,42	15
22	Mora de Rubielos (Teruel)	40°15'07.9"N 0°45'08.2"W	Franco-arenoso	74,3	6,8	18,9	1,3	0,76	8,70	0,093	9,5	8,4	0,080	47	248	120	1331	6933	599	11	5	13	1	316	20,3	4,7	477	0,66	11
23	Mora de Rubielos (Teruel)	40°15'07.9"N 0°45'08.2"W	Franco-arcillo-arenoso	75,0	4,6	20,4	1,4	0,81	8,66	0,106	10,5	9,5	0,077	45	287	100	1167	8551	337	14	7	0	1	367	28,8	4,2	445	0,49	14
24	Mora de Rubielos (Teruel)	40°15'07.9"N 0°45'08.2"W	Franco-arcillo-arenoso	67,7	7,0	25,3	1,7	1,00	8,59	0,125	11,9	12,4	0,084	49	423	156	1123	11221	607	10	7	0	1	487	45,7	7,5	559	0,57	15
25	Mora de Rubielos (Teruel)	40°15'07.9"N 0°45'08.2"W	Franco-arcillo-arenoso	72,5	4,4	23,1	1,8	1,02	8,69	0,107	10,7	13,0	0,095	56	540	121	676	12222	838	13	7	0	1	222	72,9	5,7	343	0,56	15
26	Mora de Rubielos (Teruel)	40°15'07.9"N 0°45'08.2"W	Franco-arcillo-arenoso	65,4	6,9	27,7	1,3	0,73	8,77	0,087	9,7	2,0	0,076	44	376	123	1188	0	750	10	5	1	1	290	13,6	1,9	401	0,48	15
27	Mora de Rubielos (Teruel)	40°15'07.9"N 0°45'08.2"W	Franco-arenoso	76,8	3,8	19,4	1,0	0,55	8,86	0,073	9,0	3,9	0,061	36	289	73	688	2983	323	78	20	1	1	282	1,3	1,4	816	0,52	11
28	Montañana (Zaragoza)	41°42'37.4"N 0°48'53.5"W	Arcilloso	39,6	16,0	44,4	2,7	1,56	8,12	0,322	7,8	19,5	0,201	118	4672	170	1063	17439	1262	71	27	10	2	606	31,0	12,0	508	0,16	21
29	Montañana (Zaragoza)	41°42'37.4"N 0°48'53.5"W	Franco-arcilloso	33,2	33,1	33,7	2,2	1,25	7,96	0,830	7,5	13,6	0,166	97	7762	746	1104	11690	1133	48	20	4	8	1349	36,8	10,9	347	0,34	19

Anexo II

Evaluación del método de medición de la respiración de suelos mediante la cámara de actividad metabólica de Fertinagro Biotech S.L.

Con el objetivo de determinar la validez del método desarrollado por Fertinagro Biotech S.L. para la medición actividad metabólica microbiana a través de la respiración de los suelos, se estudió la liberación de CO₂ de un suelo agrícola (suelo 1, Anexo I) y su evolución al aplicar 1.000 ppm de glucosa (Figura A1). El espectro de liberación de CO₂ obtenido en la cámara de actividad metabólica es muy similar al obtenido en otros trabajos tras la aplicación de una enmienda de glucosa a suelos agrícolas (Anderson y Martens, 2013; Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013).

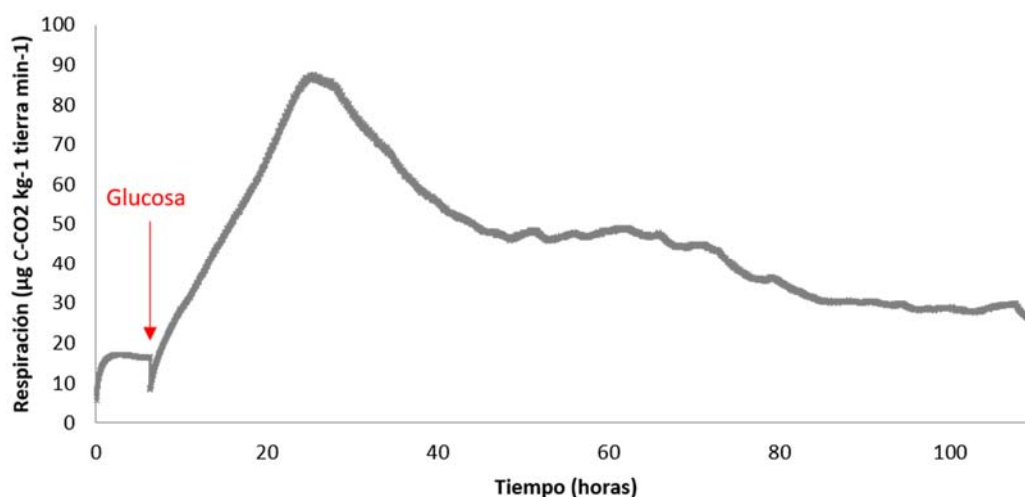


Figura A1. Evolución de la liberación de CO₂ de un suelo agrícola en respuesta a una aplicación de glucosa (1000 μg de glucosa por gramo de suelo).

Se determinó la altura máxima del pico de CO₂ y el tiempo transcurrido desde la adición de la glucosa hasta dicho punto. El pico de respiración obtenido en este ensayo tiene un valor ligeramente inferior, pero del mismo orden de magnitud, que los picos obtenidos por Anderson y Martens (2013), en cuyo trabajo miden la respiración de 8 suelos diferentes tratados con glucosa en concentraciones de 2000 a 4000 ppm (Tabla A2). La leve diferencia respecto al valor medio de los picos registrados por los autores citados podría explicarse, además de por un incremento en la concentración de glucosa, por el aumento de 2 °C en la

temperatura mantenida en el ensayo, lo que favorecería una mayor actividad metabólica. Asimismo, el tiempo medio transcurrido desde la aplicación de glucosa hasta el pico de respiración registrado en el trabajo de Anderson y Martens es muy similar al determinado en este trabajo.

En conjunto, la comparación con los datos publicados de Anderson y Martens valida el método desarrollado por Fertinagro Biotech S.L. para medir la respiración de los suelos.

Tabla A2. Comparación entre los picos de CO₂ tras la aplicación de glucosa obtenidos en este ensayo y por Anderson y Martens (2013). Las unidades de los datos de respiración obtenidas con la cámara de actividad metabólica fueron transformadas de $\mu\text{g de C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ tierra min}^{-1}$ a $\mu\text{g de CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ tierra h}^{-1}$.

Parámetro	Este trabajo (1000 ppm glucosa, 20 °C)	Media de 8 suelos estudiados por Anderson y Martens, 2013 (2000-4000 ppm glucosa, 22 °C)
Pico CO ₂ ($\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ tierra h}^{-1}$)	19,2	81,0
Tiempo transcurrido (h)	18,6	17,9

Anexo III

Tratamientos fitosanitarios aplicados a todos los tratamientos fertilizantes del ensayo de producción agrícola en pimiento bajo invernadero.

Tabla A3. Información sobre los tratamientos fitosanitarios aplicados en el ensayo.

FECHA	INCIDENCIA	PRODUCTO COMERCIAL	MATERIA ACTIVA	DOSIS	TIPO DE APLICACIÓN	PLAZO SEGURIDAD
10/01/2017	OÍDIO Y ARAÑA ROJA	AZUFRE MICRONIZADO P 300/100	AZUFRE 98,5%	20-30 KG/HA	ESPOLVOREO	N.P
12/01/2017	PUDRICIONES RAÍZ/CUELLO	PREVICUR ENERGY	FOSETIL 31% + PROPAMOCARB 53%	2-2,5 L/HA	RIEGO	3
08/02/2017	PULGONES	A PHOX	PIRIMICARB 50%	0,10%	FOLIAR	3
28/0/17	OÍDIO, ARAÑA ROJA, ORUGAS Y SPODOPTERAS	KUMULUS + DELFIN	AZUFRE 80%+ BACILLUS THURINGIENSIS KURSTAKI 32%	0,2-0,5% + 0,05-0,075%	FOLIAR	N.P
02/03/2017	OÍDIO, ARAÑA ROJA, ORUGAS Y SPODOPTERAS	KUMULUS + DELFIN	AZUFRE 80%+ BACILLUS THURINGIENSIS KURSTAKI 32%	0,2-0,5% + 0,05-0,075%	FOLIAR	N.P
28/04/2017	MOSCA BLANCA	BOTANIGARD + NEEMAZAL	BEAUVERIA BASSIANA 10,6% + AZADIRACIN 1%	0,25 % + 0,15-0,3 %	FOLIAR	3
05/05/2017	PULGONES	A PHOX	PIRIMICARB 50%	0,10%	FOLIAR	3
08/05/2017	MOSCA BLANCA	NEEMAZAL + FAIRY	AZADIRACIN 1%	0,15-0,3%	FOLIAR	3
25/05/2017	OÍDIO	ORTVA	AZOXISTROBIN 25%	1CC/L	FOLIAR	
28/05/2017	MILDIU	ORTVA	AZOXISTROBIN 25%	80-100 CC/HL	FOLIAR	3
29/05/2017	OÍDIO	KUMULUS + RESIS	AZUFRE 80%	0,2-0,5%	FOLIAR	N.P
30/05/2017	OÍDIO	KUMULUS + RESIS	AZUFRE 80%	0,2-0,5%	FOLIAR	N.P
03/06/2017	OÍDIO	KUMULUS + RESIS	AZUFRE 80%	0,2-0,5 %	FOLIAR	N.P
24/06/2017	PULGONES	A PHOX	PIRIMICARB 50%	0,10%	FOLIAR	3
06/07/2017	PULGONES	A PHOX	PIRIMICARB 50%	0,10%	FOLIAR	3
11/07/2017	PULGONES	A PHOX	PIRIMICARB 50%	0,10%	FOLIAR	3

Anexo IV

Estadística descriptiva y tratamiento de los resultados experimentales.

