

**REAL ACADEMIA DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS,
QUÍMICAS Y NATURALES DE ZARAGOZA**

**ECOLOGÍA PARA LA SOSTENIBILIDAD DEL PLANETA:
EL CASO DE LA MINERÍA A CIELO ABIERTO**

DISCURSO DE INGRESO LEÍDO POR EL ACADÉMICO ELECTO

Ilmo. Sr. D. JOSÉ MANUEL NICOLAU IBARRA

*EN EL ACTO DE SU RECEPCIÓN SOLEMNE
CELEBRADO EL DÍA 25 DE MARZO DEL AÑO 2026*

Y

DISCURSO DE CONTESTACIÓN POR EL

Ilmo. Sr. D. IGNACIO PÉREZ-SOBA DIEZ DEL CORRAL

ACADÉMICO NUMERARIO



ZARAGOZA

2026

Depósito legal: Z 506 -2026

Imprime:

Servicio de Publicaciones. Universidad de Zaragoza

**ECOLOGÍA PARA LA SOSTENIBILIDAD DEL PLANETA:
EL CASO DE LA MINERÍA A CIELO ABIERTO**

POR EL

Ilmo. Sr. D. JOSÉ MANUEL NICOLAU IBARRA

1. Saludos y agradecimientos

Excelentísimo Señor Presidente,

Excelentísimos e Ilustrísimos señores académicos y autoridades,

Señoras y señores:

Es un gran honor para mí aceptar la invitación de ingreso en la Real Academia de Ciencias de Zaragoza. Por ello quiero expresar mi agradecimiento a los doctores José Luis Simón e Ignacio Pérez-Soba por proponerme como candidato y a todos los académicos por acogerme.

Quiero también dedicar unas palabras de reconocimiento a los anteriores titulares de la medalla 15, a quienes es un honor sustituir. El padre Longino Navás Ferrer fue fundador de esta Academia en 1916 y su compromiso y dedicación para con ella le convirtieron en un referente de la misma. Entomólogo pionero, naturalista de los que pisaba el campo descubriendo formas de vida nuevas para la ciencia, se desenvolvió en tiempos difíciles abriendo caminos para la ciencia y las personas. Ramón Esteruelas Rolando desplegó una amplísima actividad académica y profesional, que aportó grandes beneficios a la sociedad. A su actividad investigadora en genética y producción vegetal se unió su activa participación en la política agraria española y la gestión académica, siendo fundador del campus de Aula Dei en el que desarrollé parte de mi actividad. También Juan Antonio Marín Velázquez tuvo una intensa dedicación a esta Academia y, desde el ámbito de la biología vegetal, contribuyó al desarrollo de la disciplina de producción vegetal como investigador y editor científico.

Es mi propósito servir a la institución aportando lo mejor del talento, el ánimo y la capacidad de hacer de mi persona. En mi trayectoria académica y vital he tenido como *leitmotiv* acercar a las personas y a la sociedad a la naturaleza, de la cual estamos cada vez más distanciados a pesar de que somos parte y nos desenvolvemos dentro de ella. La ciencia de la ecología ha sido el camino elegido para desarrollar ese objetivo, aunque no el único. Su carácter integrador y su abordaje del fenómeno de la vida desde diferentes planos o niveles de organización encajaba bien con mi personalidad, también integradora. La ecología es la ciencia de las relaciones, de las interacciones, de los vínculos entre las especies biológicas, lo biótico y lo abiótico, y también lo social, al aparecer el ser humano como actor importante en los últimos milenios. Es una ciencia que asume la impredecibilidad de los fenómenos naturales al estar regidos por procesos contingentes y aleatorios, además de otros deterministas. Dentro de las ciencias naturales es una que requiere de cierta abstracción. El propio concepto de ecosistema, su constructo más exitoso socialmente, no tiene una realidad física concreta, resultando más directa la experiencia de observación de un ave o una planta que la del ciclo de la materia orgánica.

No obstante, los destacados avances de la ecología en las últimas décadas nos han acercado a certidumbres manifiestas, de manera que podemos entender las claves del funcionamiento de sistemas ecológicos complejos, aunque siempre dejando un margen de incertidumbre sobre su trayectoria. Resulta una experiencia muy placentera intelectualmente descubrir los procesos fundamentales de un sistema ecológico y poder modelizar su evolución. Y ello también resulta útil para abordar y resolver algunos de los problemas ambientales que hemos generado. Se ha dicho que la ecología es al medio ambiente como la física a la ingeniería. Obviamente es una exageración, pues el conjunto de las ciencias naturales –y aun las sociales– son necesarias para resolver los problemas ambientales. Pero su papel central es incuestionable.

Permítanme antes de iniciar el discurso que dedique unas líneas de recordatorio y agradecimiento a las personas ajenas al mundo académico que me han acompañado en el camino recorrido, sin las cuales no podría haberlo transitado. La vida es un continuo intercambiar y darnos unos a otros, así que la red de personas que me han contribuido es muy extensa, inabarcable. Quiero nombrar a mi familia, cuyo amor me acoge siempre: mi esposa Annabella, mis hijos Joan y Diego, mis padres y hermanos y el conjunto de la familia Ibarra.

2. El camino recorrido

En una torre del término de La Almozara en las huertas del Ebro zaragozano se fue forjando el vínculo con la naturaleza en la niñez y adolescencia. También en los campamentos y viajes al Pirineo. Elegí estudiar Biología y lo hice en la Universidad Autónoma de Madrid donde tuve grandes profesores. El de Geografía Física, el geólogo Antonio Pou, nos enseñó a relacionar lo abiótico con lo biótico y nos transmitió el “todo fluye” de Heráclito desde los puentes de la M-30 observando el tráfico madrileño. Y a través de Manuel Ruiz, en la asignatura de Ecología de los Recursos Naturales, obtuve una beca de la Diputación Provincial de Teruel para realizar la tesina sobre el impacto ambiental de la minería de carbón a cielo abierto. Ahí empezó mi andadura en el campo de la minería y el medio ambiente y mi acercamiento a un territorio que llevo en el corazón, la provincia de Teruel y, por extensión, la Celtiberia. Creo que no puede ser casualidad trabajar en minería (tierra), y en erosión en particular (más tierra) y en la zona más continental de la Península Ibérica (menor influencia marina posible).

Tras un breve paso por una consultora zaragozana, que me permitió acercarme al mundo de la gestión ambiental, aterricé en Jaca, en el Instituto Pirenaico de Ecología para realizar la tesis doctoral. Mi director de tesis, Juan Puigdefábregas, ha sido mi gran maestro científico. Me ayudó a desarrollar la “mirada ecológica” de la naturaleza, me mostró que el camino es “medir, medir y medir” y después modelizar. Y me metió de lleno en la ecohidrología, las interacciones

agua-suelo-vegetación, camino que inicié acompañado de la mano amiga de Enrique Asensio. Durante la estancia en Jaca se forjó otra actividad complementaria a la académica, como fue mi participación en el movimiento social por la Nueva Cultura del Agua, a la postre otra vía para acercar la sociedad a la naturaleza.

Mi primera etapa de postdoc tuvo lugar en la Estación Experimental de Zonas Áridas del CSIC en Almería, adonde se había trasladado mi exdirector de tesis, para trabajar sobre desertificación en un equipo internacional durante tres años. Allí amplié la experiencia ecohidrológica en un contexto semiárido. Continué en esa línea de trabajo un año más en el departamento de geografía del *King's College London* en Reino Unido con John Thornes, profundizando en la interacción erosión-vegetación. Desde allí pude colaborar con Martin Haigh de la *Oxford Brooks University* con el que aprendí técnicas de medida de la erosión en ecosistemas restaurados de la minería. Los conocimientos adquiridos sobre control de la erosión en zonas mineras los aplicamos un año más tarde en un proyecto con la empresa *Minas y Ferrocarril de Utrillas* que llevamos a cabo desde la Estación Experimental de Aula Dei (CSIC) en Zaragoza, con el profesor de investigación Francisco Alberto.

La finalización inesperada del proyecto me llevó a la Universidad de Alcalá, donde inicié mi etapa universitaria en el departamento de ecología. Allí descubrí y pude desplegar mi vocación docente, lo que marcó un antes y un después en mi vida académica y personal. La docencia es otra forma de acercar a las personas a la naturaleza. Además, el ambiente creativo y dinámico del departamento me permitió desarrollar la línea de investigación en ecohidrología de los paisajes mineros restaurados en compañía de mi compañera y amiga Tíscar Espigares, con quien codirigí las tesis doctorales de Mariano Moreno de las Heras y Luis Merino Martín, dos estudiantes que con el tiempo se han convertido en colegas y amigos. Los catorce años que pasé en Alcalá – donde obtuve la plaza de profesor titular– fueron realmente fértiles. Con José María Rey Benayas pusimos en marcha el *Máster en Restauración de Ecosistemas*, referencia internacional en esta área. Y con él di mis primeros pasos en la línea de investigación sobre los efectos ecológicos del despoblamiento rural. Antonio Gómez Sal me introdujo en la investigación de los sistemas socioecológicos, me enseñó las claves del oficio de profesor y propició mi participación en la cooperación universitaria, de manera que durante cuatro años gestioné una maestría sobre desarrollo sostenible en la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (León). Ha sido un gran maestro para mí. Las ideas científicas que estaban detrás de mis investigaciones eran críticamente debatidas con los compañeros, en particular con Miguel Ángel Zavala con quien realizamos una colaboración para el desarrollo de un modelo de erosión-vegetación. Y, en el marco del máster de restauración, conocí a José Francisco Martín Duque, profesor de geología en la Universidad Complutense de Madrid, con quien desarrollamos una nueva perspectiva de las restauraciones

mineras, y desde hace veinte años llevamos a cabo proyectos aplicados innovadores y realizamos una intensa labor de difusión con empresas, administraciones y técnicos.

El 1º de enero de 2010 tomé posesión de la plaza de profesor titular en la Universidad de Zaragoza. Volví a mi tierra, de la nunca me había ido. Y a una institución a la que siempre había admirado y a la que estaba destinado pertenecer. El reto era muy hermoso: organizar un área de ecología que diera servicio, principalmente, al nuevo grado en ciencias ambientales ubicado en la Escuela Politécnica Superior en Huesca. Quince años después, la misión está cumplida. El área de ecología cuenta con cinco profesores a tiempo completo muy comprometidos tanto en docencia como en investigación y en gestión, que trabajamos en equipo. Y es un área fundamental en el grado de Ciencias Ambientales, que también está participando en docencia en la facultad de Veterinaria y de Geológicas. El departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, el Instituto Universitario de Ciencias Ambientales y el centro al que estoy adscrito, la Escuela Politécnica Superior, son mi casa en la universidad de Zaragoza y, en ellos, he disfrutado de las condiciones para desplegar mi actividad y he contado con la colaboración y el afecto de los compañeros profesores y técnicos, de gestión y administración y servicios.

En estos años, he mantenido la colaboración con los equipos de la Universidad de Alcalá en ecohidrología de ecosistemas mineros y de la Universidad Complutense en restauración aplicada, habiendo conseguido importantes avances en ambas líneas. Adicionalmente, he colaborado con investigadores del Instituto Pirenaico de Ecología y la Estación Experimental de Aula Dei, en particular con Francisco Comín, también científico de referencia para mí, quien me pasó el testigo de la coordinación del grupo de investigación en restauración ecológica reconocido por el Gobierno de Aragón, responsabilidad que ejercí durante ocho años. Aquí he desplegado la línea de investigación sobre los efectos ecológicos del despoblamiento rural en colaboración con compañeros del IPE-CSIC y con diferentes instituciones aragonesas, como el Servicio de Gestión Forestal de la Diputación General de Aragón, la Fundación Ecología y Desarrollo o la Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala, en este caso como representante científico en el comité del programa de la UNESCO *Man and Biosphere* (MaB). Especialmente fructífera ha sido la colaboración con Ramón Reiné, compañero de la Escuela Politécnica Superior con quien llevamos a cabo actuaciones para adaptar ecosistemas del Sistema Ibérico y del Pirineo a la nueva realidad climática y social del siglo XXI. Y también muy productivo y entrañable ha sido el trabajo con los investigadores del CIDE-CSIC de Valencia, Esther Bochet y Patricio García-Fayos, sobre los bosques de encina del Sistema Ibérico en el actual contexto de cambio climático y cambio de usos y aprovechamientos.

La interacción con el tejido ambiental de Aragón ha sido intensa y muy enriquecedora. Especialmente relevante para mí es la participación en el colectivo Sollavientos, espacio de reflexión y acción en pro de la naturaleza y la cultura turolenses, liderado por José Luis Simón. Y también lo es el ejercicio de la presidencia del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, órgano consultivo del Gobierno de Aragón en temas ambientales que busca el máximo consenso posible entre los actores sociales en él representados.

3. Somos parte del planeta, de la vida

Formamos parte de la vida. Los *Homo sapiens* somos parte de la vida, consecuencia del fenómeno de la evolución biológica. Es una obviedad, pero en estos tiempos de deslumbramiento tecnológico conviene recordarlo. Nuestra sociedad, hija de la revolución neolítica, después de la industrial y ahora de la digital está ya muy artificializada y las personas vivimos buena parte del tiempo a través de pantallas y alejados de la naturaleza; pero somos parte de la vida, una rama del árbol de la evolución. “No sólo de tecnología vive el hombre”. Nuestras funciones vitales básicas (respirar, beber, comer), nuestra salud física y emocional, nuestra economía y capacidad productiva se asientan en la existencia de las otras especies biológicas y en los procesos ecológicos de los sistemas naturales.

La vida es un fenómeno asombroso. Apareció en nuestro planeta hace 3.500–3.900 millones de años y se ha ido extendiendo por los medios oceánicos, continentales, la atmósfera, la litosfera. Y, a la vez, se ha ido haciendo más compleja. De acuerdo con las leyes de la termodinámica, la vida, como entidad autoorganizada, surge como propiedad de los sistemas disipativos de energía, los cuales reciben energía de alta calidad –como la solar– y utilizan una pequeña parte de ella para formar estructuras ordenadas (como los remolinos de un arroyo o un petirrojo). El resto de la energía se degrada en formas de menor calidad, calor, incrementándose la entropía, el desorden a nivel general, cumpliendo así con el segundo principio de la termodinámica. Es decir, hay autoorganización y complejidad sin que opere ninguna fuerza especial; la vida es consecuencia de la disipación de energía y la sucesión histórica de acontecimientos ([Terradas, 2006](#)).

Moléculas orgánicas basadas en el carbono, con capacidad de replicarse, se combinaron como paso previo a la aparición de la célula procariota, de la cual mediante simbiosis con algunas bacterias se originó la célula eucariota, que dio pie a los organismos multicelulares complejos. Algunos de ellos han desarrollado comportamientos sociales, como las hormigas o las abejas. En otras de las ramas evolutivas, en los primates, el cerebro ha ido adquiriendo un grado de desarrollo tal, que se ha generado la conciencia, a la vez que un comportamiento social.

Este despliegue de la vida se ha producido en estrecha interacción con el planeta, de manera que los organismos han tenido que adaptarse a las condiciones del medio físico en cada momento, pero, a su vez, las han ido modificando. La visión convencional de que la vida está sujeta a su medio ambiente tiene un gemelo poco apreciado: la vida cambia también el medio en el que se desarrolla (Jabr, 2024). Es una idea comúnmente aceptada que hace 2.500 millones de años las cianobacterias, al realizar la fotosíntesis y emitir oxígeno, modificaron la composición de gases de la atmósfera, hasta entonces reductora (Olejarz *et al.*, 2021). Como consecuencia se formó la capa de ozono estratosférico, que filtra la radiación ultravioleta, dañina para la vida. Y se interpreta que el establecimiento de la vida en los continentes desde los medios acuáticos –donde los organismos están protegidos de dicha radiación–, pudo verse favorecido por la formación de la capa de ozono (Margalef, 1992). La atmósfera terrestre es bien distinta a las de Venus y Marte, y es que la vida la ha vaciado de CO₂ y llenado de N₂ y O₂. Y también la litosfera ha sido transformada por la vida, al transferirle buena parte del CO₂ atmosférico para formar rocas sedimentarias en forma de carbonato cálcico; y al formar el sustrato edáfico.

Pero hay más sobre la naturaleza del sistema Tierra. La reciente disciplina del Sistema Tierra (*Earth System Science*) asume que el planeta funciona como un único y complejo sistema adaptativo, impulsado por las diversas interacciones entre la energía, la materia y los organismos (Steffen *et al.*, 2020). En palabras de la Declaración de Amsterdam sobre el Cambio Global de 2001: “La Tierra se comporta como un sistema autorregulado con componentes físico, químico, biológico y humano, con interacciones complejas y retroalimentaciones entre los componentes”. Otros, como los promotores de la hipótesis Gaia, James Lovelock y Lynn Margulis, llegan más lejos y postulan que la Tierra es una entidad viva que mantiene un meta-equilibrio en cuanto a la temperatura de la superficie, la química de los gases reactivos, el estado de óxido-reducción y el pH de la atmósfera y los sedimentos de la superficie. Equilibrio en el que se regulan las condiciones que favorecen a la propia vida mediante un mecanismo de homeorresis en el que intervienen el metabolismo, el crecimiento, el comportamiento y la reproducción de los seres vivos (Margulis y West, 2002). En este discurso asumiré la perspectiva más aceptada en la disciplina del Sistema Tierra que sostiene que ha habido una evolución acoplada de la vida y el planeta, reconociendo que la evolución de la vida ha dado forma al planeta, que cambios en el medio ambiente del planeta han dado forma a la vida y que juntos pueden ser vistos como un proceso (Lenton, 2016).

Por parte de la vida, los organismos clave en las interacciones de este sistema complejo son los microorganismos y las plantas verdes, que acumulan respectivamente el 15 y 80 % de la biomasa del planeta (Bar-On *et al.*, 2018) y resultan fundamentales en la regulación de los ciclos biogeoquímicos y del agua. *Homo sapiens* está teniendo recientemente un cierto papel por las

emisiones de CO₂ y otros gases y la reducción del ozono estratosférico, lo cual ha generado el denominado Cambio Global, que será analizado más adelante.

El despliegue de la vida en el sistema Tierra ha estado muy condicionado por fenómenos contingentes. Perturbaciones como erupciones volcánicas, colisiones de asteroides, oscilaciones del nivel de los océanos, y otras han producido cambios de envergadura en el planeta, afectando a la vida, la cual ha experimentado cinco eventos de extinción masiva de especies. Sin embargo, ha sido capaz de recuperarse tras estos episodios y otros cambios menos abruptos, alcanzando en la actualidad los niveles más elevados en riqueza de especies (Gleich *et al.*, 2020). Ello se ha debido a la diversidad biológica, ese gran reservorio en el que especies capaces de prosperar en las nuevas condiciones sobreviven y evolucionan ocupando nichos ecológicos vacíos, e incluso creando otros nuevos. La diversificación de las formas de vida es la clave que utiliza la vida para mantenerse y expandirse en este sistema terrestre complejo de carácter impredecible. Por ejemplo, tras la extinción abrupta de los dinosaurios, los monotremas dieron pie a la diversificación de los mamíferos, la aparición de los primates y eventualmente de nuestra especie (Zhou *et al.*, 2021).

