

Restauración de interacciones

D. Moreno Mateos ^{1,*}

(1) Basque Centre for Climate Change – BC3, Edif. Sede 1, 1º. Parque Científico UPV/EHU, Leioa, Bizkaia, España.

* Autor de correspondencia: D. Moreno Mateos [david.moreno@bc3research.org]

> Recibido el 23 de julio de 2019 - Aceptado el 28 de julio de 2019

Moreno Mateos, D. 2019. Restauración de interacciones. *Ecosistemas* 28(2): 1-3. Doi.: 10.7818/ECOS.1824

En los últimos años, ha habido múltiples esfuerzos para evaluar los resultados de la restauración en una gran cantidad de ecosistemas (Moreno-Mateos et al. 2012; Mccrackin et al. 2017; Meli et al. 2017). Estas evaluaciones aportan resultados consistentes independientemente del tipo de ecosistema, *i*) que los ecosistemas restaurados sólo recuperan parcialmente su estructura, funciones y servicios tras décadas o siglos, y *ii*) que la restauración activa no tiene por qué resultar en una recuperación más rápida que la pasiva. Hay una gran cantidad de lagunas en el conocimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que nos impedirán tener una restauración que permita a los ecosistemas recuperarse a un estado de complejidad similar al que tenían antes de ser degradados. En los últimos años, se ha demostrado la importancia de las interacciones en la organización y el funcionamiento de los ecosistemas, avanzando respecto a la visión tradicional más centrada en las especies (Bascompte y Jordano 2014; Valiente-Banuet et al. 2015). Siguiendo esta tendencia, la restauración ha empezado también a considerar la necesidad de centrarse en el papel de las interacciones en el proceso de recuperación estructural y funcional de los ecosistemas (Kaiser-Bunbury et al. 2017; Morriën et al. 2017).

Esta necesidad surge de la evidencia que nos muestra que las comunidades pueden responder a las perturbaciones sin mostrar cambios en la riqueza de especies (Albrecht et al. 2007; Tylianakis et al. 2007), y que la pérdida y ganancia de especies e interacciones puede estar desacoplada (Wardle et al. 2011; Valiente-Banuet et al. 2015). En este sentido, puede existir un déficit de interacciones cuando la abundancia de las especies cruza un umbral por debajo del cual ya no interactúan. Esto es lo que Daniel Janzen llamaba la “hipótesis del bosque vacío”, por la que además de la extinción de especies, la degradación de hábitat llevaba también a una extinción de interacciones (Janzen 1974). Podemos encontrar este patrón en sistemas con muchas interacciones débiles mantenidas por un grupo central de especies generalistas fuertes, típico en interacciones de polinización y dispersión.

La pérdida de interacciones fuertes causa un descenso de la abundancia que conllevará la desaparición de interacciones débiles (Aizen et al. 2012). Esta extinción de interacciones puede conllevar una reducción de la funcionalidad y de los servicios más rápida que la causada por la pérdida de especies (Valiente-Banuet et al. 2015). En el proceso de recuperación, el patrón es sin embargo, opuesto, ya que la regeneración de interacciones llevará más tiempo que la

de las especies (Morriën et al. 2017). Esto ocurre porque la consolidación de las interacciones requiere, además de la presencia de especies con un rasgo funcional compatible, que exista fenología sincronizada y una elevada probabilidad de encontrarse (Morales-Castilla et al. 2015). Por todo esto, la pérdida y ganancia de interacciones es probablemente un mejor indicador de la degradación y recuperación de ecosistemas que una lista de especies con sus abundancias.

En este número especial exploramos estas cuestiones en dos bloques. El primer bloque explora perspectivas teóricas y conceptuales sobre la restauración de interacciones. El segundo bloque se centra en aproximaciones empíricas para la recuperación de interacciones de un elevado valor funcional a nivel de ecosistema. A continuación, se sintetizan algunas de las principales perspectivas de cada artículo seguido de una lista de acciones concretas de restauración propuestas por cada uno de los autores participantes (Tabla 1).

