

Importancia de las interacciones en el mantenimiento de la diversidad

Dulce María Figuroa Castro

Las interacciones ecológicas son esenciales para garantizar el mantenimiento de los ecosistemas, ya que gracias a ellas somos beneficiarios de diversos servicios ecosistémicos, como la formación de suelo, el ciclo de nutrientes (servicios de soporte), alimentos, agua (servicios de aprovisionamiento) y servicios de regulación (del clima, de residuos y de enfermedades, así como polinización; European Commission, 2010; Balvanera, 2012; Camacho-Valdez y Ruiz-Luna, 2012).

Interacciones como el mutualismo regulan el proceso de polinización de las plantas, lo que se traduce en la producción de alimentos para diversos organismos. Asimismo, las interacciones de competencia y depredación regulan las poblaciones de plagas y de vectores de enfermedades, actuando como control biológico de organismos nocivos. De manera similar, las interacciones entre las plantas y los organismos que habitan en el suelo permiten regular el mantenimiento del suelo, el ciclo hidrológico y los ciclos de nutrientes (Balvanera y Cotler, 2011). Entonces, globalmente, las interacciones entre los organismos y su medio (biótico y abiótico) permiten la regulación del clima, de la calidad del aire, de las respuestas a eventos naturales extremos (Balvanera y Cotler, 2011) y en general, regulan la biodiversidad de los ecosistemas (Camacho-Valdez y Ruiz-Luna, 2012). Estos servicios garantizan el mantenimiento de las funciones ecosistémicas.

Por lo tanto, es indudable la importancia de garantizar la conservación de las interacciones ecológicas (tanto bióticas como abióticas).

Desafortunadamente, los programas de conservación suelen estar enfocados en una especie de interés y, aunque esta estrategia ha permitido preservar las poblaciones de diversos organismos, cada vez hay más evidencias que demuestran que los programas de conservación deben ser integrales, no solo enfocados en la población de la especie de interés, sino también considerando las interacciones que esa especie tiene en su hábitat. En este sentido, una visión integral de conservación es esencial para asegurar no solo la conservación de las especies de interés, sino también el funcionamiento de los ecosistemas (Soulé *et al.*, 2003; Bennett *et al.*, 2009). De esta manera se garantizará la permanencia a largo plazo tanto de la especie de interés como del ecosistema, ya que al asegurar la conservación de las interacciones, se preservan las condiciones y los recursos requeridos por dicha especie, mismos que obtiene de aquellas especies con las que coexiste e interactúa en el ecosistema.

La importancia de las interacciones bióticas en el mantenimiento de los ecosistemas ha sido puesta de manifiesto en diversos trabajos. Particularmente, las interacciones de competencia y depredación han sido consideradas como mecanismos reguladores de la estructura de las comunidades (Menge y Sutherland, 1976; Grange y Duncan, 2006; Chesson y Kuang 2008; Ritchie y Johnson, 2009; Pierce *et al.*, 2012). En una revisión bibliográfica realizada por Ritchie y Johnson (2009), se encontró que los superdepredadores (*i.e.* aquellos que ocupan el eslabón más alto en las cadenas tróficas) controlan la estructura de la comunidad a través de la regulación que ejercen sobre los mesodepredadores de los que se alimentan. De esta manera, la presencia de los superdepredadores regula las poblaciones de mesodepredadores, favoreciendo el aumento de las poblaciones de los niveles tróficos inferiores. Por ejemplo, Johnson *et al.* (2007) analizaron los cambios sufridos

por las poblaciones de pequeños mamíferos tras la disminución de las poblaciones de dingos *Canis lupus dingo* en Australia. Estos autores concluyen que las zonas en las que los dingos persistieron coinciden con el rango de distribución de pequeños mamíferos como los marsupiales. Por el contrario, en zonas en las que los dingos fueron eliminados, los mesodepredadores ejercieron control de los marsupiales, ocasionando su extinción en gran parte del continente australiano (Johnson *et al.*, 2007). Evidentemente, la eliminación del superdepredador (*i.e.* dingo) ocasionó un cambio en cascada en los niveles tróficos inferiores, afectando la estructura y funcionamiento del ecosistema.