Desde la perspectiva de la ecología de comunidades, Hutchinson ya señaló que “el drama de la evolución tiene lugar en el teatro de los ecosistemas”, resaltando la importancia que tienen en la evolución los procesos e interacciones que ocurren en los ecosistemas concretos (Hutchinson, 1965). Es más, las especies construyen nuevos nichos al modificar el medio con su actividad, actuando como actores relevantes que inciden en las condiciones futuras de selección sobre sí mismas y sobre otras (Terradas, 2006).

De manera que formamos parte de la vida, una estructura disipativa generada por el flujo de energía solar –y en menor medida también por el calor interno de la Tierra–, que se configura en un sistema complejo autoorganizado con múltiples interacciones atmósfera-hidrosfera-litosfera-biosfera, sobre las que microorganismos y plantas verdes tienen un papel preponderante. En este sistema planetario la vida se va desplegando, fruto de procesos deterministas predecibles, otros azarosos impredecibles –como las mutaciones génicas– y otros contingentes también impredecibles como la caída de meteoritos. Ello implica cambio continuo, más que equilibrio. Destrucción y construcción de algo nuevo. Reconstrucción que la vida resuelve desde el reservorio de la biodiversidad, la cual aporta especies viables en las nuevas condiciones, capaces de generar nuevas ramas evolutivas. Por cierto, que la enorme capacidad creativa de la vida se asemeja más al bricolaje que al diseño de ingeniería (Jacob, 1977) por lo que algunos la califican de chapucera, pero funcional. Así es que el mundo actual sólo es uno de los muchos que podrían

haber existido. Si la historia del planeta se reiniciase de nuevo, se llegaría a otro mundo distinto del actual, con otras especies.

De una de las ramas actuales del árbol de la evolución, y reciente en la historia de la vida, “cuelga” *Homo sapiens*, una especie recién llegada pero que ha mostrado cierta capacidad para modificar las interacciones entre los componentes del sistema Tierra. Desde la perspectiva antrópica nos referimos a ello como Cambio Global y es el marco en el que se inscribe este discurso, y en el que he desarrollado mi actividad académica. Hay otra derivada de la aparición de los *sapiens* en la Tierra: por primera vez una especie biológica puede dispersar la vida fuera del sistema Tierra a otro planeta para iniciar otra ecopoyesis ([Margulis y West, 2002](#)); por ejemplo, en Marte. Este asunto, aunque trascendente desde el punto de vista biológico y apasionante desde el humano, no va a formar parte de este texto.

4. Estamos transformando el planeta, la vida

Homo sapiens es la única especie actual del género *Homo*; aunque se hibridó con *H. neanderthalensis* y con *H. denisovano*, de manera que los seres humanos actuales fuera del África subsahariana llevamos genes neandertales; y los asiáticos, aborígenes australianos e indonesios, genes denisovanos ([Zeberg et al., 2024](#)). Portamos el cerebro, un órgano complejo y sofisticado, que ha evolucionado notablemente en tamaño y funcionalidad y nos proporciona un nivel cognitivo nunca alcanzado hasta nosotros: pensamiento abstracto y capacidad simbólica, lenguaje complejo y capacidad de innovación tecnológica extraordinaria. Una derivada de ello es que estamos dotados de conciencia que, aunque según autores como [Tattersall \(2008\)](#) es más una exaptación que una adaptación resultado directo de la selección natural —es decir, se trataría de una propiedad emergente—, nos sitúa en un plano que nos permite contemplar nuestra existencia y la del resto de las especies desde fuera de ella. Para bien y para mal. Y, por otro lado, somos una especie social, con capacidad de cooperar en un elevado número de individuos, incluso en iniciativas de carácter no material ([Harari, 2016](#)).

Todas estas características nos otorgan otra facultad, que constituye el trasfondo de este discurso: una enorme capacidad para transformar el medio, el sistema Tierra. Ya en el periodo de cazadores-recolectores, en el Paleolítico, nuestras actividades pudieron influir en el episodio de extinción de megafauna que se registró a finales del Pleistoceno y principios del Holoceno, al acabar la última glaciación ([Palau, 2020](#)). Posteriormente, en el Mesolítico, participamos en la configuración de los nuevos bosques que se iban ensamblando tras la retirada de los hielos hace 12.000 años, mediante el uso del fuego y el favorecimiento de especies como el avellano en el norte de Europa o el nogal en el sudoeste de Asia ([Richter-Boix, 2022](#)). Y pronto aprendimos a

cultivar plantas y criar animales, hace 12.000 años, aunque aún pasarían tres mil años desde el descubrimiento de estas técnicas y su incorporación como actividades productivas principales, mediante el desarrollo de la agricultura y ganadería en el Creciente Fértil ([Graeber y Wengrow, 2022](#)) y otros tres mil hasta su llegada a Europa occidental por agricultores/ganaderos anatólios ([Lalueza-Fox, 2018](#)). Las sociedades agropecuarias ocasionaron la desaparición de hábitats naturales y su transformación en agroecosistemas, con implicaciones importantes sobre la biodiversidad (extinción de especies y generación de nuevas variedades) y el régimen hidrológico y la degradación de los suelos. Más adelante, la “globalización” que supuso la expansión europea tras el descubrimiento de América aceleró este proceso, así como la extinción de especies, ayudada también por la introducción de especies exóticas, particularmente en las islas.

Pero ha sido la revolución industrial la que ha dado lugar al Cambio Global, como el efecto de las actividades de nuestra civilización sobre todos los componentes del sistema Tierra (litosfera, hidrosfera, atmósfera y biosfera) y los procesos que los conectan ([Duarte et al., 2006](#)). El Cambio Global se caracteriza por diversos síndromes: el cambio climático, la pérdida de biodiversidad por extinción masiva de especies, la alteración de los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y fósforo, la transformación de la corteza terrestre por movimientos de tierra y erosión de suelos, la destrucción de la capa de ozono estratosférico, la toxicidad ambiental que afecta a la salud humana y de las demás especies, la disminución de los recursos hídricos en cantidad y calidad, entre otros. Desde mediados del siglo XX la mayoría de estos fenómenos se han intensificado, en lo que se denomina “La Gran Aceleración” ([McNeill y Engelke, 2014](#)).

La aproximación de los límites planetarios del *Stockholm Resilience Centre* ([Rockström et al., 2009](#); [Richardson et al., 2023](#)) identifica nueve de los procesos planetarios que han sido fuertemente degradados por las actividades humanas y que son críticos para la estabilidad y resiliencia del sistema Tierra (Fig. 1). Para seis de ellos se han sobrepasado los valores en los que el sistema Tierra puede ofrecer un entorno operativo seguro para la humanidad: cambio climático; cambio en la integridad de la biosfera (pérdida de biodiversidad y apropiación humana de la producción primaria); ciclos biogeoquímicos del P y N; cambio en el uso del suelo (deforestación); cambio en el agua dulce; y liberación al medio de sustancias químicas sintéticas. La acidificación de los océanos está muy cerca del límite.

Ante esta situación, podemos inferir que nos encontramos en una encrucijada como civilización: encontrar una forma de organizar nuestra economía y nuestra sociedad que sea compatible con el mantenimiento del sistema Tierra dentro del rango que permite el bienestar humano. Sin embargo, la anhelada sostenibilidad ambiental o el desarrollo sostenible se nos escapa de las manos por el momento.

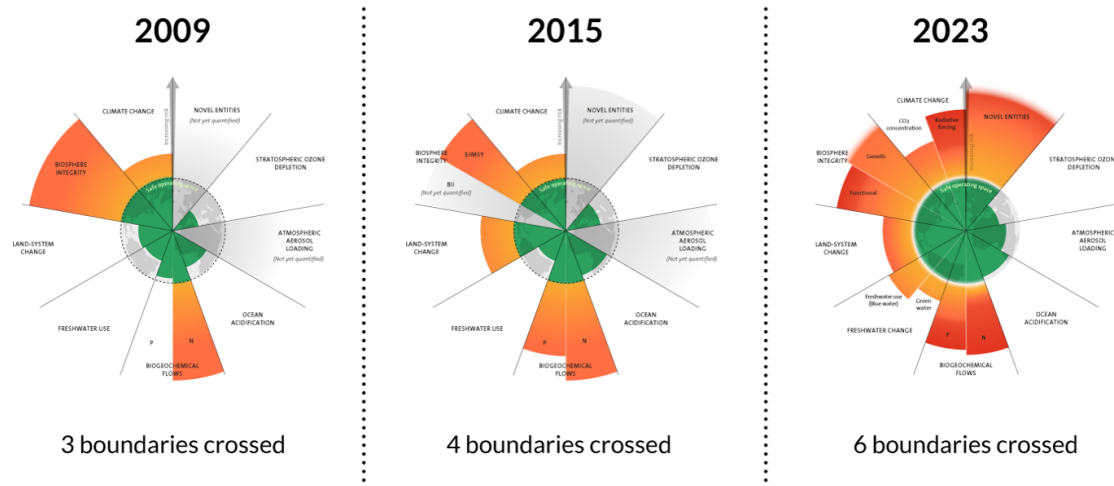


Figura 1: Evolución del marco de los límites planetarios. *Licensed under CC BY-NC-ND 3.0 (Credit: Azote for Stockholm Resilience Centre, Stockholm University. Based on Richardson et al. (2023), Steffen et al. (2015), and Rockström et al. (2009).*

5. Sobre la sostenibilidad ambiental

Desde que [Holdren \(1973\)](#) introdujo el término “servicios de la naturaleza” se ha avanzado notablemente en el conocimiento de los beneficios que la biodiversidad y los ecosistemas aportan a la sociedad. El libro coordinado por [Daily \(1997\)](#) *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems* impulsó notablemente este concepto, según el cual los servicios ecosistémicos son las funciones de los ecosistemas que, aprovechadas por el ser humano, contribuyen a su bienestar; y capital natural, los componentes y procesos de los ecosistemas que generan y proporcionan el flujo de servicios naturales. ¿De qué estamos hablando? De cuestiones como las siguientes: Que detrás del agua que bebemos, además de embalses y potabilizadoras, hay ecosistemas que la hacen precipitar o la bombean, que la infiltran y la depuran, que la regulan ([United Nations Economic Commission, 2018](#)). Que un 35 % de la producción agraria mundial (en volumen) depende de polinizadores ([IPBES, 2016](#)), de manera que frutas, alfalfa, prados de siega no se darían sin los insectos. Que más de la mitad del oxígeno que respiramos lo están aportando cada día las bacterias de los océanos y la otra parte las plantas verdes ([Villar et al., 2015](#)). Que los murciélagos –que están muriendo a mansalva en los parques eólicos– controlan las plagas de los campos y reducen la dosis de pesticidas, los cuales, por cierto, causan severos daños en nuestra salud ([Frank, 2024](#)). Que alrededor del 70 % de los medicamentos utilizados para el tratamiento del cáncer son productos naturales o sintéticos inspirados por la naturaleza ([IPBES, 2019](#)). Aquellas PCR que nos hicimos cuando el coronavirus, tenían una enzima extraída de organismos de los fondos oceánicos. Que la conservación de la biodiversidad en las

selvas tropicales es esencial para prevenir zoonosis que pueden resultar en pandemias ([Allen et al., 2017](#)). Y qué decir del turismo de naturaleza. Y del bienestar emocional de los paseos por el campo ¡cuántas crisis ayudan a curar! La naturaleza es esencial para nuestra salud física y emocional. De una manera más formal, los servicios de los ecosistemas se clasifican en cuatro tipos ([Millennium Ecosystem Assessment, 2005](#)):

- 1) de provisión (alimentos, agua, energía);
- 2) de regulación (como la purificación del agua y la regulación climática);
- 3) culturales (educación, ocio) y
- 4) de soporte, que mantienen todos los demás servicios (ciclo de nutrientes, formación del suelo).

Y su relación con los indicadores de bienestar humano se expresa en la Fig. 2. El IPBES (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*) –organismo equivalente al IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*)– ha avanzado notablemente en la evaluación de los servicios y sus amenazas a la vez que está reelaborando el propio concepto, proponiendo el de “contribuciones de la naturaleza a las personas” (*Nature’s Contributions to People*, NCP), que va más allá de la economía ([IPBES, 2019](#)).

[Constanza et al. \(1997\)](#) estimaron en 33 billones de dólares de 1994 el valor medio de los bienes y servicios que nos proporciona la naturaleza cada año (el valor de 17 servicios ecosistémicos para 16 biomas). Ello es más del doble del producto mundial bruto. Aunque este trabajo recibió críticas ([Constanza et al., 2014](#)) la relevancia del valor económico de la naturaleza para nuestra sociedad es algo incuestionable. Se trata de una visión de la naturaleza desde la economía que muestra la necesidad de su conservación y gestión sostenible por nuestro propio interés. Desafortunadamente, una amplia mayoría de las personas en nuestra sociedad no es conocedora de cómo la naturaleza contribuye día a día a su bienestar, e incluso su supervivencia. Por ello, se ha acuñado el término de “analfabetismo ecológico”. Buena parte de mi actividad académica en docencia, investigación y transferencia se dirige a la alfabetización ecológica de diversos grupos sociales. Como he escrito en el primer párrafo de este discurso: nuestras funciones vitales básicas (respirar, beber, comer), nuestra salud física y emocional, nuestra economía y capacidad productiva se asientan en la existencia de las otras especies biológicas y en los procesos ecológicos de los sistemas naturales. Ello debería ser de conocimiento general desde las primeras etapas educativas. Y debería constituir un eje principal de nuestro sistema socioeconómico. El dilema “Economía versus Naturaleza” es falso. Sin naturaleza no hay economía, no hay bienestar social, no hay sociedad.

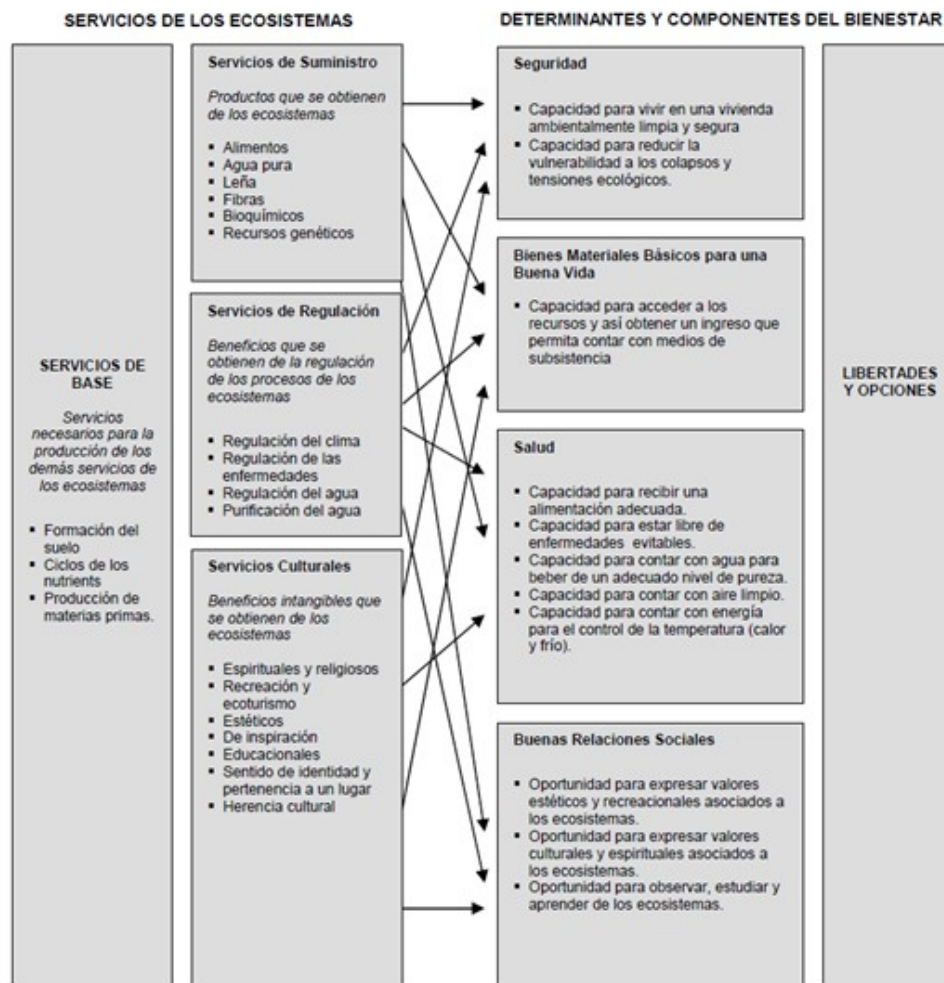


Figura 2: Relación entre servicios de los ecosistemas e indicadores del bienestar humano. Adaptada de: [Millennium Ecosystem Assessment, 2005](#).

Por supuesto que muchas personas reconocen otros motivos de tipo ético, emocional o espiritual para la conservación y gestión sostenibles de la naturaleza. En palabras de [Richter-Boix \(2022\)](#): *“Deberíamos cuidar la naturaleza desinteresadamente, por su propio bien, por lo que representa, por su valor intrínseco y, egoístamente, por su belleza, una de las cosas por las que vale la pena vivir”*. Las principales religiones han expresado su crítica a la degradación ambiental, así como el vínculo y respeto hacia la naturaleza, la “Creación” ([Papa Francisco, 2015](#)). Y hay una amplia discusión sobre si ambas aproximaciones, la utilitarista basada en los servicios de los ecosistemas y la emocional/ética/espiritual son compatibles. Sí lo son en mi opinión y en mi experiencia de vida personal.

El modelo conceptual de John [Cairns \(1996\)](#) resulta útil para clarificar cómo ha de orientarse la sostenibilidad ambiental desde la perspectiva utilitaria. El bienestar de nuestra sociedad se sustenta en los servicios que nos presta la tecnología (telecomunicaciones, transporte, energía, sanidad, etc.) pero también en los que nos proporcionan los ecosistemas. Hay que añadir la cultura y las buenas relaciones humanas en este modelo simple, como una tercera fuente del bienestar humano (Fig. 3).

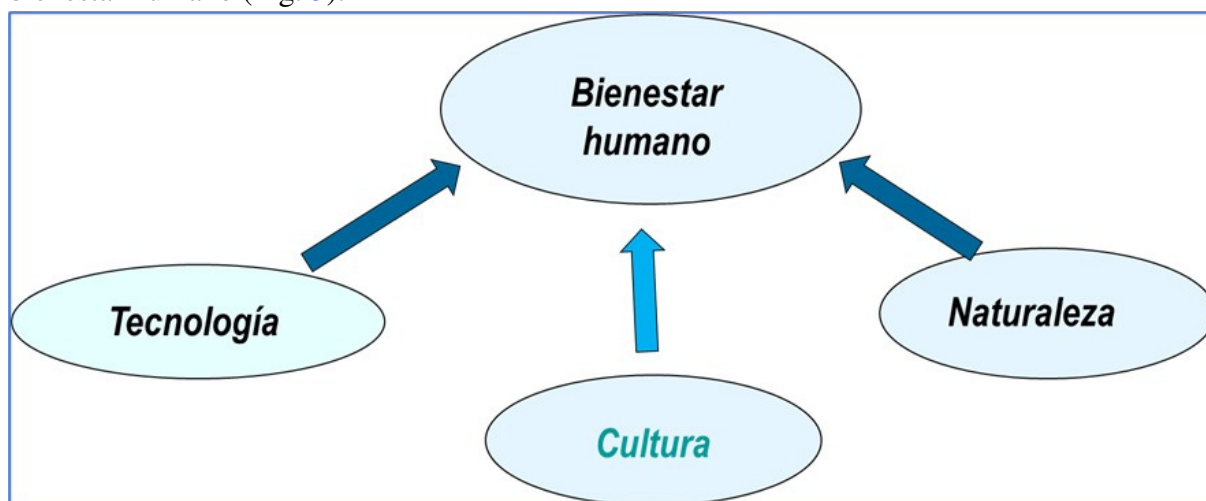


Figura 3: El bienestar de nuestra sociedad se fundamenta en los servicios que nos proporcionan la tecnología y los ecosistemas (y la cultura). Figura elaborada a partir del concepto de desarrollo sostenible de [Cairns \(1996\)](#).