Perspectivas teóricas y conceptuales

Uno de los factores más importantes a la hora de restaurar interacciones es el tamaño de la población de cada una de las especies que se quiere reconectar. García-Callejas y Torres (2019) proponen considerar, para hacer una mejor estimación de esta variable, información relativa a la historia natural de la población en cuestión, su variabilidad genética y su adaptabilidad al hábitat y la conectividad con otras poblaciones. Montoya (2019) añade que para saturar el número de interacciones, el área requerida para recuperarlas puede ser superior al área requerida para recuperar las poblaciones en sí, en línea con lo que propone Valiente-Banuet (2015) en relación a la degradación de ecosistemas. Otro aspecto esencial en la introducción de interacciones son los efectos indirectos asociados a la interacción, como proponen García-Callejas y Torres (2019). Efectos indirectos elevados podrían dificultar la estimación de las trayectorias de recuperación y su consiguiente efecto sobre el funcionamiento del sistema. García-Callejas y Torres (2019) proponen estimar estos efectos a partir de matrices de interacciones.

Para poder introducir interacciones, necesitamos saber qué especies podemos elegir y qué efectos sufrirán. Para ello, es necesario, en primer lugar, que la especie puedan co-existir en un estado estable, como proponen de forma independiente García-

Tabla 1. Acciones propuestas por los autores de este número para la restauración de interacciones.

	Elemento a restaurar	Descripción
Fases de planificación y ejecución	Elección de especies	Uso de la teoría de redes para determinar la importancia funcional de las especies por su posición en la red (Montoya 2019)
		Priorización de la introducción de especies raras, los productores primarios y los animales de mayor tamaño por su papel especialmente relevante en las redes de interacción (Sobral y Magrath 2019)
		Priorización de especies con elevada variabilidad genética y plasticidad fenotípica (Sobral y Magrath 2019)
		Utilización de combinaciones de especies herbáceas y leñosas por aves de diferentes grupos funcionales (granos y frutos) como agentes de dispersión en minas restauradas (Jorba et al. 2019)
	Introducción de especies	Definición de una secuencia de reintroducción de interacciones que maximice el dominio de viabilidad y la persistencia de las interacciones (García-Callejas y Torres 2019)
Aclareos, fomento de acciones facilitativas e introducción de especies de estadios más maduros durante el proceso de recuperación (5 – 10 años tras a restauración inicial) en especies leñosas (Soliveres y García-Palacios 2019)		
Fomento de la facilitación entre plantas: <i>i)</i> plantación bajo nodrizas silvestres existentes, <i>ii)</i> creación de parches de vegetación mediante plantación de nodrizas y <i>iii)</i> creación de parches artificiales simuladores de nodrizas (Navarro-Cano et al. 2019)		
Instalación de cajas nido <i>ad hoc</i> en zonas de cultivos leñosos donde se quieran restaurar elementos del ecosistema (Rebollo et al. 2019)		
Área	Instalación de dispositivos como atalayas o cometas para la atracción de aves rapaces que preden sobre especies diana que se quieran controlar en el proceso de recuperación (Rebollo et al. 2019)	
Mejora del suelo	Aumento del área de las especies cuyas interacciones queremos favorecer, incrementando así su abundancia y la probabilidad de encuentro (Montoya 2019)	
Fase de seguimiento	Evaluación	Adición de suelo de zonas de referencia y establecimiento de interacciones entre plantas y microorganismos del suelo (Soliveres y García-Palacios 2019)
		Cuantificación de los valores medios de variables relacionadas con la estructura y funcionamiento de la red (p. ej., conectancia, modularidad, producción de biomasa) y su variabilidad en el tiempo (coeficiente de variación temporal) (Montoya 2019)
		Estimación de medidas de integridad, como la frecuencia de las perturbaciones, la conectividad de comunidades y estructura de redes tróficas, combinadas con medidas que estimen interacciones comensalistas y mutualistas (García-Callejas y Torres 2019)