Los datos obtenidos en la experimentación se tratan con el paquete estadístico SPSS con el objetivo de determinar la calidad del muestreo para inferir parámetros poblacionales, eliminar datos extremos y extraños y evaluar la normalidad de los datos. A continuación, se expone el procedimiento seguido para todos los datos experimentales del estudio mostrando el ejemplo del parámetro de contenido en materia orgánica de los suelos.

1. Tabla de estadística descriptiva (Tabla A3). Se obtienen estadísticos a partir de los resultados experimentales con el objetivo de determinar la calidad del muestreo y la experimentación para inferir parámetros poblacionales. El tamaño muestral es cercano a 30 y se considera suficiente.

Tabla A4. Estadísticos obtenidos a partir del parámetro de contenido en materia orgánica de los suelos estudiados.

Materia Orgánica Suelo		
Estadístico		Valor
Media		2,14
95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	1,89
	Límite superior	2,40
Media recortada al 5%		2,16
Mediana		2,31
Varianza		0,41
Desviación estándar		0,64
Error estándar		0,12
Mínimo		1,01
Máximo		2,90
Rango		1,89
Rango intercuartil		1,30

A partir de esta tabla podemos analizar los datos de materia orgánica del conjunto de suelos de la siguiente manera:

- a. Estadísticos de tendencia central.

- Media y error estándar. El error estándar se utiliza para determinar la bondad de la media muestral como estimador de la media poblacional. Respecto a la media, nuestro objetivo no es inferir la media poblacional (que en nuestro caso podría tratarse de la materia orgánica de los suelos agrícolas de España), sino que lo que buscamos es conocer el rango de valores de un parámetro para el cual son válidos los resultados de nuestro trabajo y para determinar si existe una muestra o experimento anómalo. En los suelos tratados en este estudio tenemos 2,14% de contenido medio de materia orgánica. A partir de este dato podemos extraer algunas conclusiones:
 - Considerando una hectárea de terreno, una profundidad de muestreo de 30 cm y un suelo con una densidad aparente de 1.300 kg/m^3 , la masa de una hectárea sería de $3,9 \cdot 10^6 \text{ kg}$. Por lo tanto, con una media del 2,14%, la cantidad de materia orgánica por hectárea es de 83.460 kg. Aplicando el valor de Jorgensen de la exergía de la biomasa de 18.700 kJ/kg, una hectárea tiene de media un contenido exergético debido a la materia orgánica de $1,56 \cdot 10^9 \text{ kJ}$.
- Intervalo de confianza para la media. Partiendo de los estadísticos de variación (explicados más abajo) de la distribución muestral del parámetro, obtenemos otro estadístico que describe la bondad de la estimación de la media de la materia orgánica. En este caso con un 95% de confianza podemos decir que el valor medio de nuestra distribución muestral se encuentra entre el 1,89 y 2,40% de contenido de materia orgánica. Es decir, según este estadístico, el 95% de las muestras de suelo que tomáramos en suelos agrícolas de España tendrán un contenido entre el 1,89 al 2,40% de materia orgánica. Obviamente, esta afirmación basada en la estadística tiene validez para suelos

agrícolas con características e historial de manejo y cultivo similares a los que hemos muestreado en este estudio. Por lo tanto, en cada hectárea de suelo agrícola, la cantidad de materia orgánica está, con el 95% de confianza, entre 73.710 kg y 93.600 kg y el contenido exergético correspondiente está en un rango entre $1,38 \cdot 10^9$ kJ y $1,75 \cdot 10^9$ kJ.

- Media recortada al 5%. Este estadístico se obtiene eliminando el 5% de los datos más altos y más bajos de la experimentación y calculando con los restantes la media. Nos da idea si los valores extremos tienen una excesiva influencia sobre el cálculo de la media estadística.
- Mediana. El valor que se encuentra en el centro de la distribución es de 2,31%, lo que corresponde a 90.090 kg de biomasa por hectárea. Es un valor ligeramente mayor que la media, por lo que los valores inferiores tienen un mayor peso en el cálculo de la media de la distribución muestral.

b. Estadísticos de Variación.

- Varianza.
- Desviación estándar. Es el estadístico que se utiliza para determinar el error estándar de la media muestral y los intervalos de confianza. En el caso de los intervalos para un 95% de confianza, se determinan tomando 1,96 veces la desviación estándar por encima y por debajo de la media muestral.
- Mínimo y Máximo.
- Rango.
- Rango Intercuartil. Representa el rango en el que se encuentra el 50% de los valores, siendo la diferencia entre el valor que marcan los cuartiles 75% y 25%. En este caso representa el 1,30%.

2. Estadísticos de distribución de los datos experimentales.

- Histograma. Se ordenan los datos por clases y se cuantifica el número de observaciones (frecuencia) de cada clase. Permite visualizar de forma general la distribución de la población e, intuitivamente, comprobar si dicha distribución se acerca a la normalidad. En este caso aplicamos la construcción del histograma de forma automática por parte del programa estadístico. En este caso, el histograma del contenido de materia orgánica de los suelos no refleja una curva normal, sino que aparece sin una distribución clara (Figura A2).

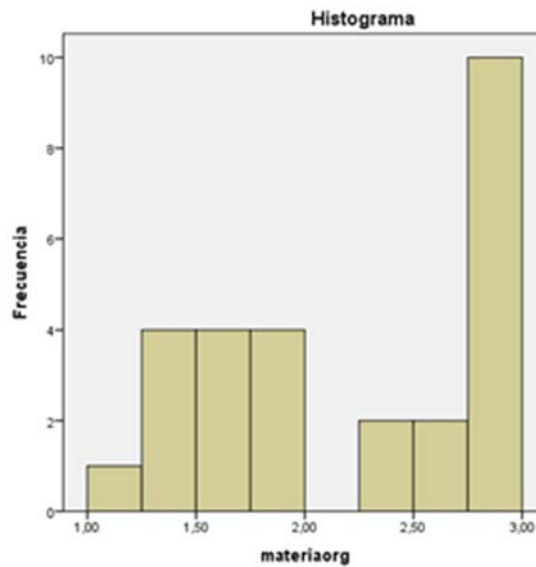


Figura A2. Histograma de frecuencias de la materia orgánica de los suelos analizados en el presente trabajo.

- Gráficos de caja. En estos gráficos se visualiza la presencia de valores extremos o anómalos, así como los estadísticos de tendencia central, variación y orden (cuartiles) (Figura A3).