Como hemos visto en los apartados sobre el cambio global, aunque la naturaleza resulta imprescindible para nuestro bienestar, cada vez está más degradada, por lo que recibimos menos servicios de ella. De hecho, [Constanza et al. \(2014\)](#) registraron una disminución del valor de los servicios globales de 4,3 billones de dólares entre 1997 y 2011 debido al cambio en los usos del suelo. ¿Dónde está el problema para Cairns? Pues en que la aplicación de tecnología –para obtener algún beneficio– ocasiona inevitablemente un cierto impacto ambiental que conlleva la reducción de bienes y servicios recibidos de los ecosistemas (Fig. 4). Por ejemplo, podemos aumentar la producción agrícola aplicando las técnicas, maquinaria, fitosanitarios y abonos quí-

micos de la agricultura más “industrial”, pero ello comporta una menor disponibilidad de otros servicios, como son la calidad del agua, el control de avenidas, la biodiversidad controladora de plagas y proveedora de insectos polinizadores o el control de los niveles de CO₂.

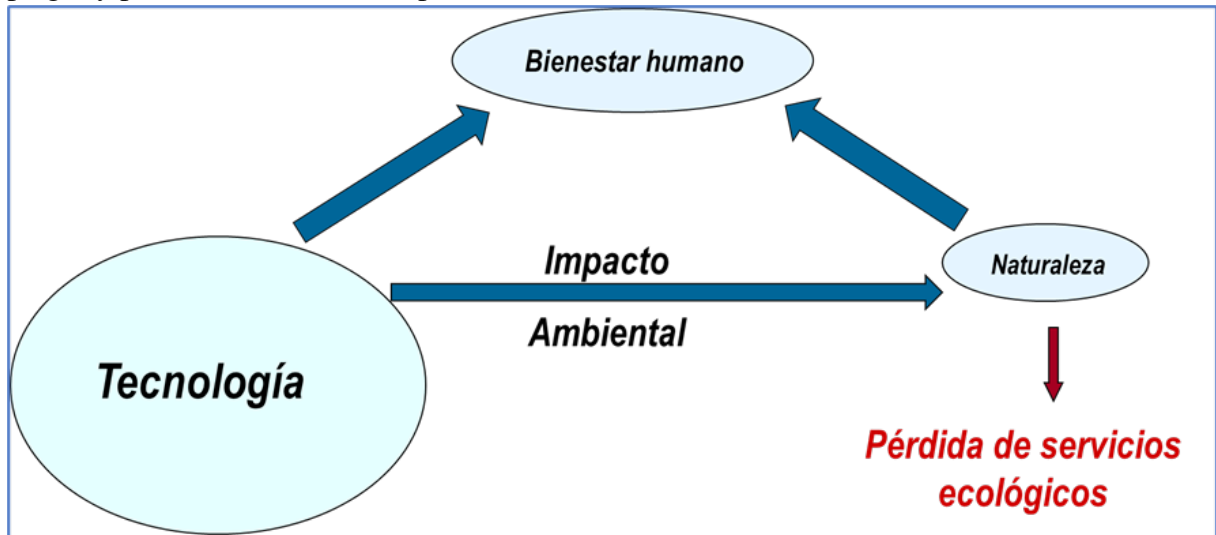


Figura 4: La aplicación de la tecnología para obtener un beneficio implica un impacto ambiental sobre los ecosistemas, que va en detrimento de los servicios que éstos nos proporcionan. Nuestra sociedad está aplicando profusamente la tecnología y, la consecuencia es una disminución de los servicios de los ecosistemas. Figura elaborada a partir del concepto de desarrollo sostenible de Cairns (1996).

Ante esta parcial incompatibilidad entre tecnología y naturaleza, la solución, para Cairns, pasaría por encontrar un equilibrio entre los bienes y servicios ecológicos y tecnológicos. En él se hallaría una de las claves del desarrollo sostenible, pues para hablar de sostenibilidad con propiedad, previamente la sociedad debería determinar qué bienes y servicios ecosistémicos y a qué niveles quiere sostener. En efecto, lo que hay que sostener (mantener, conservar, o restaurar en su caso) son los servicios de los ecosistemas necesarios para conservar o mejorar nuestro nivel de bienestar, los cuales están en franco retroceso. No obstante, no es tan fácil llevar este concepto a la práctica. Todavía hay que resolver cuestiones metodológicas básicas para inventariar algunos servicios e identificar las interacciones entre ellos. Y, por otro lado, hace falta desarrollar un marco normativo para su gestión. No obstante, algunas medidas parecen ineludibles de cara a alcanzar un desarrollo sostenible realista:

- a) limitar el consumo de materiales y energía, es decir una cierta auto-contención en el consumo;
- b) cerrar los ciclos de los materiales (reutilizar, reciclar);
- c) planificación del uso de los recursos y los territorios;
- d) desarrollo de tecnologías limpias, pues la tecnología es parte de la solución, a pesar de que su uso compulsivo esté detrás de la crisis ambiental global.

6. Aterrizando: de la escala planetaria al territorio. Cambios en los ecosistemas ibéricos en el siglo XXI

Vayamos aterrizando en nuestro entorno espacial y temporal más próximo. Veamos cuáles son los cambios que se están dando en nuestra naturaleza más cercana y cómo se pueden abordar desde la ecología.

A escala regional –Europa, Península Ibérica, Aragón– se están produciendo en la actualidad cambios en las comunidades biológicas, ecosistemas y paisajes como consecuencia de la actividad humana que hemos descrito anteriormente. Los principales motores que impulsan estos cambios son el cambio climático, el cambio de usos tras el despoblamiento rural y determinadas actividades, como la minería, instalaciones de energía renovables, embalses, vías de comunicación, etc., inherentes a las necesidades crecientes de energía, materiales e infraestructuras de nuestro sistema económico ([Reques et al., 2021](#); [Bruzón et al., 2022](#)) etc. Los tres motores de cambio interaccionan entre sí; sin embargo, voy a centrarme en los efectos del cambio de usos por ser una cuestión sobre la que investigo y que está de plena actualidad; y abordaré en el siguiente apartado una de las actividades relacionadas con la provisión de energía y materias primas a la que he dedicado buena parte de mi actividad científica: la minería, en su dimensión ambiental.

Desde el punto de vista espacial, los tres escenarios territoriales que ya consideraban los romanos –medios urbanos, agroecosistemas y monte (*urbes*, *agro* y *silva*)– están experimentando trayectorias bien distintas. Dejaremos al margen del análisis los ambientes urbanos, donde el medio natural tiene menor presencia. En los agroecosistemas se están produciendo dos tendencias opuestas al mismo tiempo: intensificación agropecuaria y naturalización ([Ustaoglu y Collier, 2018](#)). Por un lado, hay zonas donde la tecnificación está comportando la eliminación de elementos naturales del paisaje (ribazos, setos, humedales, etc.), así como el incremento de insumos contaminantes (herbicidas, pesticidas, fertilizantes químicos, purines, etc.) ([Rey Benayas, 2023](#)). Ello está ocasionando, una marcada reducción de la biodiversidad; de hecho, los ambientes agrarios son los que más reducción en diversidad de aves están experimentando ([Rey Benayas, 2023](#)). Y, por otro lado, están experimentando un deterioro de la calidad del agua superficial y subterránea, pérdida de suelo y reducción del control del ciclo del agua (menor regulación de crecidas), entre otros cambios.

Sin embargo, en las zonas agrarias menos productivas y en regiones despobladas por la emigración del campo a las ciudades, se ha producido un abandono de las actividades agropecuarias que está llevando hacia una renaturalización espontánea de antiguas zonas de cultivo y pasto donde matorrales y bosques se están estableciendo ([Lana-Renault et al., 2020](#)) y la fauna aso-

ciada a los ambientes forestales se recupera (Navarro y Pereira, 2015). Este fenómeno va de la mano de la naturalización que también se está produciendo en el monte (bosques y pastos) tras el cambio drástico producido en sus usos y aprovechamientos. En efecto, los cambios que ha experimentado el medio rural, con una crisis demográfica acusada y una reorientación de su economía desde el sector primario hacia los servicios, han llevado al abandono de usos y prácticas que sustentaban el funcionamiento de los paisajes. Se ha reducido la cabaña ganadera y el aprovechamiento de pastos en régimen extensivo (abiertos y bajo dosel arbóreo en bosques), se han abandonado cultivos agrícolas (principalmente la agricultura marginal de montaña en bancales) y sistemas agrosilvopastorales multifuncionales, se han reducido los aprovechamientos madereros, ha desaparecido el carboneo y ha disminuido apreciablemente la extracción de leñas y han cambiado los hábitos de caza, entre otros cambios de usos (Lasanta *et al.*, 2021; Martín-Forés *et al.*, 2020). Estos cambios, en buena medida, van a continuar en los próximos años.

Las consecuencias ecológicas de ello son apreciables. Pastos y cultivos son colonizados por la vegetación leñosa –ampliándose la superficie de matorrales y bosques–, los montes bajos poblados por el género *Quercus* se densifican (Martín-Forés *et al.*, 2020), las poblaciones de ungulados y carnívoros se expanden (Valente *et al.*, 2020; Cimatti *et al.*, 2021), el caudal de ríos y acuíferos desciende (disminuye el balance agua azul/agua verde) (Gallart y Llorens, 2003). Ello implica que los ecosistemas forestales se encuentran en expansión o se densifican, los esteparios y de pastos están en retroceso; y los fluviales disponen de menor caudal y menor carga de sedimentos (la cual era parcialmente de origen antrópico) (Ollero, 2007; García Ruiz y Lana-Renault, 2011). En relación con los procesos ecológicos, la producción primaria y la biomasa están aumentando, la regulación biológica del ciclo del agua es mayor, el ciclo de la materia orgánica es más activo y hay mayor control de la erosión y de los picos de crecida. La diversidad forestal está aumentando y la diversidad de especies de hábitats abiertos está disminuyendo (Traba y Pérez-Granados, 2022), la conectividad es mayor, y el riesgo de perturbaciones del tipo incendios o plagas aumenta.

Desde el punto de vista ecológico esta respuesta indica que la naturaleza ibérica y europea, en muchas zonas, es funcional, pues al reducirse la explotación tradicional, se están ensamblando nuevas comunidades y activando procesos ecosistémicos.

En el caso de España, a esta restauración pasiva de la naturaleza hay que sumar la restauración activa llevada a cabo desde las administraciones públicas en los distintos planes de repoblación forestal. Se estima que desde 1877 a la actualidad se han restaurado en torno a seis millones de hectáreas (Vadell *et al.*, 2019), lo cual representa el 11 % de la superficie total de España.

Hay que considerar que, con los años, estas plantaciones evolucionan hacia sistemas forestales complejos y prestan funciones y servicios mucho más allá del papel protector frente a erosión (Pérez-Soba y Hernández, 2021). El resultado es que la superficie forestal en España se ha triplicado desde 1900 a 2000 y en el siglo XXI crece a razón de 95.000 hectáreas al año (Hilda model, 2017).

Esta renaturalización más o menos vigorosa según los sitios, pero ampliamente generalizada en Europa (Ustaoglu y Collier, 2018), implica cambios en los servicios que recibimos de los ecosistemas. En un artículo de revisión (Rey Benayas *et al.*, 2007) analizamos los cambios a escala global que el abandono de agroecosistemas está ocasionando. Como tendencia general, detectamos que se dan beneficios en la regulación del agua, la recuperación del suelo, el ciclo de los nutrientes y el aumento de la biodiversidad vinculada a los bosques. Sin embargo, también identificamos problemas: el aumento de la frecuencia e intensidad de los incendios, la pérdida de biodiversidad en los ambientes esteparios y abiertos, la erosión del suelo en algunas zonas, la pérdida de valores culturales y/o estéticos, la reducción de la diversidad paisajística y la reducción de la provisión de agua (agua azul).

Algunos de estos problemas se ven intensificados por el cambio climático, que interacciona con el cambio de usos. Es el caso del riesgo de incendios (Palahi *et al.*, 2008; Pausas y Fernández-Muñoz, 2012) o la reducción de caudales en los ríos (López-Moreno *et al.*, 2011).

En un segundo trabajo desarrollado desde nuestro grupo de investigación en Restauración Ecológica estudiamos los cambios en los servicios ecosistémicos en tres zonas de Aragón (Pirineo-Valle de Hecho, Depresión del Ebro-Monegros y Sistema Ibérico-Estercuel) entre dos momentos históricos, 1956 y 2010 (Bruno *et al.*, 2021). En Monegros, la intensificación agrícola que ha tenido lugar ha traído consigo un aumento de servicios de aprovisionamiento como la producción de alimento y una reducción de los servicios de regulación (retención de suelo y regulación de nutrientes y caudales). Por el contrario, en las zonas de montaña se ha producido un abandono de tierras generalizado y una posterior renaturalización que han desembocado en un destacado aumento de los servicios de regulación (retención de suelo, regulación de caudales) y de la producción de biomasa.

Ante esta mejora de unos servicios y retroceso de otros (diservicios/disfunciones) se requiere de gestión para optimizarlos según las necesidades de la sociedad. En mi opinión, las principales disfunciones de la renaturalización en nuestro entorno más próximo (Aragón) son el aumento del riesgo de incendios, el descenso de caudales de los ríos y acuíferos, la reducción de la superficie de pastos en el Pirineo y Sistema Ibérico, la vulnerabilidad frente a las sequías de los tallares de encinas y robledales, la pérdida de biodiversidad forestal por cierre de claros en los bosques, la

merma de hábitats esteparios y su biodiversidad y la degradación de algunos agroecosistemas que necesitan del manejo tradicional, como los chopos cabeceros. Y es justamente esa gestión imprescindible que necesitan nuestros montes, una de las actividades que podría contribuir a dinamizar social y económicamente el medio rural.

7. De la escala planetaria al territorio. Bases ecológicas para una minería compatible con la sostenibilidad de los ecosistemas

7.1. La minería es una actividad importante para nuestra sociedad, que produce un intenso impacto ambiental

Además de los cambios que están experimentando comunidades y ecosistemas debido a los efectos del cambio climático y el cambio de usos tras el despoblamiento rural, el territorio se ve salpicado por numerosos proyectos de actividades vinculadas a la obtención de energía, minerales o la construcción de infraestructuras. A la dimensión ambiental de una de ellas – la minería– he dedicado buena parte de mi actividad investigadora. En este capítulo voy a exponer la aproximación que hemos desarrollado en nuestro grupo de investigación con el fin de compatibilizar minería y sostenimiento de los servicios ecosistémicos. Como se verá, llevar a cabo investigaciones desde la ecología como disciplina científica ha resultado clave para alcanzar tal objetivo.

La minería es una actividad imprescindible para el bienestar de la sociedad. La mayor parte de los utensilios, herramientas, objetos en general que nos rodean están compuestos por materiales extraídos de yacimientos minerales. Igualmente, la minería nos proporciona algunas de las principales fuentes energéticas, como el carbón y el uranio. El consumo anual *per cápita* de minerales en España es de 4,5 t; 6,06 t si se incluyen los combustibles fósiles ([Instituto Nacional de Estadística, 2025](#)). Y en la Unión Europea es aún mayor, de 8,32 t y 10,7 t, respectivamente. Las previsiones para el futuro son de crecimiento, dada la alta demanda de minerales de la transición energética ([Valero *et al.*, 2021](#)).

Desde la óptica de la naturaleza, la minería ocasiona un impacto ambiental muy intenso sobre las áreas donde se desarrolla. Al ser una actividad que implica movimiento de tierras, afecta a los tres compartimentos de los ecosistemas terrestres: vegetación, suelo y subsuelo (geología-geomorfología), además de la atmósfera y los medios acuáticos del entorno. Ello ocasiona cambios en la hidrología natural, el relieve, los suelos, las comunidades biológicas, los usos del territorio y en las actividades de las poblaciones humanas ([Nicolau y Moreno de las Heras,](#)

2005). La minería genera 9 t de residuos mineros por persona al año a nivel mundial, según estimaciones de [Mudd y Bogger \(2013\)](#).

Ello quiere decir que las actividades extractivas pueden afectar negativamente a numerosos servicios que los ecosistemas proporcionan a la sociedad. De hecho, la minería contribuye al Cambio Global, al ocupar el 0,3 % de la superficie continental terrestre ([Hooke *et al.*, 2012](#)) y ser una actividad que influye en el cambio de usos del suelo que caracteriza la Gran Aceleración ([Hooke y Martín-Duque, 2022](#)).

Esta cierta incompatibilidad entre los servicios que aporta la minería y los que aportan los ecosistemas hace que el encaje de las actividades extractivas en un modelo de desarrollo sostenible sea un reto difícil. Un cierto grado de transformación de la naturaleza —que comporta una disminución en la oferta de bienes y servicios ambientales que recibimos— resulta inevitable y ha de ser asumido por la sociedad como el tributo a pagar por disfrutar de los beneficios de los minerales extraídos. El objetivo, por tanto, ha de ser minimizar las pérdidas en los servicios de los ecosistemas. Para ello hemos propuesto actuar en varios planos:

- Evitar la extracción de recursos mineros prescindibles.
- Reutilizar minerales (cobre, aluminio. . .).
- Realizar planes de Ordenación Minero-Ambiental.
- Desarrollar métodos de restauración eficaces.

De estas medidas, la primera no es realista en nuestro contexto económico, basado en un continuo crecimiento y en potenciar el consumo, de manera que no se produce. La segunda se está llevando a cabo en el marco de la economía circular, aunque es viable sólo para unos pocos minerales y con eficiencias de reutilización limitadas ([Valero *et al.*, 2021](#)). En relación a los planes de ordenación minero-ambiental, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) ha llevado a cabo una interesante labor ([Hernández-Durán *et al.*, 2014](#)), aunque en la práctica su aplicación ha sido muy limitada y no existe un marco jurídico que los regule. La única medida que se aplica de forma generalizada, al existir en España normativa legal específica desde 1982, es la restauración (vinculada a la evaluación de impacto ambiental de los proyectos). La restauración es pues la principal herramienta que se está aplicando para reducir la degradación de los servicios de los ecosistemas por parte de la minería. La pregunta inmediata es: ¿en qué medida está siendo efectiva para recuperar ecosistemas funcionales que sigan aportando a la sociedad los servicios que ésta requiere?