Callejas y Torres (2019) y Montoya (2019). De acuerdo con García-Callejas y Torres (2019), el potencial de la comunidad para coexistir sin perder especies, y establecer interacciones, puede ser definido usando el dominio de viabilidad o estabilidad estructural (Rohr et al. 2014). Montoya (2019) se centra en la multidimensionalidad de la estabilidad de las comunidades, y propone que los ecosistemas en recuperación, al igual que los perturbados, tendrían los diferentes componentes de la estabilidad desacoplados (Donohue et al. 2016), y que este desacople debería reducirse progresivamente pudiendo ser estimado.

En segundo lugar, necesitamos especies con papeles relevantes en la comunidad. Sobral y Magrath (2019) proponen tres criterios para la selección de especies en base a sus efectos cuando éstas se pierden: *i)* las especies e interacciones raras contribuyen de manera excepcional a la estructura de las redes (Bracken y Low 2012), por lo que su recuperación es importante para restaurar la funcionalidad; *ii)* las redes ecológicas son más sensibles a las extinciones de plantas que a las extinciones de animales, ya que éstas provocan la extinción en cascada tanto de plantas como de animales (Tylianakis y Morris 2017); y *iii)* los animales de gran tamaño corporal son más susceptibles a las perturbaciones y a los procesos de extinción (Dirzo et al. 2014) que pueden potencialmente destruir niveles tróficos enteros.

En tercer lugar, ¿cómo podemos considerar los efectos evolutivos que pueda tener la restauración de interacciones sobre las especies? Sobral y Magrath (2019) nos explican que las interacciones causan presión selectiva que afecta a los rasgos funcionales

de las especies y al mismo tiempo los rasgos fenotípicos determinan qué interacciones se producen y cuáles no. Por esta razón, la restauración debe considerar estos efectos midiendo los cambios en los rasgos a nivel de comunidad para restaurar las dinámicas evolutivas y la estructura de las redes de interacción.

Finalmente, ¿cómo podemos considerar los efectos del cambio global? Sobral y Magrath (2019) y Montoya (2019) proponen que se podrían incluir especies que tengan ciclos fenológicos adecuados a las nuevas condiciones ambientales para recuperar interacciones similares a las perdidas. Esto se podría hacer, por ejemplo, reforzando la abundancia de aquellas especies sobre las cuales la presión de depredación es demasiado elevada.

Aproximaciones empíricas

Soliveres y García-Palacios (2019) estudian cómo diferentes medidas de recuperación evolucionan a lo largo de una cronosecuencia de 20 años en taludes de carretera. En general, nos muestran una ralentización en la recuperación a partir de estadios intermedios de la sucesión. En concreto, encuentran que la similitud en la composición de especies y las variables funcionales son más lentas (>20 años) en recuperarse que aquellas asociadas a la cobertura y diversidad vegetal, o a los atributos fisicoquímicos del suelo. Respecto a las interacciones, encontraron que el porcentaje de las interacciones significativas entre pares de especies descendió con el tiempo, que las interacciones facilitativas se volvían menos frecuentes y las competitivas se mantuvieron.

Navarro-Cano et al. (2019) estudian como favorecer el uso de nodrizas como interacción facilitadora planta-planta en ambientes semi-áridos. Las nodrizas aportan protección y fertilización del suelo, y retención de agua y propágulos. Proponen el uso de nodrizas generalistas cuando se pretende simplemente maximizar la diversidad de especies, mientras que si se trata de restaurar especies de interés (p. ej., endemismos o especies en peligro de extinción local), proponen seleccionar nodrizas específicas de la especie de interés. Los autores también destacan la importancia de la distancia funcional como criterio a la hora de seleccionar especies en proyectos de restauración donde se planea el uso de nodrizas.