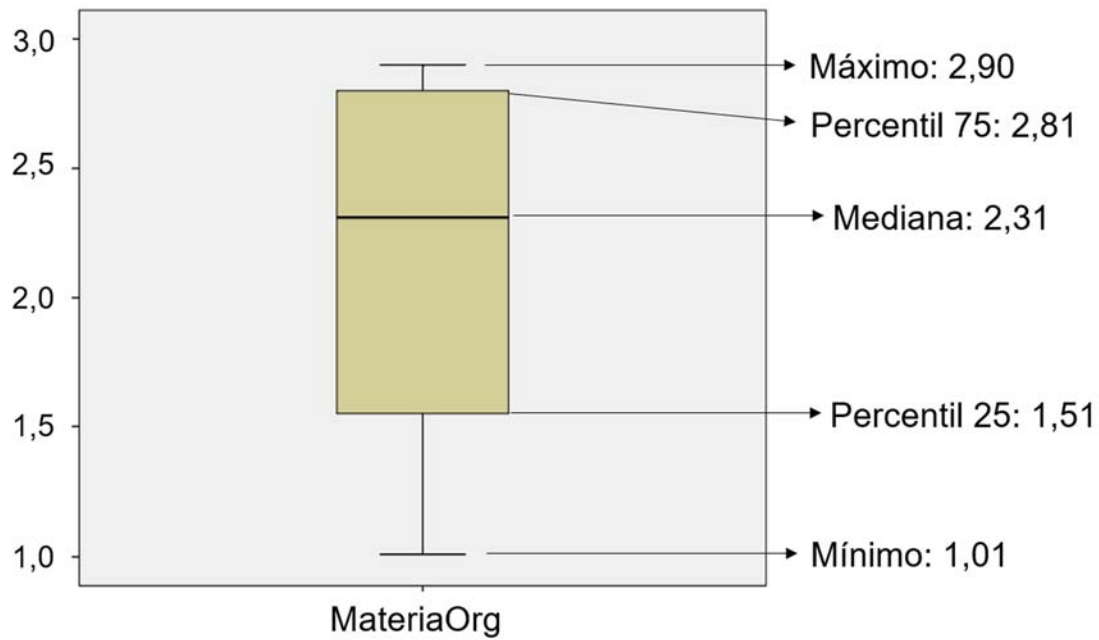


Figura A3. Diagrama de cajas con los datos de materia orgánica.

El programa SPSS permite mediante el diagrama de caja detectar los casos extremos, clasificando los datos en función del rango intercuartílico y empleando dos criterios para comprobar datos extremos o anómalos:

- Valor extremo. Los datos 3 veces superiores al rango intercuartílico por encima del percentil 75 ($2,81 + 3,9 = 6,71$) o por debajo del percentil 25 ($1,51 - 2,39 = -2,39$) se considerarían valores extremos. En el caso de la materia orgánica no se encontró ningún valor extremo, por lo que no se descartó ninguna muestra.
- Valor extraño. Los datos 1,5 veces superiores al rango intercuartílico por encima del percentil 75 ($2,81 + 1,95 = 4,76$) o por debajo del percentil 25 ($1,51 - 1,95 = -0,44$) se considerarían valores extraños. En este caso tampoco se encontró ningún valor extraño. En el caso de aparecer un valor extraño, se valora si se pudiese tratar de un error experimental o de un suelo con características diferentes al resto.

- Test de normalidad de Shapiro-Wilk. Para muestras de tamaño relativamente pequeño ($n < 50$) se puede utilizar este test para contrastar la normalidad de los datos (Tabla A4). Se trata de una prueba de hipótesis donde existe una hipótesis nula H_0 (la muestra proviene de una población normalmente distribuida) y una hipótesis alternativa H_1 (la población de la muestra no sigue una distribución normal). En el ejemplo de la materia orgánica, con 60 grados de libertad, el estadístico W es 0,924 y corresponde con un valor de significancia de 0,001, que es menor al nivel de significancia de 0,05 establecido en el test. Por lo tanto, no se puede aprobar la hipótesis nula, lo que implica que la distribución de la materia orgánica en los suelos objetos de estudio no sigue una distribución normal, tal y como ya habíamos interpretado del histograma de frecuencias.

Tabla A5. Test de normalidad de Shapiro-Wilk para los datos de materia orgánica.

Pruebas de normalidad			
MatOrgánica	Shapiro-Wilk		
	Estadístico W	Gl	Sig.
	0,924	60	0,001

El análisis estadístico de la variable “contenido de materia orgánica” a partir de las 29 muestras de suelo obtenidas indica que no es necesario descartar ningún dato experimental. Por otra parte, la distribución de los datos no sigue una distribución normal y, dada la naturaleza del estudio, no podemos inferir los parámetros poblacionales a partir de los estadísticos calculados. Sin embargo, este tipo de inferencias queda lejos del propósito del presente trabajo.

Este es el procedimiento seguido con todas las variables objeto del estudio y a partir de cual se generaron tres archivos de datos para estudiar las correlaciones entre todas las variables: un archivo con los datos en bruto, un archivo sin los datos extremos y un archivo sin los datos extremos ni extraños. A partir de estos archivos se tomaron los datos para los estudios de inferencia y correlación entre

variables, comprobando si los modelos obtenidos se ven muy afectados por la eliminación de datos a partir de los criterios anteriormente descritos.

Tras la depuración de todos datos se detectaron 24 puntos extremos. Por consiguiente, del primer archivo arriba citado se eliminaron un 0,69% de los datos. Se detectaron 39 valores extraños, un 1,13% de los datos que quedaban. Tras eliminar datos extremos y extraños quedó el 98,18% de los datos iniciales, que son los que finalmente se emplearon para posteriores tratamientos estadísticos.

Anexo V

Tabla A.6. Datos relacionados con el contenido en DNA, respiración y mineralización de nutrientes de los suelos estudiados en este trabajo.

Suelo	Tratamiento	Ácidos nucleicos (kg/ha)	Respiración (µg C-CO ₂ /kg tierra*min)	Respiración inducida máxima	µ max (min ⁻¹)	Mineralización de N (mg N/kg*día)	Mineralización máx N (mg N/kg*día)	Mineralización de N teórica campo(mg N/kg*día)	Mineralización máx de N teórica campo(mg N/kg*día)	Mineralización de P (mg P/kg*día)	Mineralización máx P (mg P/ha*día)	Mineralización de P teórica campo(mg P/kg*día)	Mineralización máx de P teórica campo(mg P/kg*día)
1	Control	37,9	6,30			0,99		0,03		0,20		0,005	
	Inductor	72,9	6,93	24,93	-	1,08	3,90	0,03	0,10	0,22	0,78	0,006	0,020
2	Control	52,1	9,23			0,43		0,05		0,09		0,010	
	Inductor	55,4	30,1	97,0	2,57E-03	1,41	4,55	0,17	0,55	0,28	0,91	0,034	0,110
3	Control	26,0	21,3			1,27		0,04		0,25		0,008	
	Inductor	31,3	46,0	111,0	3,72E-03	2,73	6,60	0,08	0,20	0,55	1,32	0,017	0,041
4	Control	34,8	32,2			0,47		0,01		0,09		0,002	
	Inductor	27,1	45,7	145,0	-	0,67	2,12	0,02	0,05	0,13	0,42	0,003	0,010
5	Control	9,7	30,0			0,74		0,02		0,15		0,004	
	Inductor	22,7	41,1	124,0	5,00E-03	1,01	3,05	0,03	0,08	0,20	0,61	0,005	0,017
6	Control	41,8	21,2			0,50		0,02		0,10		0,003	
	Inductor	48,8	44,3	100,0	3,17E-03	1,05	2,37	0,03	0,08	0,21	0,47	0,007	0,016
7	Control	58,7	21,7			0,98		0,04		0,20		0,008	
	Inductor	62,0	37,9	152,0	-	1,72	6,88	0,07	0,27	0,34	1,38	0,013	0,054
8	Control	117,5	29,1			1,03		0,04		0,21		0,008	
	Inductor	98,8	43,7	212,0	-	1,54	7,47	0,06	0,28	0,31	1,49	0,012	0,056
9	Control	69,2	19,0			0,58		0,04		0,12		0,008	
	Inductor	68,8	38,1	132,0	2,03E-03	1,17	4,05	0,08	0,28	0,23	0,81	0,016	0,056
10	Control	79,8	23,3			0,71		0,03		0,14		0,005	
	Inductor	66,9	39,0	177,0	3,37E-03	1,19	5,42	0,05	0,21	0,24	1,08	0,009	0,041
11	Control	68,2	13,8			1,64		0,04		0,33		0,007	
	Inductor	80,7	20,0	173,0	3,48E-03	2,18	18,87	0,05	0,42	0,44	3,77	0,010	0,085
12	Control	56,1	15,5			0,29		0,01		0,06		0,003	
	Inductor	62,2	40,1	78,0	2,62E-03	0,74	1,44	0,04	0,07	0,15	0,29	0,007	0,014
13	Control	67,2	4,5			0,17		0,04		0,03		0,007	
	Inductor	59,7	33,1	46,0	-	1,22	1,70	0,27	0,38	0,24	0,34	0,054	0,076
14	Control	36,4	4,7			0,14		0,02		0,03		0,003	
	Inductor	36,1	27,5	38,0	4,83E-03	0,82	1,13	0,10	0,14	0,16	0,23	0,020	0,028
15	Control	48,0	21,3			0,66		0,04		0,13		0,009	
	Inductor	46,7	56,9	90,0	2,87E-03	1,77	2,80	0,12	0,19	0,35	0,56	0,024	0,038
16	Control	21,2	-			-		-		-		-	
	Inductor	11,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	Control	103,2	8,1			0,31		0,06		0,06		0,011	
	Inductor	79,5	34,5	90,0	-	1,31	3,41	0,24	0,62	0,26	0,68	0,048	0,125
18	Control	26,8	6,0			0,05		0,01		0,01		0,001	
	Inductor	23,6	25,1	40,0	4,49E-03	0,23	0,37	0,03	0,05	0,05	0,07	0,006	0,010
19	Control	48,0	3,8			0,51		0,05		0,10		0,010	
	Inductor	29,9	25,2	116,0	2,37E-03	3,36	15,47	0,33	1,51	0,67	3,09	0,065	0,301
20	Control	24,1	7,7			1,06		0,03		0,21		0,007	
	Inductor	31,5	28,0	129,0	2,50E-03	3,83	17,69	0,13	0,58	0,77	3,54	0,025	0,116

Tabla A.6 (continuación). Datos relacionados con el contenido en DNA, masa microbiológica, respiración y mineralización de nutrientes de los suelos estudiados en este trabajo.