En un análisis que realizamos de las restauraciones de la minería de carbón a cielo abierto en Teruel, treinta años después de su inicio, encontramos el siguiente balance ([Nicolau *et al.*, 2010](#)): De las 3.000 ha ocupadas en 2006, el 15 % correspondía a explotaciones no restauradas (ante-

riores a la legislación reguladora de 1982); el 16 %, a restauraciones de “Primera Generación”, las cuales se pueden considerar deficitarias; el 42 % a “Segunda Generación”, exitosas; estando en explotación activa en ese momento un 27 % de la superficie. Ello ha repercutido sobre los usos del territorio, pero no de manera significativa. La superficie agrícola se ha mantenido, pero mejorando la calidad de las fincas. La superficie improductiva se ha incrementado un 13 % y la de bosques y pastos se ha reducido el 16 %. Ha aparecido un nuevo tipo de uso muy interesante para la biodiversidad: los humedales, que ocupan el 5 % de la superficie. Algunos tramos de cursos fluviales se han degradado severamente por la emisión de sedimentos, como el río Estercuel o el arroyo de la Val de Ariño. El análisis a escala macro indica que la minería de carbón a cielo abierto de Teruel contribuyó de manera importante a la generación de electricidad en España, a cambio de generar un pasivo ambiental en el territorio de cerca de 1.000 ha degradadas, con episodios de contaminación de aguas y con degradación de cauces fluviales. La contribución de las centrales térmicas de Teruel al efecto invernadero/cambio climático y el episodio de degradación de bosques y cultivos en el Maestrazgo por emisiones de óxidos de azufre, ha sido muy relevante, aunque quedan al margen de este análisis.

7.2. Identificando los factores que determinan el éxito de las restauraciones

Proseguimos nuestro trabajo identificando los factores y procesos que determinan el éxito de las restauraciones; es decir, las claves del buen funcionamiento de los ecosistemas restaurados. Y aquí entro ya en materia puramente ecológica, pues las investigaciones que voy a explicar a continuación corresponden a la ecología de comunidades y de ecosistemas. A nivel conceptual, y siguiendo a [Hobbs et al. \(2007\)](#) asumimos la restauración como un proceso de ensamblaje de comunidades ([Bochet et al., 2011](#)) y sucesión ecológica, mediado por las perturbaciones. En términos entendibles por lectores no familiarizados con la ecología, los mecanismos que intervienen en la conformación de una comunidad biológica son los siguientes:

- a) la llegada de especies;
- b) el efecto de los filtros abióticos (recursos y condiciones);
- c) el efecto de las interacciones biológicas.

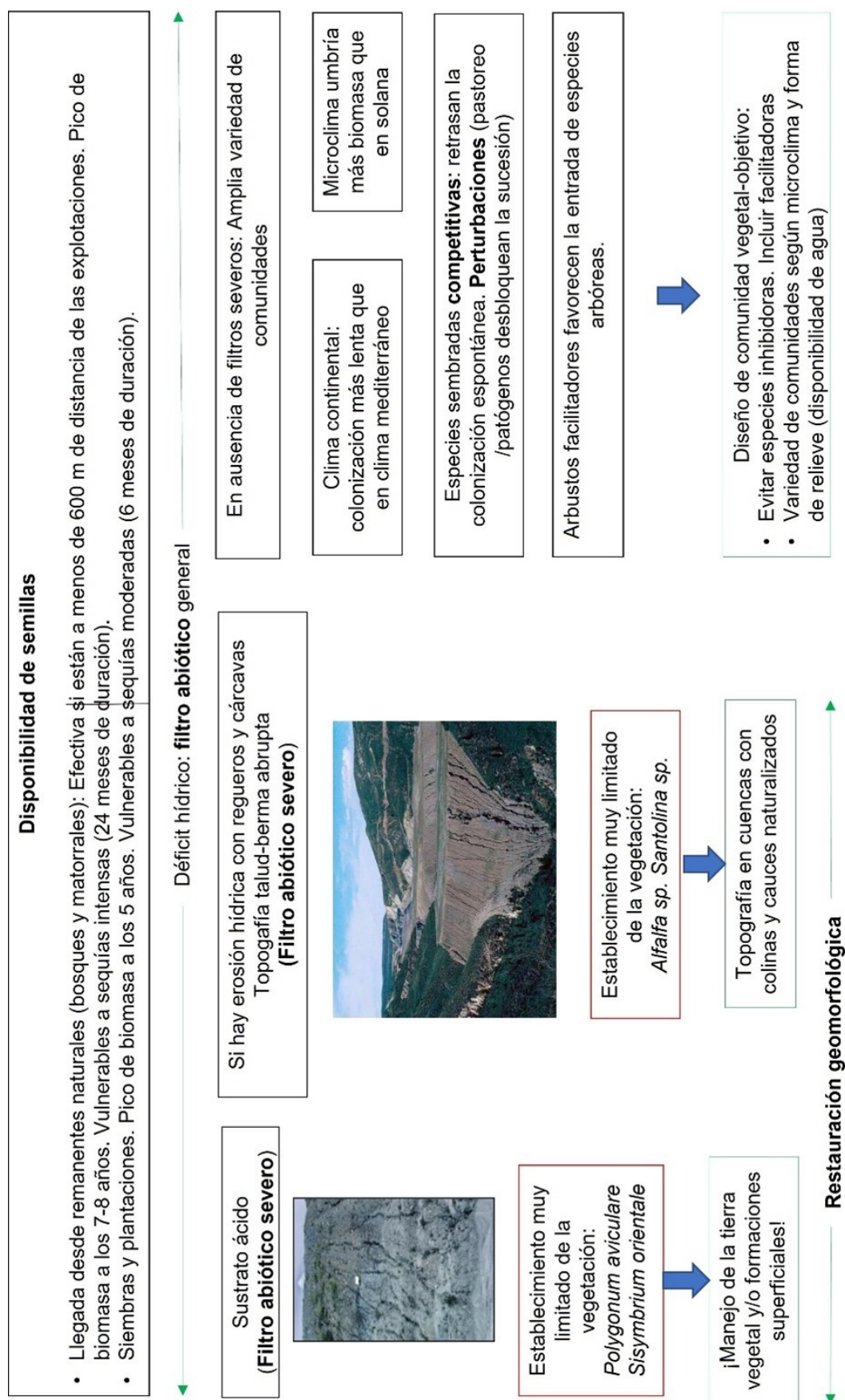


Figura 5: Síntesis de los factores y procesos que regulan el establecimiento de comunidades vegetales en la minería de carbón a cielo abierto en Teruel a partir de los trabajos de [Moreno de las Heras et al. \(2008\)](#) y [Vidal-Macua et al. \(2020\)](#). Los recuadros en la línea inferior indican las recomendaciones propuestas para el mayor éxito de las restauraciones.

Como particularidad en nuestro caso, ponemos el foco en dos elementos transversales a los anteriores y de mucho peso:

- d) el régimen de perturbaciones; y
- e) la gestión humana.

Como primer paso realizamos dos estudios prospectivos sobre las restauraciones de la minería de carbón a cielo abierto en Teruel: un trabajo inicial (Moreno de las Heras *et al.*, 2008) basado en observaciones de campo y fotografía aérea; y otro mediante el análisis de imágenes de satélite con técnicas de teledetección y de *machine learning* (Vidal-Macua *et al.*, 2020). La Fig. 5 recoge una síntesis de ambos.

En primer lugar, identificamos los diversos tipos de comunidades vegetales que se habían establecido, las cuales presentaban un grado de complejidad variado en términos de cobertura y diversidad de especies; e identificamos los factores responsables de esas distintas trayectorias de sucesión ecológica. Las comunidades más pobres en especies y ralas en cobertura estaban asociadas a sustratos de pH ácido para los que la flora del entorno no está adaptada, de manera que la primera lección es la necesidad de seleccionar un sustrato (protosuelo) adecuado para relajar el filtro que imponen los sustratos extremos (el sustrato más recomendable a utilizar es el denominado “tierra vegetal”, que es el suelo natural de la zona ocupada por la mina, el cual se retira previamente al desmonte minero, se almacena y posteriormente se extiende sobre el nuevo relieve generado en el proceso de la restauración). Identificamos dos factores externos a las explotaciones mineras que modelan las comunidades: el clima y la existencia de remanentes de vegetación espontánea bien conservada en el entorno de las explotaciones. Estos últimos son enclaves forestales (bosquetes y áreas de matorral) que envían propágulos (semillas, etc.) que colonizan espontáneamente las zonas restauradas. Cuando ambos son favorables, y se ha aplicado tierra vegetal, las comunidades alcanzan los valores más elevados de cobertura y diversidad de especies. Y ello, sin necesidad de revegetación activa por parte de las empresas. Este es el caso de algunas explotaciones del Bajo Aragón. No obstante, hemos detectado que sólo han sido efectivas las fuentes de semillas localizadas, como máximo, a 500–600 m de las explotaciones mineras. En las “tierras altas turolenses”, de clima más continental y escasez de áreas-fuente de propágulos, la revegetación resulta decisiva; aunque, en ocasiones, el éxito de las siembras de algunas especies, como la alfalfa (*Medicago sativa*), inhibe la entrada espontánea de otras especies, manteniendo unos niveles de diversidad bajos hasta que algunas perturbaciones abren huecos para las especies colonizadoras del entorno. El pastoreo y los ataques fúngicos son ejemplos de aquellas, que desbloquean la comunidad y reactivan la sucesión ecológica.

Estas diversas trayectorias se ven condicionadas a su vez por un proceso “transversal” a ellas: la erosión hídrica superficial, que puede generar redes de regueros y cárcavas. Nuestros análisis identificaron la erosión como el principal factor limitante (filtro abiótico) en el ensamblaje de las comunidades en las restauraciones mineras de Teruel. El modelado topográfico “talud-berma-cuneta” con pendientes fuertes y entradas de escorrentía desde las bermas a los taludes es el que genera tasas de erosión más elevadas y resulta más restrictivo para la revegetación en comparación con otros aplicados en Teruel, como el modelado en cuencas (Utrillas) o el “talud-berma suavizado” y el “plataformas” en las cuencas de Andorra y Esteruel-Gargallo. El efecto negativo de la erosión hídrica sobre el éxito de las restauraciones no se trata de un fenómeno local, propio de la minería de Teruel, sino general. La erosión debida a diseños geomorfológicos abruptos es la principal causa del fracaso de las restauraciones mineras en numerosas regiones del mundo ([Hancock y Martín-Duque, 2024](#)).

El déficit hídrico es el factor ambiental más limitante para la vegetación en los ambientes mediterráneos secos. Por ello hemos registrado que el microclima (solana o umbría según la orientación de las laderas), también influye en el desarrollo vegetal (en términos de biomasa, estimada a partir del NDVI). En orientaciones de umbría la biomasa es mayor. Otro aspecto que hemos podido evaluar mediante la teledetección ha sido el efecto de las sequías. Las especies introducidas mediante siembras y plantaciones –con sistemas radiculares más superficiales– son vulnerables a sequías de baja intensidad (duración de 6 meses), en tanto que las especies nativas –con sistemas radiculares más profundos– las resisten, mostrando vulnerabilidad a las más extensas (duración de 24 meses). Adicionalmente, registramos un patrón temporal en la colonización vegetal del conjunto de las restauraciones con dos picos de biomasa: a los 5 años de la restauración, relacionado con las especies introducidas; y a los 7-8 años, relacionado con las especies que se han incorporado de forma espontánea ([Vidal-Macua *et al.*, 2020](#)).

7.3. La escorrentía superficial dirige el ensamblaje de las comunidades vegetales en las restauraciones mineras

Al identificar que la erosión hídrica superficial era el factor más restrictivo para el éxito de las restauraciones mineras en Teruel y en numerosas zonas del mundo, procedimos a investigar la interacción entre la escorrentía superficial, el suelo y la vegetación. Desde un punto de vista teórico, este es un tema clave en la disciplina de la ecohidrología para entender el funcionamiento de los ecosistemas en ambientes secos (con déficit hídrico). El enfoque habitual se centraba en conocer el papel de la vegetación controlando la erosión (frenando la erosión). El efecto contrario –el impacto de la erosión sobre la vegetación– se había estudiado principalmente en cultivos

agrícolas, evaluando los costes sobre la producción (Pimentel *et al.*, 1995). Sin embargo, del efecto de la erosión modelando las comunidades vegetales había mucho menos conocimiento en los ecosistemas naturales (Thornes, 1985; Puigdefábregas, 2005) y en los mineros restaurados (Haigh, 2000; Nicolau y Asensio, 2000). Para nosotros, esto resultaba imprescindible de cara a evaluar el funcionamiento de las restauraciones y elaborar diseños eficaces. En la restauración de la explotación El Moral de la empresa *Minas y Ferrocarril de Utrillas* (MFUSA), localizada en esa localidad de Teruel, instalamos un área experimental para investigar sobre estos procesos en colaboración con dicha empresa (Fig. 6) (Nicolau, 1996).

La selección de la actuación de El Moral se justifica porque allí localizamos un conjunto de laderas restauradas de la misma edad y similares características topográficas, edáficas, de orientación y de tratamientos de revegetación, pero diferenciadas por el volumen de escorrentía que reciben por la cabecera, el cual se introduce en ellas circulando ladera abajo (“run-on”). Ello representa, en condiciones de campo, lo más cercano a un diseño experimental dirigido a evaluar específicamente el efecto del volumen de escorrentía, y la erosión hídrica consiguiente, sobre la dinámica de la vegetación. Estas entradas de escorrentía por la parte superior de los taludes se generan a causa del incorrecto funcionamiento de cunetas superiores o bermas, o de la existencia de segmentos superiores de ladera abruptos o convexos que actúan como áreas-fuente de escorrentía. La inestabilidad que generan aconseja el máximo control sobre ellas en los proyectos de restauración (Hancock y Willgoose, 2004).



Figura 6: Vista panorámica de la explotación El Moral tras su restauración. Se localiza en Utrillas (Teruel). Cinco laderas fueron monitorizadas para el estudio ecohidrológico.

Hemos identificado tres tipos de trayectorias de evolución ecohidrológica en estas laderas (Moreno de las Heras *et al.*, 2009; Merino-Martín *et al.*, 2012a), las cuales representan los posibles modelos de funcionamiento según la intensidad de la erosión hídrica. Se representan en la Fig. 7:

- 1) laderas con un flujo de escorrentía voluminoso que desarrollan densas redes de regueros continuos de arriba a abajo, en las que la implantación vegetal es escasa y la sucesión ecológica se encuentra bloqueada (“*arrested succession*”);
- 2) laderas con un flujo de escorrentía moderado, que desarrollan regueros discontinuos y microformas de sedimentación en conos; que han desarrollado comunidades vegetales en manchas discontinuas (“claros y matas”), asociadas a áreas exportadoras e importadoras de escorrentía y sedimentos;
- 3) laderas con un flujo de escorrentía muy limitado, sin microformas asociadas a procesos de erosión-sedimentación, en las que se produce el establecimiento de matorrales facilitadores (que interaccionan positivamente con otras especies favoreciendo su establecimiento y desarrollo), los cuales controlan el flujo de agua y sedimentos.

En este gradiente de intensidad de erosión hídrica en el que se encuentran las tres laderas, los recursos hídricos tienen un control abiótico en las laderas del tipo 1 y 2, en tanto que el control es biótico en las laderas de tipo 3, por la acción de los matorrales facilitadores.

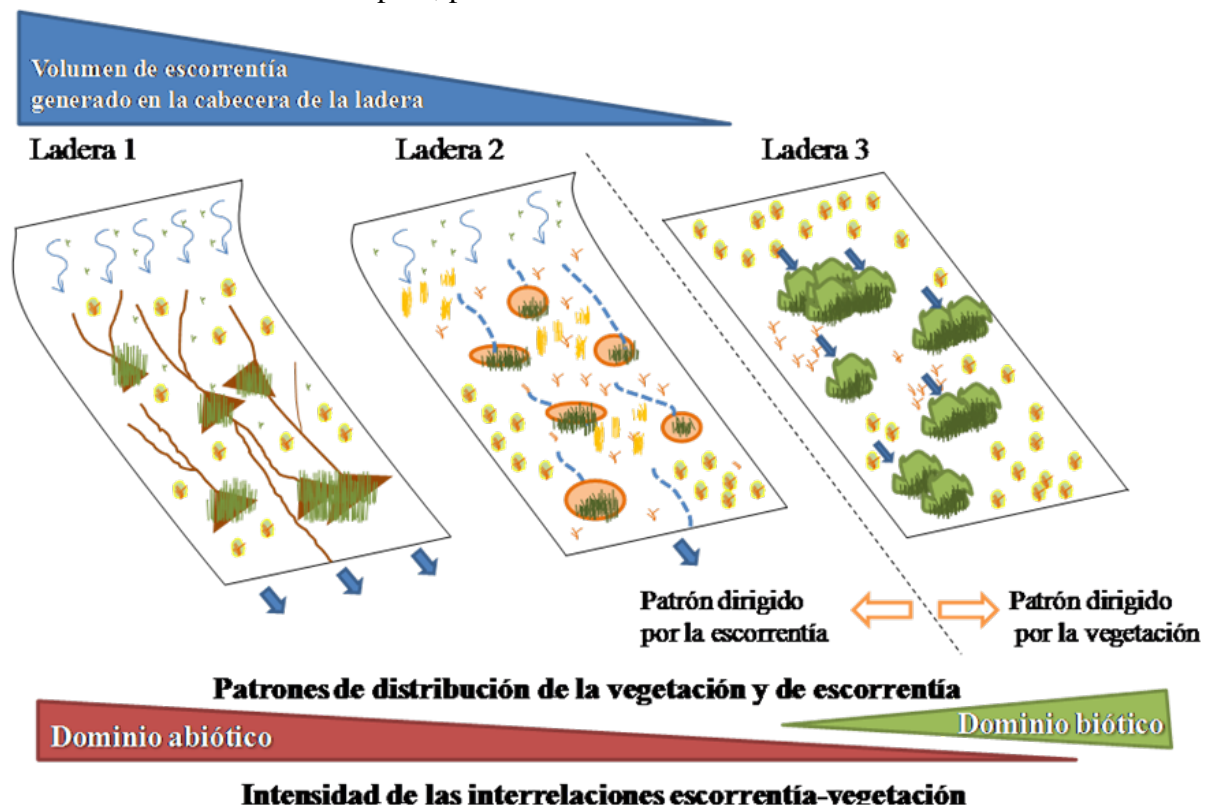


Figura 7: Se representan los tres modelos de ladera identificados en el gradiente de volumen de escorrentía y erosión hídrica correspondiente. En las condiciones de mayor volumen de escorrentía (ladera 1) se desarrolla erosión en regueros continuos que limita el desarrollo de la vegetación. En ausencia de entrada exógena de escorrentía (ladera 3) la vegetación controla el flujo de escorrentía y la humedad edáfica. En condiciones intermedias (ladera 2) la escorrentía laminar determina zonas exportadoras e importadoras a las que responde la vegetación. Infografía elaborada por Tíscar Espigares y Luis Merino, a partir de: [Merino-Martín et al., 2012a](#).

Para las condiciones de las laderas de El Moral, hemos podido establecer empíricamente (Moreno de las Heras *et al.*, 2011a) que con niveles inferiores al 30 % de cubierta vegetal y tasas de erosión en regueros superiores a $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, la dinámica del sistema conduciría a un bloqueo de la sucesión ecológica. Con niveles superiores al 50 % de cobertura vegetal y tasas de erosión en regueros inferiores a $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, la dinámica del sistema conduciría hacia una cubierta vegetal continua, a partir de la matorralización. En los niveles intermedios ($5\text{-}20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y 30-50 % de cobertura vegetal) se organiza una cubierta vegetal discontinua en un patrón de matas y claros subordinado a la dinámica de la escorrentía superficial. La tasa de erosión por regueros que marcaría el umbral entre la degradación y la agradación en este sistema se sitúa en una densidad de regueros en torno a los $0,6 \text{ m m}^{-2}$ (Fig. 8).