Rodríguez-Uña et al. (2019) encuentran que en bosques recuperados sobre minas abandonadas hace más de 100 años la riqueza de especies de hongos ectomicorrícicos asociados a las hayas es similar a bosques no perturbados. Sin embargo, encuentran que la composición de especies es todavía diferente, habiendo más especies generalistas comunes en ambientes degradados en las zonas abandonadas, incluso después de más de 100 años. En concreto encuentran que en el caso de hayedos maduros (>200 años) nunca perturbados, la comunidad de hongos ectomicorrícicos puede ser única de cada árbol debido a una posible adaptación de los hongos a las condiciones específicas de cada árbol. Esto nos permite conocer qué especies son más características de estadios más maduros que podrían ser potencialmente favorecidas durante la restauración.

Rebollo et al. (2019) proponen el uso de las interacciones entre aves, plantas e insectos como herramientas de restauración. En concreto estiman la importancia de la interacción mutualista entre córvidos y encinas con una interesante complementariedad de hábitat, donde las urracas cubren zonas deforestadas y los arrendajos bosques. Por otro lado, proponen el uso de la predación de rapaces diurnas para el control de plagas agrícolas, en concreto, estorninos (*Sturnus unicolor*) y avispas asiáticas (*Vespa velutina*) en áreas donde se quiere restaurar parcialmente algunos elementos de los ecosistemas (p. ej., biodiversidad).

Reverter et al. (2019) estudia la interacción trófica de la alondra ricotí (*Chersophylus duponti*) con la comunidad de insectos en páramos de la Península Ibérica. Encuentran que para restaurar los páramos favoreciendo a la alondra ricotí, es más necesario asegurar los recursos tróficos que la estructura de la comunidad vegetal. Finalmente, Jorba et al. (2019) estudian el efecto recíproco de la recuperación de la interacción entre aves y plantas con frutos carnosos y granos, generando beneficios tróficos y de dispersión para ambas durante el proceso de recuperación de minas abandonadas.

En conclusión, la restauración de interacciones y de sus funciones y complejidad asociadas implicará la combinación de múltiples acciones como las propuestas aquí y de muchas más que se irán descubriendo en las siguientes décadas. Para incrementar la efectividad de estas acciones, es esencial profundizar drásticamente nuestro conocimiento sobre la estructura, el funcionamiento y la complejidad de los ecosistemas a todas las escalas, desde la molecular hasta la global. Solo de esta manera podremos responder a los grandes retos que se están planteando globalmente como es la Década de Naciones Unidas de la Restauración 2021 - 2030 (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador 2018).