Suelo	Tratamiento	Ácidos nucleicos (kg/ha)	Respiración (µg C-CO ₂ /kg tierra*min)	Respiración inducida máxima	µ max (min ⁻¹)	Mineralización de N (mg N/kg*día)	Mineralización máx N (mg N/kg*día)	Mineralización de N teórica campo(mg N/kg*día)	Mineralización máx de N teórica campo(mg N/kg*día)	Mineralización de P (mg P/kg*día)	Mineralización máx P (mg P/ha*día)	Mineralización de P teórica campo(mg P/kg*día)	Mineralización máx de P teórica campo(mg P/kg*día)
21	Control	13,0	4,0			0,52		0,02		0,10		0,004	
	Inductor	13,8	11,0	92,0	3,58E-03	1,42	11,83	0,06	0,50	0,28	2,37	0,012	0,100
22	Control	62,9	3,6			0,55		0,03		0,11		0,006	
	Inductor	52,7	22,0	138,0	4,14E-03	3,34	20,92	0,17	1,09	0,67	4,18	0,035	0,218
23	Control	26,4	3,6			0,49		0,02		0,10		0,005	
	Inductor	32,5	30,7	196,0	3,34E-03	4,21	26,88	0,20	1,26	0,84	5,38	0,039	0,251
24	Control	8,0	5,6			0,68		0,03		0,14		0,005	
	Inductor	22,6	37,7	175,0	3,10E-03	4,56	21,18	0,17	0,79	0,91	4,24	0,034	0,158
25	Control	23,1	3,5			0,47		0,03		0,09		0,006	
	Inductor	26,3	25,8	91,0	2,93E-03	3,48	12,25	0,21	0,74	0,70	2,45	0,042	0,148
26	Control	37,6	2,9			0,43		0,02		0,09		0,005	
	Inductor	15,9	28,1	125,0	3,85E-03	4,17	18,56	0,22	0,97	0,83	3,71	0,044	0,194
27	Control	31,1	4,5			0,72		0,02		0,14		0,004	
	Inductor	34,1	27,7	145,0	3,17E-03	4,43	23,20	0,13	0,70	0,89	4,64	0,027	0,141
28	Control	88,5	8,0			1,48		0,04		0,30		0,008	
	Inductor	79,2	29,9	151,0	3,94E-03	5,52	27,88	0,16	0,79	1,10	5,58	0,031	0,158
29	Control	42,4	4,0			0,77		0,04		0,15		0,008	
	Inductor	34,7	27,4	170,0	4,86E-03	5,26	32,64	0,29	1,79	1,05	6,53	0,058	0,358
Media		46,9	12,1			0,67		0,03		0,13		0,006	
Desviación estándar	Control	27,1	9,4			0,38		0,01		0,08		0,003	
Error estándar		5,0	1,7			0,07		2,36E-03		0,01		0,001	
Media	Inductor	45,8	32,3	119,9	3,45E-03	2,34	10,88	0,13	0,52	0,47	2,18	0,025	0,105
Desviación estándar		23,5	10,8	48,5	8,4E-04	1,56	9,61	0,09	0,46	0,31	1,92	0,018	0,092
Error estándar		4,4	2,0	9,0	1,6E-04	0,29	1,78	0,02	0,09	0,06	0,36	0,003	0,017

Anexo VI

Tabla A.7. Parámetros biométricos y fisiológicos determinados en los ensayos realizados con plantas de maíz en este trabajo.

Suelo	Tratamiento	Semillas germinadas (sobre 4)	Germinación (%)	Ps raíces /maqueta (g)	Ps parte aérea /maqueta (g)	CO ₂ fijado /maqueta (mg)	C fijado /maqueta (mg)	N asimilado /maqueta (mg)	P asimilado /maqueta (mg)	Ps raíces /planta (g)	Ps parte aérea /planta (g)	CO ₂ fijado /planta (mg)	C fijado /planta (mg)	N asimilado /planta (mg)	P asimilado /planta (mg)	Longitud raíces (cm)	Volumen raíces (cm ³)	Longitud tallo principal (cm)	Longitud hoja (cm)	Clorofila (U SPAU)
1	Control	3	75	0,93	1,80	5005	1365	1645	3,58	0,31	0,60	1668	455	5,48	1,19	30,50	5,75	18,33	40,57	30,03
	Inductor	3	75	1,29	4,17	10010	2730	32,89	7,15	0,43	1,39	3337	910	10,96	2,38	42,10	7,33	25,50	55,90	41,53
2	Control	2	50	0,26	0,62	1613	440	5,30	1,15	0,13	0,31	807	220	2,65	0,58	33,30	2,41	14,34	41,10	32,18
	Inductor	3	75	0,90	1,89	5115	1395	16,81	3,65	0,30	0,63	1705	465	5,60	1,22	38,20	5,10	19,96	51,26	38,56
3	Control	3	75	0,84	1,44	4180	1140	13,73	2,99	0,28	0,48	1390	379	4,57	0,99	25,50	5,18	16,30	42,43	33,95
	Inductor	3	75	1,38	2,19	6545	1785	21,51	4,68	0,46	0,73	2182	595	7,17	1,56	29,90	7,88	19,87	52,20	37,80
4	Control	3	75	0,75	1,32	3795	1035	12,47	2,71	0,25	0,44	1265	345	4,16	0,90	29,10	4,08	15,99	40,03	32,82
	Inductor	3	75	1,08	2,13	5885	1605	19,34	4,20	0,36	0,71	1962	535	6,45	1,40	39,20	6,12	19,74	51,10	38,80
5	Control	3	75	0,72	1,56	4180	1140	13,73	2,99	0,24	0,52	1393	380	4,58	1,00	36,40	4,44	18,55	41,48	31,17
	Inductor	3	75	1,26	2,64	7150	1950	23,49	5,11	0,42	0,88	2383	650	7,83	1,70	38,20	7,99	24,50	55,90	41,53
6	Control	3	75	0,54	1,80	4290	1170	14,10	3,06	0,18	0,60	1430	390	4,70	1,02	37,80	3,28	21,80	44,40	28,26
	Inductor	3	75	0,63	2,34	5445	1485	17,89	3,89	0,21	0,78	1815	495	5,96	1,30	37,90	3,74	24,23	61,20	35,84
7	Control	3	75	0,66	2,58	5940	1620	19,52	4,24	0,22	0,86	1980	540	6,51	1,41	30,20	4,07	21,01	49,63	33,87
	Inductor	3	75	1,08	3,39	8195	2235	26,93	5,85	0,36	1,13	2732	745	8,98	1,95	41,40	6,12	24,20	61,11	38,80
8	Control	2	50	0,46	0,90	2493	680	8,19	1,78	0,23	0,45	1247	340	4,10	0,89	45,40	4,21	19,86	45,63	36,62
	Inductor	2	50	0,68	1,40	3813	1040	12,53	2,72	0,34	0,70	1907	520	6,27	1,36	48,50	5,78	22,25	53,11	40,50
9	Control	3	75	0,45	0,96	2585	705	8,49	1,85	0,15	0,32	862	235	2,83	0,62	25,40	2,76	14,74	40,08	32,05
	Inductor	3	75	0,84	1,74	4730	1290	15,54	3,38	0,28	0,58	1577	430	5,18	1,13	33,30	4,79	19,11	48,29	37,98
10	Control	1	25	0,16	0,46	1137	310	3,73	0,81	0,16	0,46	1137	310	3,73	0,81	29,80	2,64	18,80	35,00	40,10
	Inductor	4	100	0,96	2,40	6160	1680	20,24	4,40	0,24	0,60	1540	420	5,06	1,10	52,20	4,61	20,23	49,75	43,87
11	Control	3	75	0,60	1,05	3025	825	9,94	2,16	0,20	0,35	1008	275	3,31	0,72	33,40	3,70	16,10	40,02	25,14
	Inductor	3	75	1,17	1,35	4620	1260	15,18	3,30	0,39	0,45	1540	420	5,06	1,10	37,90	6,63	19,53	48,32	39,68
12	Control	3	75	0,42	0,90	2420	660	7,95	1,73	0,14	0,30	807	220	2,65	0,58	30,50	2,59	15,98	39,87	28,36
	Inductor	3	75	0,75	1,62	4345	1185	14,28	3,10	0,25	0,54	1448	395	4,76	1,03	37,50	4,25	20,20	51,12	38,45
13	Control	4	100	0,44	1,16	2933	800	9,64	2,10	0,11	0,29	733	200	2,41	0,52	34,00	2,04	15,25	37,63	30,12
	Inductor	3	75	0,69	1,44	3905	1065	12,83	2,79	0,23	0,48	1302	355	4,28	0,93	41,60	3,91	20,31	49,54	36,44
14	Control	3	75	0,51	0,96	2695	735	8,86	1,93	0,17	0,32	898	245	2,95	0,64	49,60	3,06	15,09	41,22	37,73
	Inductor	2	50	0,80	3,64	8140	2220	26,75	5,81	0,20	0,91	2030	554	6,67	1,45	26,80	3,70	20,76	55,34	36,67
15	Control	4	100	0,74	2,36	5683	1550	18,67	4,06	0,37	1,18	2833	773	9,31	2,02	32,60	6,26	23,55	62,30	41,11
	Inductor	2	50	0,74	2,36	5683	1550	18,67	4,06	0,37	1,18	2833	773	9,31	2,02	32,60	6,26	23,55	62,30	41,11
16	Control	4	100	2,80	1,84	8507	2320	27,95	6,08	0,70	0,46	2127	580	6,99	1,52	44,50	26,00	19,00	37,48	22,65
	Inductor	4	100	1,96	2,12	7480	2040	24,58	5,34	0,49	0,53	1870	510	6,14	1,34	41,90	19,00	18,43	45,03	21,33
17	Control	3	75	0,69	1,68	4345	1185	14,28	3,10	0,23	0,56	1448	395	4,76	1,03	29,80	4,19	16,74	41,13	34,87
	Inductor	3	75	1,14	3,21	7975	2175	26,20	5,70	0,38	1,07	2658	725	8,73	1,90	42,00	6,46	24,13	57,49	40,04
18	Control	4	100	0,92	3,92	8873	2420	29,16	6,34	0,23	0,98	2218	605	7,29	1,58	38,90	3,91	20,18	49,06	26,75
	Inductor	4	100	1,28	4,28	10193	2780	33,49	7,28	0,32	1,07	2548	695	8,37	1,82	32,30	5,60	23,77	54,32	29,14
19	Control	2	50	0,92	2,08	5500	1500	18,07	3,93	0,46	1,04	2750	750	9,04	1,96	45,70	4,85	21,10	65,00	30,70
	Inductor	2	50	1,04	2,22	5977	1600	19,64	4,27	0,52	1,11	2988	815	9,82	2,13	48,20	5,16	23,65	68,30	34,85
20	Control	3	75	1,11	1,29	4400	1200	14,46	3,14	0,37	0,43	1467	400	4,82	1,05	43,70	4,00	18,43	40,90	25,33
	Inductor	3	75	1,41	1,62	5555	1515	18,25	3,97	0,47	0,54	1852	505	6,08	1,32	47,40	4,67	20,07	50,63	30,40