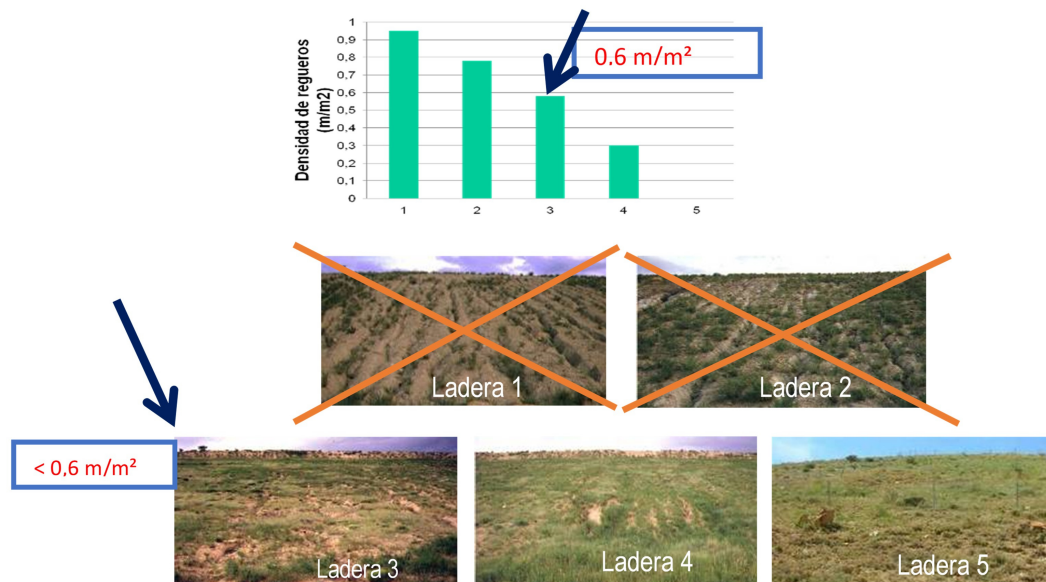


Figura 8: Representación gráfica del umbral de erosión por regueros que marca la agradación o degradación de las comunidades vegetales en las restauraciones mineras de la cuenca de Utrillas. La densidad máxima de regueros tolerable para el desarrollo de la vegetación se puede establecer en torno a $0,6 \text{ m m}^{-2}$ (Moreno de las Heras *et al.*, 2011a).

A fin de generalizar la aplicabilidad de estos datos a otros ambientes ecológicos y a otras restauraciones mineras, desarrollamos un modelo matemático basado en las conocidas ecuaciones ecológicas de competencia entre especies de Lotka y Volterra (Moreno de las Heras *et al.*, 2011b). Este modelo permite realizar estimaciones sobre el resultado de la “competencia” entre la vegetación y la erosión en regueros por el suelo, según sean sus condiciones de partida en términos de cobertura vegetal y tasa de erosión. Un ejemplo de su aplicación a laderas mineras restauradas en Teruel se muestra en la Fig. 9.

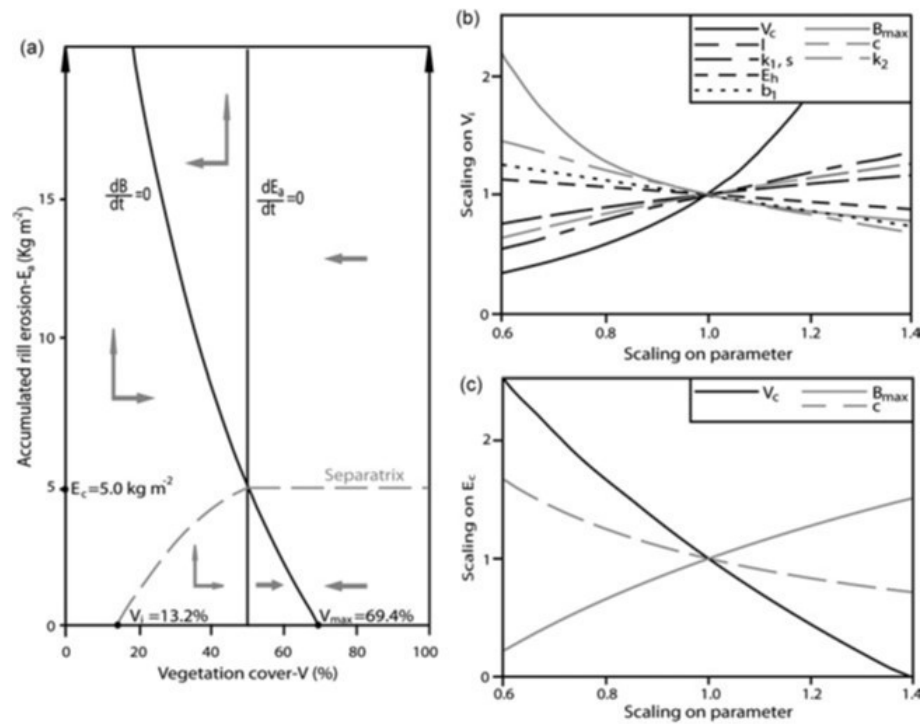


Figura 9: Estimación del modelo de (Moreno de las Heras *et al.*, 2011b) para laderas mineras restauradas en Teruel: (a) diagrama de fase de erosión en regueros versus cubierta vegetal, donde las flechas grises representan las principales direcciones de cambio del sistema, y E_c , V_i y $V_{\max}$ representan el umbral de regueros, el requisito mínimo de cubierta vegetal para la estabilización de la ladera sin erosión previa, y la cubierta vegetal en la capacidad de carga, respectivamente; (b) análisis de sensibilidad para V_i (influencia de los parámetros V_c , l , k_1 , s , E_h , b_1 , $B_{\max}$, k_2 y c); (c) análisis de sensibilidad para E_c (influencia de los parámetros V_c , $B_{\max}$ y c).

A continuación, se describe, sucintamente, el funcionamiento ecohidrológico de los tres modelos de laderas porque ello nos ha proporcionado algunas claves para diseñar y ejecutar restauraciones más eficaces, tanto en la reconstrucción geomorfológica como en la revegetación.

Cuando la magnitud del flujo superficial de agua supera un umbral (ladera tipo 1; Fig. 10), el establecimiento de la vegetación se ve drásticamente limitado (Espigares *et al.*, 2011) y se aceleran los procesos de erosión del suelo, siendo la erosión en regueros el fenómeno más característico (Moreno de las Heras *et al.*, 2010). Los regueros drenan eficazmente la escorrentía de las laderas (Nicolau, 2002), reduciendo el porcentaje de lluvia anual infiltrado hasta un 20 %, lo que incrementa el déficit hídrico (Moreno de las Heras *et al.*, 2011a). En consecuencia, la colonización vegetal se ve comprometida. De hecho, hemos registrado que la emergencia y el establecimiento de plántulas y la producción de semillas se ven limitadas (Espigares *et al.*, 2011). Los regueros, además, redistribuyen el agua en la ladera, de manera que la humedad es más elevada en el lecho de los regueros y menor en las áreas que quedan entre ellos (inter-regueros). Y esto determina, a su vez, la distribución espacial de las plantas. Los individuos de la especie dominante, alfalfa (*Medicago sativa*), se establecen mayoritariamente bordeando los regueros, fuera de ellos formando hileras de arriba a abajo de la ladera. Desde allí sus raíces aprovechan la humedad del reguero, pero evitando ser arrastrados por la erosión en su interior. En las áreas entre regueros los contenidos de humedad son muy inferiores, por lo que la presencia de individuos es escasa (Moreno de las Heras *et al.*, 2011a).

Cuando la cantidad de escorrentía que fluye pendiente abajo es moderada, el flujo superficial no es dirigido por los regueros, sino que discurre principalmente como flujo laminar (Fig. 11). En estas situaciones la vegetación es capaz de establecerse formando un mosaico de parches, que funcionan unos como áreas-fuente exportadoras (claros de vegetación) y otros como sumideros de escorrentía importadores (vegetación herbácea o arbustiva) (Merino-Martín *et al.*, 2012a).

Identificamos diversos tipos de áreas-fuente (más o menos productoras de agua) y dos tipos de sumideros: profundos, como en el caso de la aliaga, *Genista scorpius*; y superficiales (*splays*), en el caso de algunas macollas de gramíneas (Merino-Martín *et al.*, 2012b). La riqueza de especies y la cobertura vegetal, así como la riqueza y abundancia del banco de semillas del suelo, son mayores en los sumideros, lo que incrementa las posibilidades de germinación de las semillas en ellos (Merino-Martín *et al.*, 2015). Además, llevamos a cabo un experimento de “exclusión de escorrentía”, cortando la llegada de escorrentía durante un año desde los claros (áreas-fuente) a las matas de vegetación en los sumideros para comprobar la hipótesis de que este volumen extra de agua era limitante para el desarrollo de la vegetación (Fig. 12). Efectivamente, registramos la tendencia de que el flujo de agua incrementa la humedad edáfica, reduce el estrés hídrico de las



Figura 10: Ladera tipo 1 en el área experimental El Moral (Utrillas, Teruel). Se trata de una ladera reguerizada con control abiótico del ciclo del agua y reducido establecimiento de la vegetación. El déficit hídrico acentuado por los regueros limita el establecimiento y desarrollo de la vegetación. Nótese que los ejemplares de *Medicago sativa* se localizan en el borde de los regueros. El elevado volumen de escorrentía circulante tiene su origen en una amplia cabecera de ladera exportadora de escorrentía.



Figura 11: Ladera tipo 2 en el área experimental El Moral (Utrillas, Teruel). Se observa un patrón de manchas de vegetación establecidas en geoformas exportadoras (*Santolina sp.* de flor amarilla) o importadoras (*Lolium sp.*) de agua. La distinta oferta hídrica de las geoformas condiciona el patrón espacial de la vegetación. Las flechas indican el flujo de agua desde las zonas exportadoras de *Santolina sp.* hacia las importadoras de *Lolium sp.* (dentro de los círculos). Nótese la ceja superior en la ladera que ejerce como área exportadora de escorrentía hacia el conjunto de la ladera.

plantas (medido a través del potencial hídrico en las hojas) e incrementa la biomasa herbácea; tendencia significativa en algunos casos (Espigares *et al.*, 2013). Ello implica que estas laderas restauradas responden al modelo TTRP (*Trigger-Transfer-Reserve-Pulse*) propuesto por Ludwig *et al.* (2005) para zonas semiáridas naturales: los claros producen y desencadenan un flujo de agua, que se transfiere a las matas de vegetación, generándose una reserva de recurso hídrico que favorece un pulso de crecimiento.



Figura 12: Ejemplo de dispositivo de exclusión de la llegada de la escorrentía desde el claro superior exportador a la mancha de gramíneas inferior (importadora).

En las laderas con volúmenes limitados de escorrentía (que no reciben flujos externos) (Fig. 13) la distribución espacial de la vegetación no está asociada a geoformas derivadas de procesos de erosión-sedimentación, y es la misma vegetación la que controla el flujo del agua superficial y la distribución de la humedad, tal y como comprobamos en el experimento “de exclusión”. Se pasa pues de un control geomorfológico sobre el agua a otro biológico. En las primeras etapas de la sucesión ecológica se establece una formación de matorral discontinuo dominado principalmente por individuos de *Genista scorpius* (aliaga). Los individuos de esta especie pueden actuar como islas de actividad biológica potenciada hidrológicamente. Por un lado, mejoran sustancialmente las condiciones ambientales de su entorno (aportando sombra y aumentando el contenido de

nutrientes); y, por otro, son capaces de interceptar el agua que circula en forma de escorrentía superficial procedente de otras áreas desprovistas de vegetación debido al incremento en la tasa de infiltración del suelo bajo su cubierta. Así, los individuos de esta especie ejercen un efecto facilitador sobre las plantas que crecen bajo su cubierta que presentan mejor estado hídrico que las situadas fuera de la influencia de la planta, en las zonas de los claros, desprovistas de vegetación (Merino-Martín *et al.*, 2012b, 2015).



Figura 13: Ladera tipo 3 en el área experimental El Moral (Utrillas, Teruel). Ladera colonizada por *Genista scorpius*, especie que actúa como isla de actividad biológica potenciada hidrológicamente. Las especies del subvuelo de *G. scorpius* se ven hidrológicamente facilitadas, lo que indica que existe un control biótico del ciclo del agua. No existen entradas externas de escorrentía desde la cabecera.

7.4. Desentrañando los mecanismos de ensamblaje de las comunidades vegetales, útiles para el diseño de la revegetación

Como se ha dicho, el recurso hídrico (humedad edáfica) es el principal factor limitante en la implantación y desarrollo de la vegetación en los ambientes mediterráneos secos. La humedad edáfica en las laderas restauradas que presentan erosión por regueros moderada es mayor en los sumideros importadores, mientras que en las laderas sin erosión por regueros es mayor bajo

las matas de *G. scorpius* (aliaga). Se trata de los micrositios más adecuados para establecer la vegetación leñosa. Para comprobarlo realizamos un experimento de plantación de individuos de dos especies, *Pinus nigra* y *Quercus ilex*, dentro y fuera de los micrositios favorables (sumideros y arbustos de *G. scorpius*, representados en las Fig. 14 y 15, respectivamente) (Vicente *et al.*, 2022). Los resultados indicaron que, a medio plazo (8 años tras la plantación), *P. nigra* tuvo una supervivencia muy baja en todos los micrositios. Su estrategia fisiológica se orienta a evitar la sequía, abriendo y cerrando estomas (especie isohídrica), resultando no eficaz. Sin embargo, *Q. ilex* –especie anisohídrica, tolerante a la sequía– se vio favorecida en su supervivencia y crecimiento, tanto por el efecto nodriza (facilitación) de *G. scorpius* –especialmente en los años secos–, como por el efecto de los sumideros importadores, en particular en los años húmedos. Ello nos indicó la conveniencia de incorporar en las revegetaciones especies facilitadoras que actúan como plantas nodriza; así como considerar los micrositios importadores de escorrentía (sumideros) como lugares preferentes de implantación de la vegetación. Por otro lado, *Quercus ilex*, la especie más característica del ecosistema natural de referencia para esta zona, se confirma como taxón a utilizar en la revegetación junto con otros posibles con los que habría que experimentar.



Figura 14: Encina plantada en sumidero de herbáceas.

Por otro lado, para investigar el papel de la cubierta herbácea inicial que se acostumbra a implantar en las revegetaciones mineras con el fin de controlar la erosión hídrica superficial, realizamos experimentos con lluvia artificial (Moreno de las Heras *et al.*, 2009). Estos indicaron que el efecto de la cobertura vegetal reduciendo la erosión es exponencial negativo (Fig. 16), algo que se había hipotetizado (Thornes, 2004) pero no demostrado experimentalmente. Se registró que, al alcanzarse una cobertura del suelo en torno al 30–50 %, la erosión se reduce en un 71–84 %. Por ello, el objetivo que proponemos para esta primera fase de la revegetación



Figura 15: Encinas plantadas bajo la cubierta de una aliaga (*G. scorpius*).

minera es conseguir una cobertura herbácea del 50 %, la cual permite el control de la erosión a la vez que deja espacio para la colonización espontánea de especies del entorno.

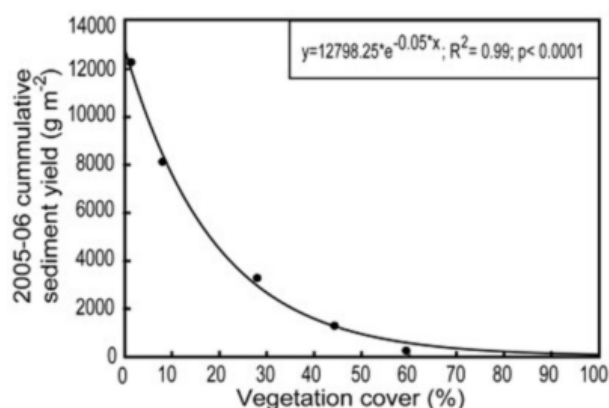


Figura 16: La erosión disminuye conforme aumenta la cobertura vegetal de forma exponencial negativa. Se aprecia que, a partir de una cubierta vegetal entre 30–50 % la tasa de erosión es muy reducida. Esta curva se obtuvo a partir de la realización de experimentos con lluvia artificial en el área experimental El Moral.

Como se ha expuesto en estas líneas, mi aproximación a la restauración ha sido ecohidrológica, la cual toma el agua, el ciclo del agua, como proceso vertebrador del funcionamiento integrado de los tres componentes básicos de los ecosistemas. En efecto, en las restauraciones mineras hay que reconstruir un relieve, compartimento donde se ancla el ecosistema restaurado; sobre él se instala un sustrato –un suelo– compartimento regulador del ciclo del agua y de los nutrientes que suministra esos recursos a las plantas; y, posteriormente, hay que establecer una comunidad vegetal, compartimento productor que, a través de la fotosíntesis, aporta la energía que pone en marcha las redes tróficas. Para que el conjunto funcione, los tres componentes han de estar integrados y hemos visto que el principal desajuste en el sistema se produce por la inestabilidad que genera la escorrentía. Por ello hemos propuesto el manejo experto de la escorrentía como la piedra angular para el éxito de las restauraciones mineras. El agua de las precipitaciones ha de infiltrarse y almacenarse en un sustrato con capacidad de suministrar a las plantas el recurso

hídrico que requieren. El excedente de escorrentía superficial ha de circular por una topografía con la capacidad de transporte y evacuación necesaria para no generar formas erosivas del tipo cárcavas o regueros; a esto también contribuye un sustrato con las propiedades físicas –y en menor medida químicas– adecuadas; así como una cubierta vegetal de herbáceas y matorrales de pequeña talla (caméfitos) que cubra en torno al 50 % de la superficie. Asimismo, en ambientes con déficit hídrico como los mediterráneos, la distribución de la vegetación en parches, con islas de fertilidad hidrológicamente activadas, permite optimizar el excedente de escorrentía superficial. La construcción de microcuencas es otra manera artificial de hacerlo. A su vez, la distribución creciente de la humedad edáfica en las laderas hacia las partes bajas y las cóncavas, determina las especies vegetales y la cobertura en el proceso de revegetación.

8. De la teoría a la práctica. De la ecología de la restauración a la restauración ecológica

Los conocimientos obtenidos acerca del funcionamiento ecohidrológico de estos ecosistemas restaurados nos revelaron algunas claves prácticas para abordar el diseño y construcción de restauraciones más eficaces. Es decir, para pasar de la ecología de la restauración a la restauración ecológica. Los principales aspectos a tener en cuenta son los siguientes:

- El manejo experto de la escorrentía ha de ser la piedra angular sobre la que se construya la restauración. Esto quiere decir que hay que construir cuencas hidrológicas con formas de relieve estables frente a la erosión hídrica por las que la escorrentía concentrada circule por canales y líneas de drenaje funcionales adecuadamente dimensionados. El relieve ha de complementarse con el desarrollo de sustratos (tecnosuelos) con suficiente capacidad de suministro de agua a las plantas (capacidad de infiltración y almacenamiento de agua) y resistencia a la erosión, en particular a la formación de regueros. Ello constituye la restauración geomorfológica y ha de ser el primer paso de cualquier proyecto.
- La tasa máxima de erosión por regueros compatible con el desarrollo del suelo y la vegetación en los ambientes mediterráneo-continetales del interior de la Península Ibérica se puede establecer en torno a $0,6 \text{ m m}^{-2}$. Para la completa desactivación de la erosión hídrica como factor limitante se requiere el establecimiento de una cubierta vegetal inicial de herbáceas y caméfitos (matorrales de bajo porte).
- Para el ensamblaje de una comunidad vegetal (revegetación) hay que favorecer los mecanismos de colonización espontánea desde las áreas fuentes del entorno, así como llevar a cabo revegetación activa.