Referencias

- Aizen, M.A., Sabatino, M., Tylaniakis, J.M. 2012. Specialization and Rarity Predict Nonrandom Loss of Interactions from Mutualist Networks. *Science* 335: 1486-1489.
- Albrecht, M., Duelli, P., Schmid, B., Müller, C.B. 2007. Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. *Journal of Animal Ecology* 76: 1015-1025.
- Bascompte, J., Jordano, P. 2014. *Mutualistic Networks*. Princeton University Press, Princeton, Estados Unidos.
- Bracken, M.E.S., Low, N.H.N. 2012. Realistic losses of rare species disproportionately impact higher trophic levels. *Ecology Letters* 15: 461-467.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401-406.
- Donohue, I., Hillebrand, H., Montoya, J.M., Petchey, O.L., Pimm, S.L., Fowler, M.S., Healy, K., et al. 2016. Navigating the complexity of ecological stability. *Ecology Letters* 19: 1172-1185.
- García-Callejas, D., Torres, A. 2019. Restauración de interacciones ecológicas: medidas y consecuencias a escala de comunidad. *Ecosistemas* 28(2):42-49. Doi.: 10.7818/ECOS.1748.
- Janzen, D.H. 1974. The deflowering of Central America. *Natural History* 83: 49-53.
- Jorba, M., Ninot, J.M., Bracho, C.A. 2019. Interacciones en espacios mineros restaurados: vegetación y avifauna. *Ecosistemas* 28(2):78-81. Doi.: 10.7818/ECOS.1756.
- Kaiser-Bunbury, C.N., Mougall, J., Whittington, A.E., Valentin, T., Gabriel, R., Olesen, J.M., Blüthgen, N. 2017. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature* 542: 223-227.
- Mccrackin, M.L., Jones, H.P., Jones, P.C., Moreno-Mateos, D. 2017. Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis. *Limnology and Oceanography* 62: 507-518.
- Meli, P., Holl, K.D., Rey Benayas, J.M., Jones, H.P., Jones, P.C., Montoya, D., Moreno Mateos, D. 2017. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos One* 12: e0171368.
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador 2018. *UN Decade of Ecosystem Restoration 2021 – 2030 Initiative proposed by El Salvador with the support of countries from the Central American Integration System (SICA)*. El Salvador.
- Montoya, D. 2019. Restauración de redes ecológicas: Escalas espacial y temporal, estabilidad y cambio global. *Ecosistemas* 28(2):11-19. Doi.: 10.7818/ECOS.1706.
- Morales-Castilla, I., Matias, M.G., Gravel, D., Araújo, M.B. 2015. Inferring biotic interactions from proxies. *Trends in Ecology and Evolution* 30: 347-356.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10: e1001247.
- Morriën, E., Hannula, S.E., Snoek, L.B., Helmsing, N.R., Zweers, H., de Hollander, M., Soto, R.L., et al. 2017. Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nature Communications* 8: 14349.
- Navarro-Cano, J.A., Goberna, M., Verdú, M. 2019. La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas. *Ecosistemas* 28(2):20-31. Doi.: 10.7818/ECOS.1747.
- Rebollo, S., Rey-Benayas, J.M., Villar-Salvador, P., Pérez-Camacho, L., Castro, J., Molina-Morales, M., Leverkus, A.B., et al. 2019. Servicios de la avifauna (high mobile link species) en mosaicos agroforestales: regeneración forestal y regulación de plagas. *Ecosistemas* 28(2):32-41. Doi.: 10.7818/ECOS.1736.
- Reverter, M., Gómez-Catasús, J., Barrero, A., Pérez-Granados, C.D. BUSTILLO-DE-LA-ROSA, Traba, J. 2019. Interacciones en el páramo: implicaciones para el mantenimiento de un ave amenazada. *Ecosistemas* 28(2):69-77. Doi.: 10.7818/ECOS.1763.
- Rodríguez-Uña, A., Hidalgo-Castañeda, J., Salcedo, I., Moreno-Mateos, D. 2019. Recuperación de las interacciones entre el haya (*Fagus sylvatica*) y los hongos ectomicorrícicos 140 años después del fin de la actividad minera. *Ecosistemas* 28(2):61-68. Doi.: 10.7818/ECOS.1790.
- Rohr, R.P., Saavedra, S., Bascompte, J. 2014. On the structural stability of mutualistic systems. *Science* 345: 1253497-1253497.
- Sobral, M., Magrach, A. 2019. Restaurando la funcionalidad de los ecosistemas: la importancia de las interacciones entre especies. *Ecosistemas* 28(2):4-10. Doi.: 10.7818/ECOS.1737.
- Soliveres, S., García-Palacios, P. 2019. Sucesión secundaria, interacciones biológicas y funcionamiento de las comunidades asociadas a taludes de carretera: las interacciones planta-suelo importan más que las planta-planta. *Ecosistemas* 28(2):50-60. Doi.: 10.7818/ECOS.1718.
- Tylaniakis, J.M., Morris, R.J. 2017. Ecological Networks Across Environmental Gradients. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 25-48.
- Tylaniakis, J.M., Tschamtker, T., Lewis, O.T. 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature* 445: 202-205.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M.A., Alcántara, J.M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., García, M.B., et al. 2015. Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* 29: 299-307.
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Callaway, R.M., Expansion, R. 2011. Terrestrial Ecosystem Responses to Species Gains and Losses. *Science* 332: 1273-1278.