Anexos

Tabla A.7 (continuación). Parámetros biométricos y fisiológicos determinados en los ensayos realizados con plantas de maíz en este trabajo.

Suelo	Tratamiento	Semillas germinadas (sobre 4)	Germinación (%)	Ps raíces /maceta (g)	Ps parte aérea /maceta (g)	CO2 fijado /maceta (mg)	C fijado /maceta (mg)	N asimilado /maceta (mg)	P asimilado /maceta (mg)	Ps raíces /planta (g)	Ps parte aérea /planta (g)	CO2 fijado /planta (mg)	C fijado /planta (mg)	N asimilado /planta (mg)	P asimilado /planta (mg)	Longitud raíces (cm)	Volumen raíces (cm ³)	Longitud tallo principal (cm)	Longitud 1ª hoja (cm)	Clorofila (U SPAD)
21	Control	3	75	1,68	1,47	5775	1575	18,98	4,13	0,56	0,49	1925	525	6,33	1,38	35,60	4,15	17,89	39,24	30,33
	Inductor	4	100	2,52	2,28	8800	2400	28,92	6,29	0,63	0,57	2191	598	7,20	1,56	42,40	5,12	20,23	45,08	32,30
22	Control	4	100	0,72	1,28	3667	1000	12,05	2,62	0,18	0,32	913	249	3,00	0,65	40,60	2,75	17,63	39,95	31,30
	Inductor	3	75	0,45	1,05	2750	750	9,04	1,96	0,15	0,35	906	247	2,98	0,65	42,20	1,75	20,13	44,23	34,50
23	Control	4	100	1,16	1,12	4180	1140	13,73	2,99	0,29	0,28	1045	285	3,43	0,75	38,90	3,00	17,35	40,95	32,33
	Inductor	4	100	1,12	1,04	3960	1080	13,01	2,83	0,28	0,26	990	270	3,25	0,71	38,57	2,25	17,00	39,98	35,75
24	Control	4	100	0,80	1,36	3960	1080	13,01	2,83	0,20	0,34	981	268	3,22	0,70	54,60	2,50	22,18	41,50	32,43
	Inductor	3	75	0,54	1,14	3080	840	10,12	2,20	0,18	0,38	1013	276	3,33	0,72	51,80	2,33	20,43	40,63	36,57
25	Control	4	100	1,00	1,24	4107	1120	13,49	2,93	0,25	0,31	1035	282	3,40	0,74	48,80	2,13	18,40	39,88	33,10
	Inductor	3	75	0,60	0,96	2860	780	9,40	2,04	0,20	0,32	949	259	3,12	0,68	38,00	1,67	19,10	36,73	35,20
26	Control	3	75	0,47	0,75	2233	609	7,34	1,60	0,16	0,25	749	204	2,46	0,53	43,20	1,33	17,63	41,80	34,90
	Inductor	4	100	0,64	1,12	3227	880	10,60	2,30	0,16	0,28	815	222	2,68	0,58	54,20	1,75	17,53	46,30	37,05
27	Control	4	100	0,77	1,34	3878	1058	12,74	2,77	0,19	0,34	969	264	3,19	0,69	44,40	2,00	17,48	43,75	32,73
	Inductor	4	100	0,65	1,32	3614	986	11,87	2,58	0,16	0,33	903	246	2,97	0,65	40,20	2,00	17,95	47,03	34,75
28	Control	3	75	1,47	2,22	6765	1845	22,23	4,83	0,49	0,74	2246	613	7,38	1,60	41,90	19,00	22,10	46,95	29,45
	Inductor	3	75	2,10	3,36	10010	2730	32,89	7,15	0,70	1,12	3332	909	10,95	2,38	44,50	26,00	21,55	58,23	33,48
29	Control	2	50	0,96	1,38	4290	1170	14,10	3,06	0,48	0,69	2145	585	7,05	1,53	-	-	21,89	43,51	29,31
	Inductor	3	75	1,89	4,56	11825	3225	38,86	8,45	0,63	1,52	3942	1075	12,95	2,82	-	-	23,33	60,63	29,47
Media		3,1	77,6	0,83	1,52	4307	1175	14,15	3,08	0,27	0,50	1403	383	4,61	1,00	37,43	4,77	18,31	42,95	31,56
Desviación estándar	Control	0,8	19,3	0,50	0,78	1933	527	6,35	1,38	0,14	0,22	555	151	1,82	0,40	7,93	5,20	2,35	5,87	3,89
Error estándar		0,1	3,6	0,09	0,15	359	98	1,18	0,26	0,03	0,04	103	28	0,34	0,07	1,47	0,97	0,44	1,09	0,72
Media	Inductor	3,1	77,6	1,08	2,16	5941	1620	19,52	4,24	0,35	0,72	1962	535	6,45	1,40	41,56	6,05	21,03	51,60	36,44
Desviación estándar		0,6	15,4	0,51	1,02	2494	680	8,20	1,78	0,15	0,34	824	225	2,71	0,59	6,21	5,09	2,36	7,27	4,70
Error estándar		0,1	2,9	0,09	0,19	463	126	1,52	0,33	0,03	0,06	153	42	0,50	0,11	1,15	0,94	0,44	1,35	0,87

Tabla A.8. Parámetros biométricos determinados en los ensayos realizados con plantas de trigo en este trabajo.