- En relación al primero hay que contar con las fuentes de semillas espontáneas situadas a menos de 500–600 m de la explotación, en el caso de los ambientes mediterráneo-continenciales de la península ibérica.
- La revegetación activa ha de iniciarse con el establecimiento de una comunidad de plantas herbáceas y caméfitos. El modelo de erosión-vegetación que desarrollamos ([Moreno de las Heras *et al.*, 2011b](#)) permite estimar la cobertura vegetal necesaria en cada caso, aunque las evidencias empíricas la sitúan en torno al 50 %, la cual reduce las tasas de erosión drásticamente y, a la vez, deja sitio para las plantas colonizadoras que vienen espontáneamente del exterior.
- En una segunda fase, el ensamblaje de la comunidad vegetal requiere introducir especies arbustivas de carácter facilitador que den lugar a islas de fertilidad. Algunos de estos arbustos han de ser de la familia de las leguminosas para promover la fijación de nitrógeno en el suelo.
- El diseño de la revegetación habrá de tener en cuenta la distribución espacial de la humedad edáfica en las laderas y vaguadas restauradas. En los paisajes construidos bajo la restauración geomorfológica, la oferta de agua a las plantas se incrementa de arriba hacia abajo en las laderas y desde las divisorias a las vaguadas. Ello no es siempre así en las restauraciones convencionales.
- Como los organismos vegetales del entorno de la explotación minera toleran mejor las sequías, es recomendable introducir plantas o propágulos procedentes del entorno. Por ejemplo, mediante acolchado-semillado o transferencia del banco de semillas.

Con este bagaje y el trabajo de un equipo científico multidisciplinar estábamos en condiciones de pasar a la práctica y desarrollar acciones de restauración efectivas. El concepto estaba claro: la restauración ecológica en minería requiere de una base geomorfológica, lo que implica actuar sobre el relieve y sobre el sustrato. La conformación del relieve es determinante para garantizar que la erosión hídrica no va a bloquear el desarrollo del ecosistema. Y el establecimiento de un sustrato edáfico biológicamente funcional, lo es también para garantizar el suministro de agua y nutrientes a las plantas. El siguiente paso es ensamblar una comunidad vegetal, que ya no contará con la limitación de una escorrentía erosiva, y que habrá de seguir las reglas de las teorías ecológicas del ensamblaje de las comunidades y la sucesión ecológica, entre otras.

Este nuevo paradigma fue desarrollado gracias a las aportaciones de diversos equipos del ámbito internacional, y en el contexto español surgió de la interacción de José Francisco Martín Duque y mi persona en la década de 1990 en el marco del máster en restauración de ecosistemas. Martín Duque es en la actualidad uno de los mayores expertos mundiales en restauración geomorfológica. El estado actual y la evolución histórica de esta disciplina se explica con

detalle en la publicación de [Martín Duque \(2024\)](#); y la actividad desarrollada por el grupo de investigación se recoge en la página web de [Restauración Geomorfológica \(2025\)](#).



Figura 17: Restauración de la explotación minera Alemanes, por la empresa Minas y Ferrocarril de Utrillas (Utrillas, Teruel). El área restaurada se organiza en cuencas hidrológicas independientes; compuestas de laderas (todavía muy rectilíneas) y cauces de tipo cuneta, que drenan en el humedal que ocupa el hueco final. Éste vierte sus aguas a un barranco natural cuando rebosa. Fotografía: J.M. Nicolau.

A continuación, tras mostrar la experiencia preliminar de la minería del carbón a cielo abierto de Teruel, en la que me formé, presentaré proyectos relevantes en los que he participado, que han ido afinando el nuevo paradigma de la restauración minera.



Figura 18: Restauración en cuenca hidrológica de la explotación minera Ampliación de Alemanes, por la empresa Minas y Ferrocarril de Utrillas (Utrillas, Teruel). La imagen de la izquierda muestra el proceso de conformación de la topografía, con apilamientos de tierra vegetal a la izquierda, listos para ser extendidos. La imagen de la derecha muestra la evolución 10 años después de su restauración. Foto izquierda: archivo MFU. Foto derecha: J.M. Nicolau.

El manejo experto de la escorrentía –todavía dentro del modelo topográfico talud-cuneta-berma– fue aplicado de forma pionera por el ingeniero de minas Luis Jiménez Alcaraz, de la empresa

Minas y Ferrocarril de Utrillas, SA, en la restauración de minas de carbón a cielo abierto en Teruel en la década de 1990. Para evitar vertidos a los cauces naturales las restauraciones se estructuraron en cuencas hidrológicas independientes, lo cual constituyó un avance importante, al desaparecer la típica escombrera minera tronco-piramidal. Las cuencas se hallan conectadas con la red de drenaje natural, recibiendo caudales de los barrancos situados aguas arriba y vertiéndolos aguas abajo en los eventos extremos, tras ser regulados internamente en los antiguos huecos de explotación. Estos huecos son restaurados como embalses (humedales) y actúan como estructura de seguridad que amortigua los picos de crecida, retiene sedimentos y favorece la biodiversidad (Nicolau, 2003). Las laderas y cauces de las cuencas tienen, en la mayoría de los casos, un carácter todavía muy artificial, pues predominan los taludes y cunetas rectilíneos (Fig. 17), aunque algunas restauraciones ya se dotaron de mayor naturalidad (Fig. 18).

Otras empresas, como ENDESA, avanzaron en la restauración de humedales en los huecos finales de explotación, diseñados por Francisco Comín, ecólogo acuático del Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC) y ejecutados bajo la dirección técnica de Francisco Molina (ENDESA). El humedal construido en el hueco final de la explotación “corta Alloza” forma parte del Inventario de Humedales Singulares de Aragón (Decreto 204/2010, de 2 de noviembre, del Gobierno de Aragón) (Fig. 19) (Rosas, 2008). En esta línea de restauración de huecos finales de explotación participamos en el diseño de los humedales de las cortas Gargallo I y Gargallo II, afinando los cálculos de los volúmenes de esorrentía.



Figura 19: Humedal ecológico restaurado en el hueco final de la explotación “corta Alloza” de ENDESA. Fotografía: J.M. Nicolau.

La primera restauración minera en España con una base propiamente geomorfológica fue realizada por José Francisco Martín Duque en la cantera Revilla en Segovia ([Martín Duque *et al.*, 1998](#)) a partir del modelo “escarpe-surco-ladera cóncava”, que ha sido el embrión de restauraciones de canteras posteriores. Como se aprecia en la Fig. 20 el frente de explotación pasa a ser un escarpe –que puede o no ser trabajado–, debajo del cual se excava una zanja (surco) como estructura de seguridad que recoge los materiales que se desprenden del escarpe. Al pie se construyó una ladera tipo glacis, estable frente a la erosión y, por lo tanto, apta para el establecimiento de una comunidad vegetal. Se trata de una remodelación topográfica en 2 dimensiones, que todavía no incluyó una red de drenaje fluvial (Fig. 21). La lección aprendida para otros escenarios es que el modelo requiere una gestión tridimensional del drenaje, dividiendo la zona recuperada en varias cuencas que incorporen cauces para evacuar la esorrentía ([Martín Duque *et al.*, 2010a](#))

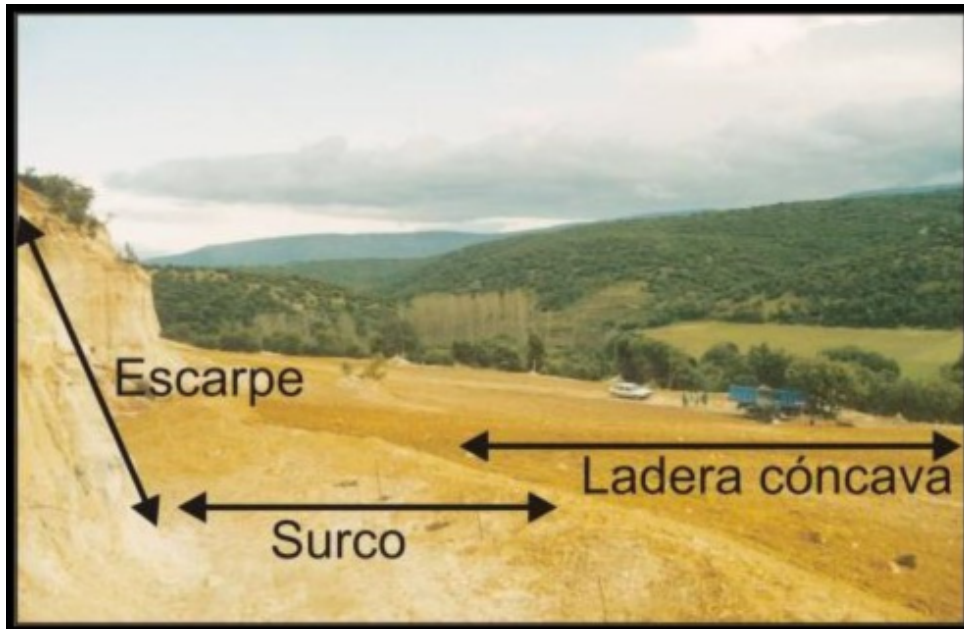


Figura 20: Formas de relieve básicas en la primera restauración minera geomorfológica en España, en la cantera Revilla (Segovia) según el modelo escarpe-surco-ladera cóncava. Foto: J.F. Martín Duque.

La red de drenaje se incorporó en el proyecto de restauración de la cantera de “La Higuera” (Segovia) que realizamos en 2008, aplicando el modelo de “cuencas en ladera” ([Martín Duque *et al.*, 2010b](#)). Se trataba de una cantera abandonada, cuya restauración se basó en la compartimentación del relieve en pequeñas cuencas hidrográficas, con el objetivo de dividir y organizar la esorrentía (Fig. 22).



Figura 21: Vista de la ladera cóncava en la restauración de la cantera Revilla. Se trata de una forma de relieve estable que no ha limitado el desarrollo del suelo y la vegetación. No se incorporó una red de drenaje, lo que hubiera requerido un diseño en 3 dimensiones. Foto: J.M. Nicolau.

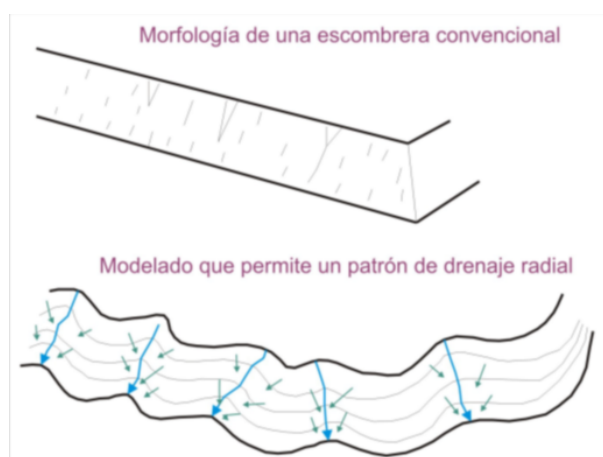


Figura 22: Modelo de restauración en “cuencas en ladera” aplicado en la cantera de La Higuera, Segovia. Esquema elaborado por J.F. Martín Duque.

Ello se planificó sin el soporte de modelos predictivos hidrológicos o de erosión, ni aplicaciones informáticas de diseño topográfico, sino siguiendo nuestro criterio experto. La densidad de drenaje construida se obtuvo de la interpretación de la red hidrográfica existente con anterioridad a la explotación minera, y la morfología de las lomas divisorias entre canales se inspiró en el análisis de perfiles de laderas naturales análogas y estables. Se construyeron balsas de retención de sedimentos antes del vertido a la red de drenaje natural. La superficie restaurada se cubrió con formaciones superficiales (coluviones) y suelos a partir del conocimiento de la arquitectura del sustrato original de la ladera, y de la identificación y utilización de estos materiales en el entorno de la explotación. El relieve y el sustrato contruidos permitieron el control de la erosión y el ensamblaje de una comunidad vegetal a partir de las plantaciones realizadas y la colonización espontánea desde el entorno (Fig. 23).

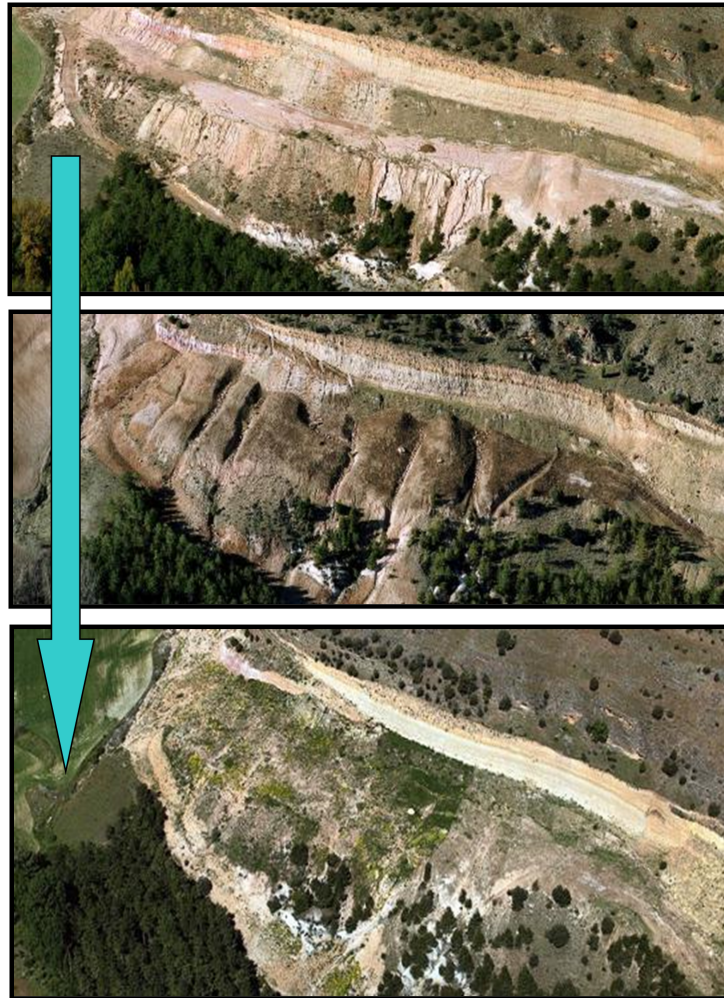


Figura 23: Evolución de la restauración de la cantera de La Higuera (Segovia) mediante el modelo de “cuencas en ladera”. Las imágenes de arriba a abajo muestran: a) el estado de la cantera antes de su restauración; b) justo tras la restauración; c) un año después de la restauración. Fotografías: J.F. Martín Duque.

La imagen de 2020 (Fig. 24) muestra la integración paisajística de la cantera restaurada y la comunidad vegetal que se ha desarrollado en ella.



Figura 24: Aspecto de la cantera de La Higuera en 2020, 12 años después de su restauración. Se aprecian los cauces sub-paralelos de las cuencas en ladera y el establecimiento de una comunidad vegetal con alta cobertura, no limitada por procesos erosivos. Fotografía: J.F. Martín Duque.

“Y en estas, apareció GeoFluv”. En 2010 contactamos con Nicholas Bugosh, quien había desarrollado y patentado el método de restauración geomorfológica GeoFluv. Conceptualmente se basa en los principios de la geomorfología fluvial que nosotros manejábamos, pero incorporados de manera integral. Además, desde el punto de vista práctico, cuenta con la herramienta *Natural Regrade*, software que asiste en el diseño de las formas de relieve utilizando el entorno “CAD (*Computer Assisted Design*)”. Aunque tocábamos una música parecida, Nicholas había escrito una partitura y nosotros tocábamos de oído. Por ello se estableció una fructífera interacción con Nicholas y, bajo el liderazgo de Martín Duque y el equipo de la universidad Complutense de Madrid, se inició la aplicación del método GeoFluv en proyectos de restauración de canteras en España. Aún hoy en día, GeoFluv / *Natural Regrade* es el método más completo de restauración geomorfológica, entre los pocos que se han desarrollado. La descripción y análisis más actualizado y sintético de la restauración geomorfológica en general y del método GeoFluv en particular se encuentra en [Martín Duque \(2024\)](#).

A continuación, se presentan imágenes de una muestra representativa de los proyectos realizados, que ha sido la base para investigar el funcionamiento ecohidrológico de estos paisajes GeoFluv y, a partir de ello, desarrollar técnicas de revegetación específicas para ellos. Se trata de los siguientes:

- Cantera El Machorro de la empresa Caobar en Poveda de la Sierra, Guadalajara, en el entorno del parque natural del Alto Tajo (Fig. 25) ([Zapico et al., 2018](#)).
- Cantera Aurora de la empresa CEMEX en Campredó, Tortosa, Tarragona, restaurada en el proyecto *LIFE Ecoresclay* (Fig. 26) ([Martín Duque et al., 2021](#)).

- Cantera Fortuna de la empresa SIBELCO Minerales cerámicos S.A. en Ademuz, Valencia, restaurada en el proyecto *LIFE Tecmine* (Fig. 27) (Martín Duque *et al.*, 2019).
- Cantera Santa Engracia en Peñalén, Guadalajara, en el entorno del parque natural del Alto Tajo, restaurada en el proyecto *LIFE Ribermine* (Fig. 28).



Figura 25: Restauración con base geomorfológica de la cantera El Machorro (Caobar), realizada en 2012 en Poveda de la Sierra, Guadalajara. Años 2019 (izquierda) y 2025 (derecha). Foto superior: J.F. Martín Duque. Fotos inferiores: J.M. Nicolau.

Como se observa en las imágenes, el paisaje se organiza en cuencas hidrológicas conformadas por colinas (interfluvios) y cauces (redes de drenaje), que proporcionan estabilidad erosiva. En algunas ocasiones, como en la cantera Fortuna (Fig. 27) o la cantera Santa Engracia (Fig. 28) se remodelaron antiguas escombreras exteriores con fuertes pendientes en las que hubo que construir laderas de longitud y pendiente elevadas, que generan algunos problemas erosivos. La restauración geomorfológica incluye, además del tipo de formas de relieve descrito, sustratos resistentes a la erosión que hay que extender sobre las geoformas construidas. En la mayoría de los proyectos la disponibilidad de suelo natural (tierra vegetal) ha sido escasa, por lo que hemos utilizado coluviones de ladera, conformados por clastos de naturaleza calcárea o areniscosa en una matriz de finos de textura bastante equilibrada, con bajos contenidos en materia orgánica. Sus buenas condiciones físicas son suficientes para almacenar y suministrar agua a las plantas;



Figura 26: Restauración con base geomorfológica de la cantera Aurora (Cemex), Campredó-Tortosa, Tarragona. Proyecto *Life EcoRestClay*. Foto: Paisajes españoles.