Suelo	Tratamiento	Semillas germinadas (sobre 35)	Germinación (%)	Ps /bandeja (mg)	CO2 fijado /bandeja (mg)	C fijado /bandeja (mg)	N asimilado /bandeja (mg)	P asimilado /bandeja (mg)	Ps / planta (mg)	CO2 fijado /planta (mg)	C fijado /planta (mg)	N asimilado /planta (mg)	P asimilado /planta (mg)
1	Control	33	94	330,0	605,0	165,0	1,99	0,43	10,0	18,3	5,0	0,060	0,013
	Inductor	34	97	414,8	760,5	207,4	2,50	0,54	12,2	22,4	6,1	0,073	0,016
2	Control	33	94	330,0	605,0	165,0	1,99	0,43	10,0	18,3	5,0	0,060	0,013
	Inductor	33	94	448,8	822,8	224,4	2,70	0,59	13,6	24,9	6,8	0,082	0,018
3	Control	33	94	359,7	659,5	179,9	2,17	0,47	10,9	20,0	5,5	0,066	0,014
	Inductor	33	94	511,5	937,8	255,8	3,08	0,67	15,5	28,4	7,8	0,093	0,020
4	Control	31	89	235,6	431,9	117,8	1,42	0,31	7,6	13,9	3,8	0,046	0,010
	Inductor	32	91	464,0	850,7	232,0	2,80	0,61	14,5	26,6	7,3	0,087	0,019
5	Control	30	86	309,0	566,5	154,5	1,86	0,40	10,3	18,9	5,2	0,062	0,013
	Inductor	32	91	406,4	745,1	203,2	2,45	0,53	12,7	23,3	6,4	0,077	0,017
6	Control	29	83	211,7	388,1	105,9	1,28	0,28	7,3	13,4	3,7	0,044	0,010
	Inductor	33	94	438,9	804,7	219,5	2,64	0,57	13,3	24,4	6,7	0,080	0,017
7	Control	34	97	370,6	679,4	185,3	2,23	0,49	10,9	20,0	5,5	0,066	0,014
	Inductor	35	100	507,5	930,4	253,8	3,06	0,66	14,5	26,6	7,3	0,087	0,019
8	Control	33	94	339,9	623,2	170,0	2,05	0,45	10,3	18,9	5,2	0,062	0,013
	Inductor	35	100	465,5	853,4	232,8	2,80	0,61	13,3	24,4	6,7	0,080	0,017
9	Control	32	91	387,2	709,9	193,6	2,33	0,51	12,1	22,2	6,1	0,073	0,016
	Inductor	34	97	598,4	1097,1	299,2	3,60	0,78	17,6	32,3	8,8	0,106	0,023
10	Control	33	94	330,0	605,0	165,0	1,99	0,43	10,0	18,3	5,0	0,060	0,013
	Inductor	32	91	435,2	797,9	217,6	2,62	0,57	13,6	24,9	6,8	0,082	0,018
11	Control	31	89	368,9	676,3	184,5	2,22	0,48	11,9	21,8	6,0	0,072	0,016
	Inductor	32	91	489,6	897,6	244,8	2,95	0,64	15,3	28,1	7,7	0,092	0,020
12	Control	33	94	320,1	586,9	160,1	1,93	0,42	9,7	17,8	4,9	0,058	0,013
	Inductor	33	94	422,4	774,4	211,2	2,54	0,55	12,8	23,5	6,4	0,077	0,017
13	Control	29	83	359,6	659,3	179,8	2,17	0,47	12,4	22,7	6,2	0,075	0,016
	Inductor	34	97	510,0	935,0	255,0	3,07	0,67	15,0	27,5	7,5	0,090	0,020
14	Control	32	91	320,0	586,7	160,0	1,93	0,42	10,0	18,3	5,0	0,060	0,013
	Inductor	33	94	458,7	841,0	229,4	2,76	0,60	13,9	25,5	7,0	0,084	0,018
15	Control	31	89	368,9	676,3	184,5	2,22	0,48	11,9	21,8	6,0	0,072	0,016
	Inductor	33	94	488,4	895,4	244,2	2,94	0,64	14,8	27,1	7,4	0,089	0,019
16	Control	33	94	359,7	659,5	179,9	2,17	0,47	10,9	20,0	5,5	0,066	0,014
	Inductor	34	97	510,0	935,0	255,0	3,07	0,67	15,0	27,5	7,5	0,090	0,020
17	Control	34	97	350,2	642,0	175,1	2,11	0,46	10,3	18,9	5,2	0,062	0,013
	Inductor	34	97	489,6	897,6	244,8	2,95	0,64	14,4	26,4	7,2	0,087	0,019
18	Control	30	86	342,0	627,0	171,0	2,06	0,45	11,4	20,9	5,7	0,069	0,015
	Inductor	33	94	495,0	907,5	247,5	2,98	0,65	15,0	27,5	7,5	0,090	0,020
19	Control	32	91	329,6	604,3	164,8	1,99	0,43	10,3	18,9	5,2	0,062	0,013
	Inductor	33	94	409,2	750,2	204,6	2,47	0,54	12,4	22,7	6,2	0,075	0,016
20	Control	34	97	340,0	623,3	170,0	2,05	0,45	10,0	18,3	5,0	0,060	0,013
	Inductor	34	97	462,4	847,7	231,2	2,79	0,61	13,6	24,9	6,8	0,082	0,018

Anexos

Tabla A.8 (continuación). Parámetros biométricos determinados en los ensayos realizados con plantas de trigo en este trabajo.

Suelo	Tratamiento	Semillas germinadas (sobre 35)	Germminación (%)	Ps /bandeja (mg)	CO2 fijado /bandeja (mg)	C fijado /bandeja (mg)	N asimilado /bandeja (mg)	P asimilado /bandeja (mg)	Ps / planta (mg)	CO2 fijado /planta (mg)	C fijado /planta (mg)	N asimilado /planta (mg)	P asimilado /planta (mg)
21	Control	32	91	220,8	404,8	110,4	1,33	0,29	6,9	12,7	3,5	0,042	0,009
	Inductor	33	94	458,7	841,0	229,4	2,76	0,60	13,9	25,5	7,0	0,084	0,018
22	Control	34	97	374,0	685,7	187,0	2,25	0,49	11,0	20,2	5,5	0,066	0,014
	Inductor	35	100	514,5	943,3	257,3	3,10	0,67	14,7	27,0	7,4	0,089	0,019
23	Control	33	94	287,1	526,4	143,6	1,73	0,38	8,7	16,0	4,4	0,052	0,011
	Inductor	33	94	442,2	810,7	221,1	2,66	0,58	13,4	24,6	6,7	0,081	0,018
24	Control	35	100	441,0	808,5	220,5	2,66	0,58	12,6	23,1	6,3	0,076	0,017
	Inductor	32	91	496,0	909,3	248,0	2,99	0,65	15,5	28,4	7,8	0,093	0,020
25	Control	32	91	278,4	510,4	139,2	1,68	0,36	8,7	16,0	4,4	0,052	0,011
	Inductor	34	97	544,0	997,3	272,0	3,28	0,71	16,0	29,3	8,0	0,096	0,021
26	Control	34	97	244,8	448,8	122,4	1,47	0,32	7,2	13,2	3,6	0,043	0,009
	Inductor	35	100	532,0	975,3	266,0	3,20	0,70	15,2	27,9	7,6	0,092	0,020
27	Control	31	89	310,0	568,3	155,0	1,87	0,41	10,0	18,3	5,0	0,060	0,013
	Inductor	34	97	547,4	1003,6	273,7	3,30	0,72	16,1	29,5	8,1	0,097	0,021
28	Control	33	94	359,7	659,5	179,9	2,17	0,47	10,9	20,0	5,5	0,066	0,014
	Inductor	34	97	510,0	935,0	255,0	3,07	0,67	15,0	27,5	7,5	0,090	0,020
29	Control	32	91	310,4	569,1	155,2	1,87	0,41	9,7	17,8	4,9	0,058	0,013
	Inductor	33	94	389,4	713,9	194,7	2,35	0,51	11,8	21,6	5,9	0,071	0,015
Media		32,3	92,2	327,2	599,9	163,6	1,97	0,43	10,1	18,6	5,1	0,061	0,013
Desviación estándar	Control	1,5	4,4	51,5	94,4	25,8	0,31	0,07	1,5	2,8	0,8	0,009	0,002
Error estándar		0,3	0,8	9,6	17,5	4,8	0,06	0,01	0,3	0,5	0,1	0,002	3,7E-04
Media		33,4	95,5	477,9	876,2	239,0	2,88	0,63	14,3	26,2	7,1	0,086	0,019
Desviación estándar	Inductor	0,9	2,7	48,4	88,7	24,2	0,29	0,06	1,3	2,4	0,7	0,008	0,002
Error estándar		0,2	0,5	9,0	16,5	4,5	0,05	0,01	0,2	0,4	0,1	0,001	3,2E-04

Anexo VII

Estudio de distribución de las variables *respiración de suelos*, *biomasa de maíz* y *biomasa de trigo* para evaluar su validez para la aplicación de pruebas paramétricas.

Para poder aplicar el análisis de ANOVA, debemos comprobar si las distribuciones de las variables que hemos seleccionado cumplen con los requisitos para este tipo de análisis (Triola, 2012). En los casos de las tres variables mencionadas, las muestras son independientes y aleatorias, las poblaciones *Control vs Tratamiento* tienen la misma varianza (homocedasticidad) y respecto a la normalidad de dichas poblaciones, estas se encuentran cercanas a la normalidad, aunque estrictamente no se puedan considerar poblaciones normales. En el caso de la respiración de los suelos, las distribuciones (izquierda población control, derecha población con tratamiento) no son normales, pero tienen características similares, con una asimetría positiva y con una desviación estándar similar, lo que hace posible aplicar el test ANOVA (Figura A4).

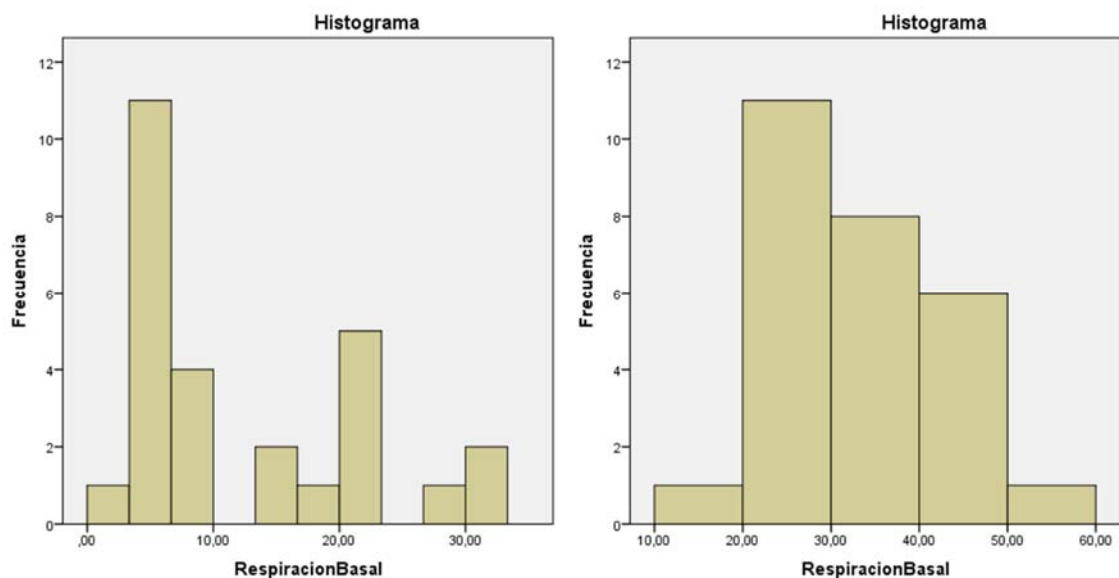


Figura A4. Distribuciones de los datos de respiración basal de los suelos. El gráfico de la izquierda corresponde a los suelos sin tratar y el de la derecha a los tratados con inductor metabólico.

Anexos

En el caso de la generación de biomasa en plantas de maíz observamos una distribución similar a la anterior (Figura A5).

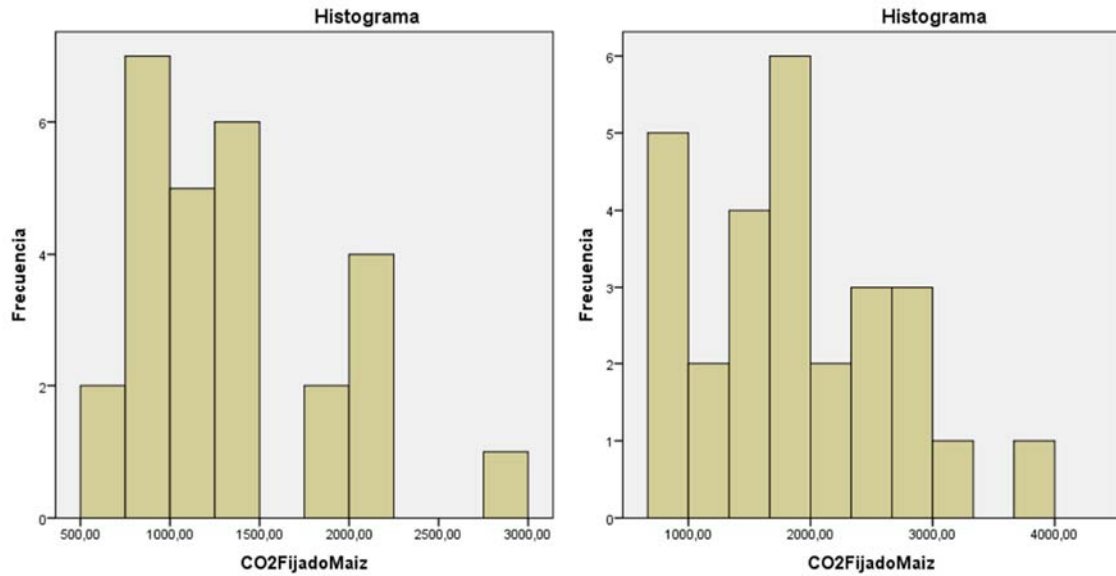


Figura A5. Distribuciones de los datos de biomasa de maíz. El gráfico de la izquierda corresponde a los suelos sin tratar y el de la derecha a los tratados con inductor metabólico.

Lo mismo ocurre con los datos de biomasa de trigo obtenidos en los ensayos de germinación (Figura A6).

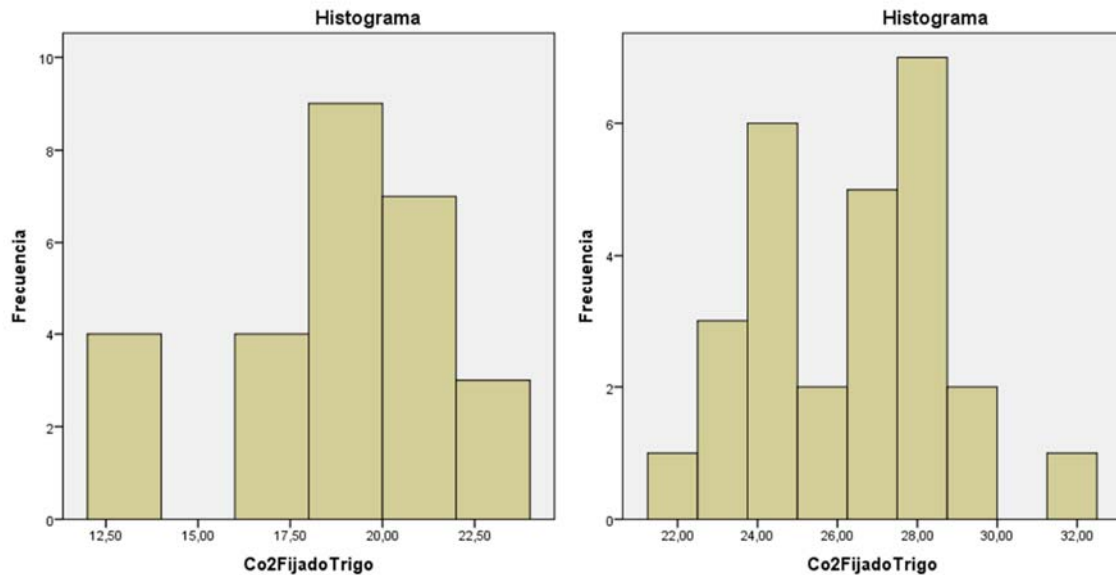


Figura A6. Distribuciones de los datos de biomasa de trigo. El gráfico de la izquierda corresponde a los suelos sin tratar y el de la derecha a los tratados con inductor metabólico.

En definitiva, dada la cercana distribución de las variables, consideramos válida la aplicación de pruebas paramétricas como el ANOVA o el coeficiente de correlación de Pearson.

Anexo VIII

Criterios de clasificación de la calidad del pimiento California de maduración en rojo variedad Clavesol.

Categoría EXTRA.

Fruto con buena calidad, color uniforme, buen estado sanitario y la forma característica del pimiento California: forma cuadrada, con tres o cuatro puntas, que se pueda mantener en pie. Calibre GG/G, con un peso de 200 g o más.

Categoría PRIMERA.

Fruto con buena calidad estándar, color uniforme, buen estado sanitario. Calibre GG, con un peso de más de 200 g.