Figura 27: Restauración con base geomorfológica de la cantera Fortuna (Sibelco) en Ademuz (Valencia), cuenca minera de Riodeva. Proyecto *Life Tecmine*. Foto: Proyecto Tecmine.



Figura 28: Restauración con base geomorfológica de la cantera Santa Engracia en Peñalén (Guadalajara). Proyecto *Life Ribermine*. Foto superior: Diedro. Foto inferior: M.Á. Langa.

y la pedregosidad protege frente a la erosión y a las pérdidas de agua por evaporación. Para incorporar la actividad biológica en el coluvión hemos adicionado enmiendas orgánicas basadas en estiércol de oveja.

Las ventajas de la restauración geomorfológica respecto a la convencional son apreciables en cuanto a la estabilidad erosiva y la integración paisajística. También en cuanto a la reducción de costes de mantenimiento. Quedaba por comprobar si también mejora la disponibilidad de agua para las plantas, principal factor limitante en los ambientes mediterráneos. La hipótesis estaba clara: los paisajes con base geomorfológica ofertarán más agua a las plantas por la ausencia de regueros y cárcavas que la drenan fuera de las laderas y porque la infiltración de la escorrentía se ve favorecida en laderas de pendientes más suaves con sustratos de cierta pedregosidad. Para comprobar la hipótesis coordiné el estudio del funcionamiento ecohidrológico de estos nuevos paisajes en varios de los proyectos. Los resultados obtenidos nos han permitido confirmar la hipótesis y conocer la distribución espacial de la humedad del suelo en los paisajes restaurados, lo cual, a su vez, ha servido para diseñar revegetaciones más integradas con su contexto geomorfológico. Esta información se ha presentado en los correspondientes informes de los proyectos y en congresos, así como en Trabajos de Fin de Máster que he dirigido, aunque todavía no está publicada en revistas con revisión por pares.

El mayor contenido de humedad en las restauraciones geomorfológicas respecto a las convencionales se ha constatado en las dos canteras donde se ha estudiado, de manera estadísticamente significativa. En la cantera Aurora (Fig. 26) la diferencia es del 2,8 % de media anual ([García Moreno, 2021](#); Fig. 29).

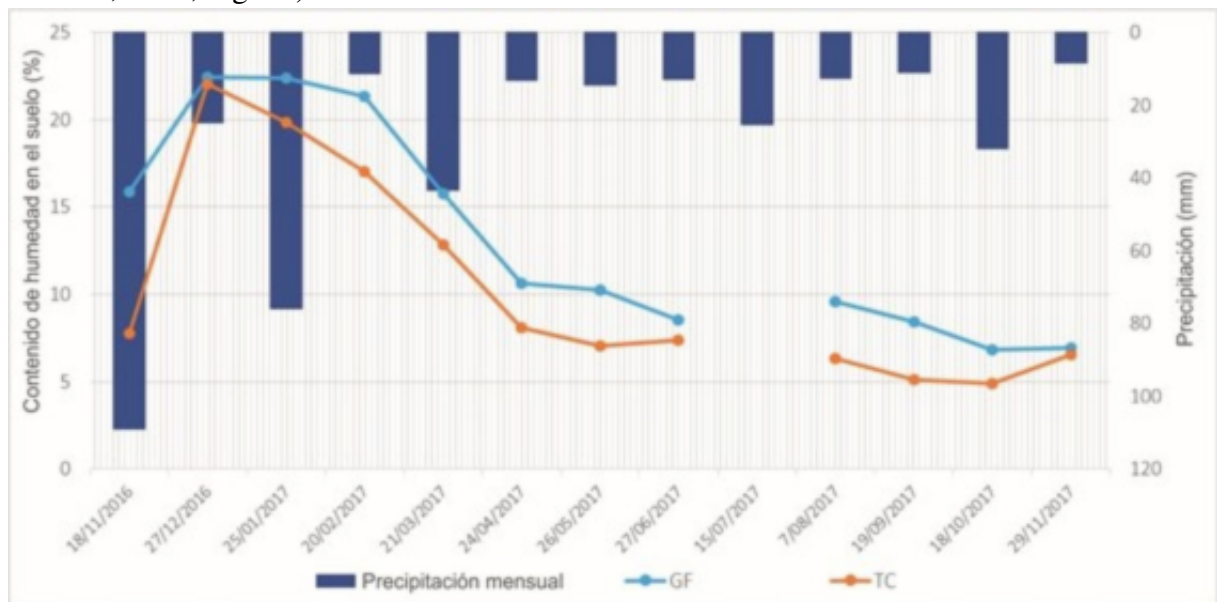


Figura 29: Valores medios de humedad en zonas de restauración geomorfológica (GF) y en el talud convencional (TC).

En la cantera Fortuna (Fig. 27) la diferencia de humedad se situó entre el 4–7 % (Fig. 30; [García Moreno, 2021](#)).

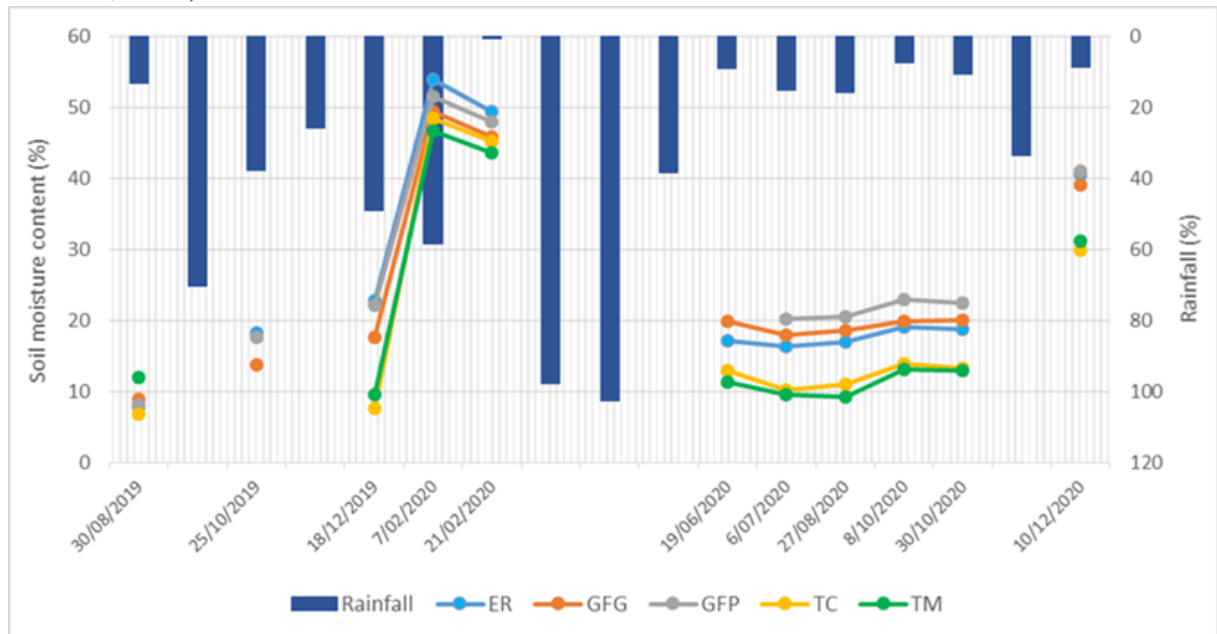


Figura 30: Valores medios de humedad en zonas de restauración geomorfológica (GFG y GFP) y en taludes convencionales (TC y TM) en la cantera Fortuna. ER se corresponde con el Ecosistema de Referencia. [García Moreno \(2021\)](#).

Estos resultados ponen de manifiesto que la “oferta de agua a las plantas” de los suelos en las zonas con restauración geomorfológica es superior que en las zonas con restauración convencional. De los dos componentes de la restauración geomorfológica –relieve y sustrato– es este último el que determina en mayor medida el contenido de humedad del suelo. En la restauración de la cantera Machorro (Fig. 25) –de tipo geomorfológico– hemos registrado diferencias significativas entre sustratos diferentes ubicados en las mismas formas de relieve (Fig. 31), de manera que la tierra vegetal presenta contenidos de agua más elevados que los sustratos de estéril minero ([Lalaguna, 2016](#)); y en consecuencia mayor cobertura y diversidad de especies ([Campos, 2016](#))

Por otro lado, se ha registrado que en las restauraciones geomorfológicas la humedad se incrementa desde las lomas o divisorias hacia las laderas y cauces; y también desde la parte alta de las laderas hacia las bajas, tal y como ocurre en los relieves no alterados por el ser humano. Ello se ha constatado en todos los seguimientos realizados, a saber: cantera Machorro ([Lalaguna, 2016](#)), cantera Aurora y cantera Fortuna ([García Moreno, 2021](#)). Ello confirma que esta restauración ha recuperado el patrón habitual de áreas exportadoras e importadoras, al que se acopla la vegetación. Sin embargo, en la restauración convencional berma-talud de la cantera Aurora, la humedad es mayor en la parte alta del talud que en la media y baja, debido al agua que entra por la berma; y también es mayor en el fondo de los regueros a las zonas entre regueros, justamente donde podría desarrollarse la vegetación. Ello limita el desarrollo de la vegetación, dado que, en

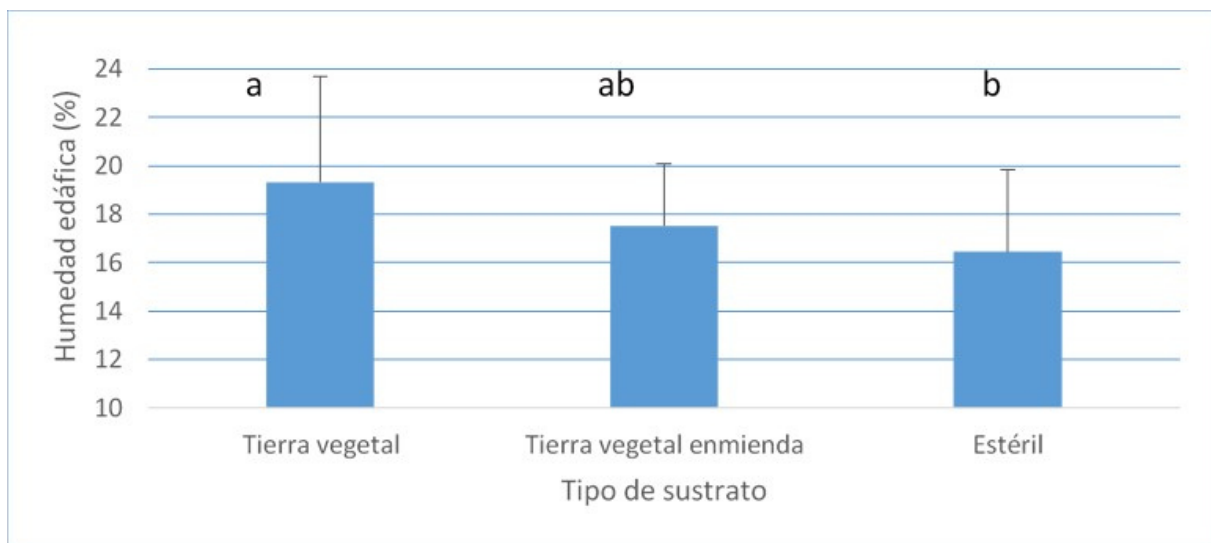


Figura 31: Valores medios de humedad en la restauración geomorfológica de la cantera Machorro según el tipo de sustrato (Lalaguna, 2016).

los regueros, aunque hay disponibilidad de recurso hídrico, la erosión impide el establecimiento de las plantas. Y en las zonas entre regueros, donde la erosión es menos severa, la disponibilidad de agua es escasa. Es decir, la restauración geomorfológica recupera el patrón espacial de la distribución de la humedad edáfica de los relieves no alterados por el ser humano, al cual se ha de acoplar la vegetación.

En la actualidad, bajo la dirección de Jaume Tormo, estamos investigando los efectos ecológicos de estos patrones hidrológicos. Nuestros primeros resultados indican que la probabilidad de germinación de semillas de especies habitualmente utilizadas en las restauraciones mineras es mayor en las áreas de restauración geomorfológica que en las áreas de restauración convencional debido a las diferencias en la disponibilidad de agua en el suelo (Tormo *et al.*, preprint)

Desde el punto de vista aplicado, y en relación con la revegetación, este conocimiento de los patrones espaciales del recurso agua en los paisajes con base geomorfológica, junto con el anterior hallazgo de la mejor respuesta a las sequías de las especies del entorno, han servido para avanzar en el diseño del proyecto de revegetación en la última actuación realizada, el *Life Ribermine* en el parque natural del Alto Tajo (Fig. 28). En efecto, se han diseñado y ejecutado módulos de plantación específicos para las principales formas de relieve atendiendo a su oferta de agua. Y, por otro lado, se han aplicado dos métodos de revegetación que incorporan propágulos (semillas y/o microorganismos, etc.) del entorno de la explotación minera. Se trata del acolchado-semillado (García Álvarez y Cardona, 2013) y de la transferencia del banco de semillas (Córdova, 2025). El primero, desarrollado por Avelino García-Álvarez para la minería de El Bierzo ha sido aplicado por nosotros en la restauración de laderas con riesgo alto de erosión, resultando exitoso. El segundo ha sido desarrollado por Pedro Villar y Tíscar Espigares

de la universidad de Alcalá (Madrid) con la colaboración de la universidad de Zaragoza y su resultado ha sido también muy satisfactorio ([Córdova, 2025](#)).

Y es en esta frontera en la que nos encontramos en el momento actual: mejorar nuestro conocimiento sobre el ajuste de la vegetación y el contexto geomorfológico que la alberga (ecohidrología de las restauraciones geomorfológicas) para mejorar las revegetaciones, desde un punto de vista práctico.

Antes de terminar con este apartado de la actividad aplicada que he llevado a cabo, quiero hacer referencia al esfuerzo dedicado a la difusión del nuevo paradigma de la restauración. Es una tarea compartida estrechamente con José Francisco Martín Duque durante los últimos veinte años y nos ha llevado a colaborar con empresas mineras, administraciones públicas, consultoras, a impartir cursos en América y en España, participar en congresos, en manuales de restauración, etc. Muchas restauraciones mineras en muchas partes del mundo no funcionan y nuestra aproximación da soluciones a los principales problemas. Por ello, y por nuestra filia a la naturaleza (la biofilia de E. Wilson), nuestro interés en mejorar la sociedad y en aportar nuestra semillita a la sostenibilidad, nos hemos volcado en la transferencia de los conocimientos que hemos ido generando. He de decir, que se van recogiendo frutos. Los proyectos realizados en España han contribuido a que la técnica de restauración geomorfológica haya sido reconocida, a nivel europeo, dentro del catálogo de *Mejores Técnicas Disponibles para la Gestión de Residuos de las Industrias Extractivas* ([JRC, 2018](#)). Esta labor de difusión continúa ahora desde la Red de Restauración de Minas y Canteras, asociación profesional de la cual soy fundador y vocal de la junta directiva. Y fue reconocida en 2016 por la Universidad Complutense de Madrid, que nos otorgó el II Premio de Transferencia de Tecnología y Conocimiento en la modalidad de ciencias experimentales e ingenierías.

Esta tarea de difusión se complementa con otra de apoyo y ayuda a ayuntamientos y ciudadanos afectados por proyectos mineros que no cumplen los requisitos ambientales establecidos en las normativas vigentes. Se inició con el apoyo técnico al municipio de Alloza (Teruel) allá por 1984 en el conflicto por la apertura de la corta Barrabasa, que fue seguido por un cambio muy positivo en las restauraciones de ENDESA. Y, desde hace un par de décadas, lo ejerzo desde el Colectivo Sollavientos de Teruel, participando en el procedimiento de evaluación de impacto ambiental de algunos proyectos, en la fase de alegaciones, a fin de aportar a la administración ambiental criterios basados en nuestra experiencia científica para la elaboración de la Declaración de Impacto Ambiental. En esta tarea soy compañero de viaje de los muy estimados José Luis Simón y Alejandro Pérez-Cueva.

9. Referencias

- Allen, T.; Murray, K.A.; Zambrana-Torrel, C.; Morse, S.S.; Rondinini, C.; Di Marco, M., *et al.* (2017). Global hotspots and correlates of emerging zoonotic diseases. *Nature Communications*, **8**(1), Article 1124. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00923-8>
- Bar-On, Y.M.; Phillips, R.; & Milo, R. (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **115**(25), 6506–6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>
- Bochet, E.; García-Palacios, P.; Peco, B.; Tormo, J. & García-Fayos, P. (2011). Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal. En *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte: Bases científicas para soluciones técnicas* (pp. 101–141). Ministerio de Medio Ambiente.
- Bruno, D.; Sorando, R.; Álvarez-Farizo, B.; Castellano, C.; Céspedes, V.; Gallardo, B.; ... Nicolau Ibarra, J.M. & Comín, F. A. (2021). Depopulation impacts on ecosystem services in Mediterranean rural areas. *Ecosystem Services*, **52**, 101369.
- Bruzón, A.G.; Arroigante-Funes, P.; de Anguita, P.M.; Novillo, C.J. & Santos-Martín, F. (2022). How the ecosystem extent is changing: A national-level accounting approach and application. *Science of the Total Environment*, **815**, 152903
- Cairns, J., Jr. (1996). Determining the balance between technological and ecosystem services. En Schulze, P.C. (Ed.), *Engineering within ecological constraints* (pp. 13–30). National Academy Press.
- Campos, S. (2016). *Evaluación de la revegetación y colonización natural en la mina de caolín «El Machorro» (Alto Tajo) con restauración geomorfológica Geofluv* [Trabajo de Fin de Máster, Universidad de Alcalá].
- Cimatti, M.; Ranc, N.; Benítez-López, A.; Maiorano, L.; Boitani, L.; Cagnacci, F.; ... & Santini, L. (2021). Large carnivore expansion in Europe is associated with human population density and land cover changes. *Diversity and Distributions*, **27**(4), 602–617.
- Costanza, R.; de Groot, R.; Sutton, P.; Van der Ploeg, S.; Anderson, S.J.; Kubiszewski, I.; Farber, S. & Turner, R.K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, **26**, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B. *et al.* (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Córdova, L. (2025). *Efectividad del trasplante de bancos de semillas como método para la restauración de pastizales en espacios mineros mediterráneos* [Trabajo de Fin de Máster, Universidad de Alcalá].

- Daily, G.C. (1997). Introduction: What are ecosystem services? En Daily, G.C. (Ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems* (pp. 1–10). Island Press.
- Duarte, C.M.; Alonso, S.; Benito, G.; Dachs, J.; Montes, C.; Pardo Buendía, M.; Ríos, A.F.; Simó, R. & Valladares, F. (2006). *Cambio global: Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. CSIC / Catarata.
- Espigares, T.; Merino-Martín, L.; Moreno-de las Heras, M. & Nicolau Ibarra, J.M. (2013). Intensity of ecohydrological interactions in reclaimed Mediterranean slopes: Effects of run-off redistribution on plant performance. *Ecohydrology*, **6**(5), 836–844. <https://doi.org/10.1002/eco.1406>
- Espigares, T.; Moreno-de las Heras, M. & Nicolau Ibarra, J.M. (2011). Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. *Restoration Ecology*, **19**(1), 35–44. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00609.x>
- Frank, E.G. (2024). The economic impacts of ecosystem disruptions: Costs from substituting biological pest control. *Science*, **385**(6713), eadg0344. <https://doi.org/10.1126/science.adg0344>
- Gallart, F. & Llorens, P. (2003). Catchment Management under Environmental Change: Impact of Land Cover Change on Water Resources. *Water International*, **28**(3), 334–340. <https://doi.org/10.1080/02508060308691707>
- García Moreno, R.S. (2021). *Ecohydrology of reclaimed-quarry landscapes under Mediterranean climate in Spain* [Diploma thesis, Czech University of Life Sciences Prague].
- García-Álvarez, A. & Cardona García, A.I. (2013). El suelo y su relevancia en la rehabilitación de espacios degradados. En García-Álvarez, A. & Ramón Travieso, J. (Eds.), *Restauración ecológica en minería: De la teoría a la práctica* (pp. 65–85). Fundación Ciudad de la Energía.
- García-Ruiz, J.M. & Lana-Renault, N. (2011). Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region—A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, **140**(3–4), 317–338.
- Gleich, M.; Maxeiner, D.; Miersch, M. & Nicolay, F. (2020). *Las cuentas de la vida: Un balance global de la naturaleza (Life counts)*. Galaxia Gutenberg / Círculo de Lectores.
- Graeber, D. & Wengrow, D. (2022). *El amanecer de todo: Una nueva historia de la humanidad*. Ariel (7.^aed.).
- Haigh, M. (2000). The aims of land reclamation. En Haigh, M. (Ed.), *Reclaimed land: Erosion control, soils and ecology* (pp. 1–20). Balkema.
- Hancock, G.R. & Martín-Duque, J.F. (2024). Designing, building and assessing a geomorphically reconstructed postmining landscape: A case study of the Santa Engracia mine, Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*, **49**(15), 5146–5166. <https://doi.org/10.1002/esp.5745>

- Hancock, G.R. & Willgoose, G.R. (2004). An experimental and computer simulation study of erosion on a mine tailings dam wall. *Earth Surface Processes and Landforms*, **29**(4), 457–475. <https://doi.org/10.1002/esp.1045>
- Harari, Y.N. (2016). *Sapiens: De animales a dioses*. Debate (8.^aed.).
- Hernández-Durán, G.; Arranz-González, J.C. & Vega-Panizo, R. de la. (2014). El análisis del potencial geológico de rocas industriales en proyectos de planificación territorial: Una revisión. *Boletín Geológico y Minero*, **125**(4), 475–492.
- Hilda model (2017). <https://vividmaps.com/europe-gross-land-changes-1900-2010/>
- Hobbs, R.J.; Jentsch, A. & Temperton, V.M. (2007). Restoration as a process of assembly and succession mediated by disturbance. En Walker, L.R.; Walker, J. & Hobbs, R.J. (Eds.), *Linking restoration and ecological succession* (pp. 150–167). Springer.
- Holdren, J.P. (1973). *Man as a global ecological force*. California Institute of Technology.
- Hooke, R.L. & Martín-Duque, J.F. (2022). Impact of the Great Acceleration on our life-support systems. En Shroder, J.J.F. (Ed.), *Treatise on geomorphology* (Vol. 9, pp. 167–186). Elsevier Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818234-5.00063-4>
- Hooke, R.L.; Martín-Duque, J.F. & Pedraza, J.D. (2012). Land transformation by humans: A review. *GSA Today*, **22**(12), 4–10. <https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
- Hutchinson, G.E. (1965). *The ecological theater and the evolutionary play*. Yale University Press.
- Instituto Nacional de Estadística. (2025). *Economía circular. Producción y consumo. Consumo nacional de materiales per cápita*. <https://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=67394>
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2016). *Summary for policymakers of the assessment report on pollinators, pollination and food production*. IPBES Secretariat.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. IPBES Secretariat.
- Jabr, F. (2024). *Becoming Earth: How our planet came to life*. Random House.
- Jacob, F. (1977). Evolution and tinkering. *Science*, **196**(4295), 1161–1166. <https://doi.org/10.1126/science.860134>
- Joint Research Centre. (2018). *Best available techniques (BAT) reference document for the management of waste from the extractive industries in accordance with Directive 2006/21/EC (EUR 28963 EN)*. Publications Office of the European Union.

- Lalaguna, M. (2016). *Distribución espacio-temporal de la humedad edáfica en canteras restauradas por el método Geofluv* [Trabajo de Fin de Máster, Universidad de Alcalá].
- Lalueza-Fox, C. (2018). *La forja genética de Europa: Una visión del pasado de las poblaciones humanas*. Universitat de Barcelona, Col·lecció Catàlisi.
- Lana-Renault, N.; Nadal-Romero, E.; Cammeraat, E. & Llorente, J.Á. (2020). Critical environmental issues confirm the relevance of abandoned agricultural land. *Water*, **12**(4), 1119.
- Lasanta, T.; Nadal-Romero, E.; Khorchani, M. & Romero-Díaz, A. (2021). Una revisión sobre las tierras abandonadas en España: de los paisajes locales a las estrategias globales de gestión. Cuadernos de investigación geográfica: *Geographical Research Letters*, **47**(2), 477–521.
- Lenton, T.M. (2016). *Earth system science: A very short introduction*. Oxford University Press.
- López-Moreno, J.I.; Vicente-Serrano, S.M.; Moran-Tejeda, E.; Zabalza, J.; Lorenzo-Lacruz, J. & García-Ruiz, J.M. (2011). Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, **15**(1), 311–322.
- Ludwig, J.A.; Wilcox, B.P.; Breshears, D.D.; Tongway, D.J., & Imeson, A.C. (2005). Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes i semiarid landscapes. *Ecology*, **86**(2), 288–297. <https://doi.org/10.1890/03-0569>
- Margalef, R. (1992). *Planeta azul, planeta verde*. Ediciones Omega.
- Margulis, L. & West, O. (2002). Gaia y la colonización de Marte. En Margulis, L. *Una revolución en la evolución* (pp. 225–238). Universitat de València, Col·lecció Honoris Causa.
- Martín Duque, J.F. (2024). Restauración geomorfológica. En Mola, I. (Ed.), *Restauración ecológica: Ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas*. Fundación Biodiversidad.
- Martín Duque, J.F.; Pedraza, J.; Díez, A.; Sanz, M.Á. & Carrasco, R.M. (1998). A geomorphological design for the rehabilitation of an abandoned sand quarry in central Spain. *Landscape and Urban Planning*, **42**(1), 1–14.
- Martín Duque, J.F.; Tejedor, M.; Martín Moreno, C.; Nicolau Ibarra, J.M. & Zapico Alonso, I. (2019). *Geomorphic rehabilitation in Europe: Recognition as best available technology and its role in LIFE projects*.
- Martín Duque, J.F.; Tejedor, M.; Martín Moreno, C.; Nicolau Ibarra, J.M.; Sanz Santos, M.Á.; Sánchez Donoso, R., & Gómez Díaz, J.M. (2021). Geomorphic landscape design integrated with progressive mine restoration in clay quarries of Catalonia. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, **35**(6), 399–420.

- Martín Duque, J.F. *et al.* (2010a). Restoring earth surface processes through landform design: A 13-year monitoring of a geomorphic reclamation model for quarries on slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*, **35**, 532–548.
- Martín Duque, J.F.; Feria, M.; Martín Moreno, C.; Nicolau Ibarra, J.M. & Sanz Santos, M. A. (2010b). Reconstrucción geomorfológica de restauraciones mineras: El modelo «cuencas en ladera» de la cantera de La Higuera (Segovia). En *Avances de la geomorfología en España 2008–2010* (pp. 143–147).
- Martín-Forés, I.; Magro, S.; Bravo-Oviedo, A.; Alfaro-Sánchez, R.; Espelta, J.M.; Frei, T.; . . . & Valladares, F. (2020). Spontaneous forest regrowth in South-West Europe: Consequences for nature's contributions to people. *People and Nature*, **2**(4), 980–994.
- McNeill, J.R. & Engelke, P. (2014). *The Great Acceleration: An environmental history of the Anthropocene since 1945*. The Belknap Press of Harvard University Press.
- Merino-Martín, L.; Breshears, D.D.; Moreno-de las Heras, M.; Villegas, J.C.; Pérez-Domingo, S.; Espigares, T. & Nicolau Ibarra, J.M. (2012a). Ecohydrological source–sink interrelationships between vegetation patches and soil hydrological properties along a disturbance gradient reveal a restoration threshold. *Restoration Ecology*, **20**(3), 360–368. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00780.x>
- Merino-Martín, L.; Moreno-de las Heras, M.; Pérez-Domingo, S.; Espigares, T. & Nicolau Ibarra, J.M. (2012b). Hydrological heterogeneity in Mediterranean reclaimed slopes: Runoff and sediment yield at the patch and slope scales along a gradient of overland flow. *Hydrology and Earth System Sciences*, **16**(5), 1305–1320. <https://doi.org/10.5194/hess-16-1305-2012>
- Merino-Martín, L.; Moreno-de las Heras, M.; Espigares, T. & Nicolau Ibarra, J.M. (2015). Overland flow directs soil moisture and ecosystem processes at patch scale in Mediterranean restored hillslopes. *Catena*, **133**, 71–84. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.007>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- Moreno-de las Heras, M.; Nicolau Ibarra, J.M. & Espigares, T. (2008). Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*, **34**, 168–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.07.017>
- Moreno-de las Heras, M.; Merino-Martín, L. & Nicolau Ibarra, J.M. (2009). Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean–continental climate. *Catena*, **77**(1), 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.12.005>
- Moreno-de las Heras, M.; Nicolau Ibarra, J.M.; Merino-Martín, L. & Wilcox, B.P. (2010). Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient. *Water Resources Research*, **46**(4), W04501. <https://doi.org/10.1029/2009WR007875>

- Moreno-de las Heras, M.; Espigares, T.; Merino-Martín, L. & Nicolau Ibarra, J.M. (2011a). Water-related ecological impacts of rill erosion processes in Mediterranean-dry reclaimed slopes. *Catena*, **84**(3), 114–124. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.10.009>
- Moreno-de las Heras, M.; Díaz-Sierra, R.; Nicolau Ibarra, J.M. & Zavala, M.Á. (2011b). Evaluating restoration of man-made slopes: A threshold approach balancing vegetation and rill erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, **36**(10), 1367–1377. <https://doi.org/10.1002/esp.2150>
- Mudd, G.M. & Boger, D.V. (2013). The ever-growing case for paste and thickened tailings: Towards more sustainable mine waste management. *AusIMM Bulletin*, April, 56–59.
- Navarro, L.M. & Pereira H.M. (2015). Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. In: Pereira, H.M. & Navarro, L.M. (eds): *Rewilding European Landscapes* (pp. 3–24). Springer Open.
- Nicolau Ibarra, J.M. (1996). Effects of topsoiling on rates of erosion and erosion processes in coal mine spoil banks in Utrillas, Teruel, Spain. *International Journal of Surface Mining and Reclamation*, **10**(2), 73–78.
- Nicolau Ibarra, J.M. (2002). Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean–continental environment: The Teruel coalfield, Spain. *Hydrological Processes*, **16**(3), 631–647. <https://doi.org/10.1002/hyp.311>
- Nicolau Ibarra, J.M. (2003). Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degradation & Development*, **14**(2), 215–226. <https://doi.org/10.1002/ldr.536>
- Nicolau Ibarra, J.M., & Asensio, E. (2000). Rainfall erosion on opencast coal-mine lands: Ecological perspective. En Haigh, M. (Ed.), *Reclaimed land: Erosion control, soils and ecology* (pp. 51–73). Balkema.
- Nicolau Ibarra, J.M. & Moreno-de las Heras, M. (2005). Opencast mining reclamation. En Mansourian, S.; Vallauri, D & Dudley, N. (Eds.), *Forest restoration in landscapes: Beyond planting trees* (pp. 370–378). Springer.
- Nicolau Ibarra, J.M.; Espigares, T.; Merino, M.; Moreno-de las Heras, M.; Nyssen, S. & Pérez-Domingo, S. (2010). Sobre la compatibilidad de la minería del carbón a cielo abierto con la sostenibilidad ambiental: El caso de las cuencas de Teruel. En García-Álvarez, A & Cantó Portillo, F. (Eds.), *Plan director para la restauración edafopaisajística y recuperación ambiental de los espacios degradados por la minería del carbón en la comarca de El Bierzo* (pp. 237–262). CIUDEN & CIEMAT.
- Olejarz, J.; Iwasa, Y.; Knoll, A.H. & Nowak, M.A. (2021). The Great Oxygenation Event as a consequence of ecological dynamics modulated by planetary change. *Nature Communications*, **12**(1), Article 3985. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24105-3>
- Ollero Ojeda, A. (2007). *Territorio fluvial: diagnóstico y propuesta para la gestión ambiental y de riesgos en el Ebro y los cursos bajos de sus afluentes* (Vol. 17). Fundación Nueva Cultura del Agua.

- Palahi, M.; Mavsar, R.; Gracia, C. & Birot, Y. (2008). Mediterranean forests under focus. *International forestry review*, **10**(4), 676–688.
- Palau, J. (2020). *Rewilding Iberia: Explorando el potencial de la renaturalización en España*. Lynx Edicions.
- Papa Francisco. (2015). *Laudato si': Sobre el cuidado de la casa común*. Libreria Editrice Vaticana.
- Pausas, J.G. & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic change*, **110**(1), 215–226.
- Pérez-Soba Diez del Corral I.; Hernández Jiménez, A. (2021). *Los inicios de la repoblación forestal en la provincia de Zaragoza*. Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico. Madrid. 392 pp.
- Pimentel, D.; Harvey, C.; Resosudarmo, P.; Sinclair, K.; Kurz, D.; McNair, M.; Crist, S.; Shpritz, L.; Fitton, L.; Saffouri, R. & Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, **267**(5201), 1117–1123. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>
- Puigdefábregas, J. (2005). The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, **30**(2), 133–147. <https://doi.org/10.1002/esp.1181>
- Reques Velasco, P.; de la Puente Fernández, L.; de Cos Guerra, O. & Codron, J.C.G. (2021). *Las Reservas de la Biosfera de la España Atlántica. Despoblación y cambios paisajísticos y ambientales* (Vol. 12). Ed. Universidad de Cantabria.
- Restauración Geomorfológica. (2025). <https://restauraciongeomorfologica.es/>
- Rey Benayas, J.M.; Martins, A.; Nicolau J.M.; Schulz, J. (2007). Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Res.* **2**:057.
- Rey Benayas, J.M. (2023). *La renaturalización del campo. Agricultura y biodiversidad pueden compartir la tierra*. Editorial Aula Magna.
- Richardson, K.; Steffen, W.; Lucht, W.; Bendtsen, J.; Cornell, S.E.; Donges, J.F., *et al.* (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, **9**(37), eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Richter-Boix, A. (2022). *El primate que cambió el mundo: Nuestra relación con la naturaleza desde las cavernas hasta hoy*. GeoPlaneta.
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F.S.; Lambin, E., *et al.* (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, **14**(2), Article 32.
- Rosas Salazar, V. (2008). *Evaluación multiescala de la restauración del hueco final de «Corta Alloza»*, Teruel [Tesis doctoral no publicada, Universidad de Alcalá].

- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S.E.; Fetzer, I.; Bennett, E.M., *et al.* (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, **347**(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J., *et al.* (2020). The emergence and evolution of Earth system science. *Nature Reviews Earth & Environment*, **1**, 54–63. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0005-6>
- Tattersall, I. (2008). An evolutionary framework for the acquisition of symbolic cognition by Homo sapiens. *Comparative Cognition & Behavior Reviews*, **3**, 99–114. <https://doi.org/10.3819/ccbr.2008.30006>
- Terradas, J. (2006). *Biografía del mundo: Del origen de la vida al colapso ecológico*. Ediciones Destino.
- Thornes, J.B. (1985). The ecology of erosion. *Geography*, **70**(3), 222–235.
- Thornes, J.B. (2004). Stability and instability in the management of Mediterranean desertification. En Wainwright, J. & Mulligan, M. (Eds.), *Environmental modelling: Finding simplicity in complexity* (pp. 303–315). Wiley.
- Tormo, J.; Moret, D. & Nicolau Ibarra, J.M. (s. f.). *Using seed germination as a proxy of restoration success* [Preprint]. EcoEvoRxiv. <https://ecoevorxiv.org/repository/view/8382/>
- Traba, J. & Pérez-Granados, C. (2022). Extensive sheep grazing is associated with trends in steppe birds in Spain: recommendations for the Common Agricultural Policy. *PeerJ*, **10**, e12870.
- United Nations Economic Commission for Europe & Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2018). *Forests and water: Valuation and payments for forest ecosystem services*. United Nations.
- Ustaoglu, E. & Collier, M.J. (2018). Farmland abandonment in Europe: An overview of drivers, consequences, and assessment of the sustainability implications. *Environmental reviews*, **26**(4), 396–416.
- Vadell Guiral, E.; de Miguel Magaña, S.; Pemán García, J. (2019). La repoblación forestal en España: las especies utilizadas desde 1877 a partir de las cartografías forestales. *Historia Agraria* **77**: 107–136
- Valero, A.; Calvo, G. & Valero, A. (2021). *Thanatia: Límites materiales de la transición energética*. Prensas de la Universidad de Zaragoza.
- Valente, A.M.; Acevedo, P.; Figueiredo, A.M.; Fonseca, C. & Torres, R.T. (2020). Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences. *Mammal Review*, **50**(4), 353–366.
- Vicente, E.; Moreno-de las Heras, M.; Merino-Martín, L.; Nicolau Ibarra, J.M. & Espigares, T. (2022). Assessing the effects of nurse shrubs, sink patches and plant water-use strategies for the establishment of late-successional tree seedlings in Mediterranean reclaimed mining hillslopes. *Ecological Engineering*, **176**, 106538. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106538>

- Vidal-Macua, J.J.; Nicolau Ibarra, J.M.; Vicente, E. & Moreno-de las Heras, M. (2020). Assessing vegetation recovery in reclaimed opencast mines of the Teruel coalfield (Spain) using Landsat time series and boosted regression trees. *Science of the Total Environment*, **717**, 137250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137250>
- Villar, E.; Farrant, G.K.; Follows, M.; Garczarek, L.; Speich, S.; Audic, S. *et al.* (2015). Environmental characteristics of Agulhas rings affect interocean plankton transport. *Science*, **348**(6237), 1261447. <https://doi.org/10.1126/science.1261447>
- Zapico, I.; Martín-Duque, J.F.; Bugosh, N.; Laronne, J.B.; Ortega, A.; Molina, A.; Nicolau Ibarra, J.M. & Castillo, L.S. (2018). Geomorphic reclamation for reestablishment of landform stability at a watershed scale in mined sites: The Alto Tajo Natural Park, Spain. *Ecological Engineering*, **111**, 100–116.
- Zeberg, H.; Jakobsson, M. & Pääbo, S. (2024). The genetic changes that shaped Neandertals, Denisovans, and modern humans. *Cell*, **187**(5), 1047–1058. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2024.01.009>
- Zhou, Y.; Shearwin-Whyatt, L.; Li, J.; Song, Z.; Hayakawa, T.; Stevens, D.; ... Zhang, G. (2021). Platypus and echidna genomes reveal mammalian biology and evolution. *Nature*, **592**(7856), 756–762. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03383-4>