Categoría SEGUNDA.

Fruto con las mismas especificaciones de calidad de la Cat. I. Calibre G, con un peso entre 160 g y 200 g.

Categoría TERCERA.

Fruto con las mismas especificaciones de calidad de la Cat. I. Calibre M, con un peso entre 130 g y 160 g.

Categoría CUARTA.

Fruto podrido o con otros defectos que lo haga inservible para la comercialización como la presencia de virosis.

Categoría QUINTA.

Fruto con las mismas especificaciones de calidad de la Cat. I. Calibre MM, con un peso entre 90 g y 130 g.

Categoría SEXTA.

Todos los frutos para industria. Calibre P para destrío, con un peso inferior a 90 g.

Anexo IX

Tabla A.9. Datos relacionados con las propiedades ecosistémicas de los suelos.

Suelo	Tratamiento	Ácidos nucleicos (kg/ha)	Materia orgánica (kg/ha)	Masa microbiana (kg/ha)	Respiración ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{kg tierra}\cdot\text{min}$)	Eco-exergía (GJ/ha)	Contribución de las formas bióticas	Disipación exergía debido a la respiración (GJ/ha año)	Coste de la exergía disipada	Factor coste exérgico en unidades de eco-exergía	Bonus eco-exérgico por el desarrollo del ecosistema edáfico.
1	Control	37,9	53.430,0	1.612,8	6,3	2.095,7	52%	411	20%		
	Inductor	72,9		3.102,1	6,9	3.108,3	68%	453	15%	1,1	2.305,3
2	Control	52,1	81.900,0	2.217,0	9,2	3.038,9	50%	603	20%		
	Inductor	55,4		2.357,4	30,1	3.134,4	51%	1.969	63%	3,3	9.923,4
3	Control	26,0	50.700,0	1.106,4	21,3	1.700,3	44%	1.394	82%		
	Inductor	31,3		1.330,2	46,0	1.852,5	49%	3.003	162%	2,2	3.663,6
4	Control	34,8	58.500,0	1.480,4	32,2	2.100,5	48%	2.104	100%		
	Inductor	27,1		1.153,6	45,7	1.878,3	42%	2.987	159%	1,4	2.982,9
5	Control	9,7	62.400,0	412,8	30,0	1.447,5	19%	1.962	136%		
	Inductor	22,7		966,0	41,1	1.823,7	36%	2.682	147%	1,4	1.979,0
6	Control	41,8	50.700,0	1.780,4	21,2	2.158,6	56%	1.386	64%		
	Inductor	48,8		2.077,9	44,3	2.360,9	60%	2.892	123%	2,1	4.504,4
7	Control	58,7	109.200,0	2.497,4	21,7	3.740,1	45%	1.417	38%		
	Inductor	62,0		2.639,6	37,9	3.836,7	47%	2.477	65%	1,7	6.537,4
8	Control	117,5	105.300,0	5.001,3	29,1	5.369,6	63%	1.902	35%		
	Inductor	98,8		4.203,4	43,7	4.827,1	59%	2.854	59%	1,5	8.058,0
9	Control	69,2	97.500,0	2.944,7	19,0	3.825,4	52%	1.243	32%		
	Inductor	68,8		2.927,7	38,1	3.813,8	52%	2.490	65%	2,0	7.664,8
10	Control	79,8	113.100,0	3.396,2	23,3	4.424,1	52%	1.522	34%		
	Inductor	66,9		2.846,4	39,0	4.050,3	48%	2.545	63%	1,7	7.399,4
11	Control	68,2	109.200,0	2.902,1	13,8	4.015,2	49%	898	22%		
	Inductor	80,7		3.433,2	20,0	4.376,3	53%	1.306	30%	1,5	5.840,4
12	Control	56,1	70.200,0	2.388,5	15,5	2.936,7	55%	1.014	35%		
	Inductor	62,2		2.648,5	40,1	3.113,5	58%	2.617	84%	2,6	7.577,3
13	Control	67,2	89.700,0	2.861,3	4,5	3.622,8	54%	295	8%		
	Inductor	59,7		2.541,3	33,1	3.405,2	51%	2.159	63%	7,3	26.489,9
14	Control	36,4	50.700,0	1.546,8	4,7	1.999,8	53%	306	15%		
	Inductor	36,1		1.536,2	27,5	1.992,6	52%	1.794	90%	5,9	11.713,1
15	Control	48,0	109.200,0	2.042,6	21,3	3.430,8	40%	1.389	40%		
	Inductor	46,7		1.988,9	56,9	3.394,4	40%	3.715	109%	2,7	9.178,9
16	Control	21,2	39.390,0	902,1	12,1	1.350,0	45%	790	59%		
	Inductor	11,6		494,0	32,3	1.072,5	31%	2.108	197%	4,6	6.173,3
17	Control	103,2	111.150,0	4.391,5	8,1	5.064,4	59%	528	10%		
	Inductor	79,5		3.381,7	34,5	4.377,8	53%	2.255	52%	4,3	21.609,6
18	Control	26,8	74.100,0	1.141,7	6,0	2.161,9	36%	392	18%		
	Inductor	23,6		1.005,1	25,1	2.069,1	33%	1.637	79%	4,2	9.029,7
19	Control	48,0	101.400,0	2.042,6	3,8	3.284,9	42%	250	8%		
	Inductor	29,9		1.272,3	25,2	2.761,3	31%	1.647	60%	6,6	21.622,3
20	Control	24,1	70.200,0	1.025,5	7,7	2.010,0	35%	504	25%		
	Inductor	31,5		1.340,4	28,0	2.224,1	41%	1.826	82%	3,6	7.289,2

Tabla A.9 (continuación). Datos relacionados con las propiedades ecosistémicas de los suelos.

Suelo	Tratamiento	Ácidos nucleicos (kg/ha)	Materia orgánica (kg/ha)	Masa microbiana (kg/ha)	Respiración ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{kg tierra}\cdot\text{min}$)	Eco-exergía (GJ/ha)	Contribución de las formas bióticas	Disipación exergía debido a la respiración (GJ/ha año)	Coste de la exergía disipada	Factor coste exérgico en unidades de eco-exergía	Bonus eco-exérgico por el desarrollo del ecosistema edáfico.
21	Control	13,0	54.600,0	553,2	4,0	1.397,1	27%	262	19%		
	Inductor	13,8		587,2	11,0	1.420,3	28%	720	51%	2,7	3.839,5
22	Control	62,9	51.090,0	2.676,6	3,6	2.775,2	64%	237	9%		
	Inductor	52,7		2.243,8	22,0	2.481,0	60%	1.440	58%	6,1	16.875,0
23	Control	26,4	54.600,0	1.123,4	3,6	1.784,8	42%	235	13%		
	Inductor	32,5		1.382,1	30,7	1.960,8	47%	2.007	102%	8,5	15.227,6
24	Control	8,0	67.470,0	340,4	5,6	1.493,2	15%	365	24%		
	Inductor	22,6		960,0	37,7	1.914,4	33%	2.463	129%	6,7	10.078,0
25	Control	23,1	68.250,0	983,8	3,5	1.945,2	34%	228	12%		
	Inductor	26,3		1.117,9	25,8	2.036,3	37%	1.687	83%	7,4	14.383,0
26	Control	37,6	49.530,0	1.600,0	2,9	2.014,1	53%	191	9%		
	Inductor	15,9		675,7	28,1	1.385,7	33%	1.837	133%	9,6	19.336,3
27	Control	31,1	37.050,0	1.323,4	4,5	1.592,6	56%	293	18%		
	Inductor	34,1		1.452,3	27,7	1.680,3	58%	1.808	108%	6,2	9.821,5
28	Control	88,5	104.910,0	3.766,0	8,0	4.522,4	56%	523	12%		
	Inductor	79,2		3.371,1	29,9	4.253,9	53%	1.954	46%	3,7	16.908,0
29	Control	42,4	83.850,0	1.804,3	4,0	2.794,7	43%	261	9%		
	Inductor	34,7		1.476,2	27,4	2.571,7	38%	1.788	70%	6,8	19.130,0
Media		46,9	75.149,0	1.995,3	12,1	2.762,0	46%	790	32%		
Desviación estándar	Control	27,1	24.786,6	1.154,8	9,2	1.162,1	12%	604	30%		
Error estándar		5,0	4.602,8	214,4	1,7	215,8	2%	112	6%		
Media		45,8		1.948,7	32,3	2.730,2	46%	2.108	88%	4,1	10.591,1
Desviación estándar	Inductor	23,5		999,4	10,6	1.044,1	11%	692	43%	2,5	6.553,4
Error estándar		4,4		185,6	2,0	193,9	2%	129	8%	0,46	1.216,9