Por su parte, el estudio de Grange y Duncan (2006) ejemplifica cómo las interacciones de competencia actúan como mecanismos reguladores de la comunidad. Estas autoras analizaron el efecto de la disponibilidad de alimento sobre los cambios en abundancia y biomasa de la comunidad de herbívoros (*i.e.* cebra *Equus quagga*, el búfalo *Syncerus caffer* y el ñú *Connochaetes taurinus*) de la sabana africana así como de su principal depredador, el león *Panthera leo*. Los resultados obtenidos por Grange y Duncan (2006) muestran que las poblaciones de búfalos y ñús, así como las de los leones están fuertemente reguladas por la disponibilidad de recursos, es decir, por las interacciones de competencia. Y, aunque la competencia también mostró ser una fuerza reguladora de las poblaciones de cebras, se observó que el impacto de la depredación era mucho mayor (Grange y Duncan, 2006).

En conjunto, estos estudios ponen de manifiesto la importancia de la depredación y la competencia como mecanismos reguladores de las comunidades. Además, a través de estos estudios queda demostrado cómo pequeños cambios en un componente de la comunidad (por ejemplo, la eliminación del dingo o de los leones) puede causar grandes cambios en otros niveles tróficos (*i.e.* incremento de las poblaciones de marsupiales o de cebras), lo que puede a su vez, tener efectos importantes no sólo en la estructura de la comunidad, sino también en su funcionamiento. Conservar una especie en



© Angela Arziniaga. De la serie *El génesis y las nuevas ideas L*. Impresión giclée.

particular, por ejemplo un mesodepredador, implicaría la eliminación de las poblaciones de sus depredadores y los consecuentes efectos negativos sobre las poblaciones de los niveles tróficos inferiores. Por lo tanto, para garantizar la conservación de las especies, es fundamental conocer las interacciones que tienen lugar en los ecosistemas en que se distribuyen, no solo aquellas en las que participa la especie de interés, sino las establecidas por otros organismos dentro de ese ecosistema.

Por otro lado, además de las interacciones entre distintas especies de organismos, es importante reconocer las que mantienen con su medio abiótico en el contexto de la conservación. Un ejemplo de cómo el medio abiótico es determinante en la preservación de los organismos lo ofrece el oso polar, *Ursus maritimus*. Hoy en día, esta especie se considera en riesgo debido a los cambios que ha sufrido su hábitat como consecuencia del cambio climático (Hunter *et al.*, 2010). Particularmente, el derretimiento de los hielos ocasionado por el incremento de la temperatura en los últimos años, tiene efectos dramáticos en las poblaciones de osos, ya que los hielos árticos son esenciales para que estos organismos puedan acceder a sus presas principales. Ante el derretimiento de los hielos, los osos deben nadar más y recorrer grandes distancias para poder encontrar a sus presas. Consecuentemente, muchos de ellos mueren por ahogamiento o hambruna. El análisis poblacional realizado por Hunter *et al.* (2010) muestra una clara

tendencia hacia la desaparición de las poblaciones de osos en las próximas décadas si no se detiene el derretimiento de los hielos polares. Este es un magnífico ejemplo de cómo las interacciones de los organismos con su medio ambiente abiótico también deben ser consideradas en los programas de conservación de las especies. En el caso de los osos polares, evitar la caza o proteger a la especie en sí, difícilmente evitará la disminución en sus poblaciones, pues la permanencia de los hielos es un elemento esencial para su alimentación y al no contemplarlo dentro de los programas de conservación, las tendencias evidenciadas por Hunter *et al.* (2010) parecen irreversibles.

Por otro lado, también es importante considerar las interacciones de polinización y dispersión, ya que además de garantizar la subsistencia de especies, también aseguran el funcionamiento de los ecosistemas. La polinización y la dispersión garantizan el mantenimiento de los ecosistemas; la primera a través de la reproducción de las plantas y la segunda a través de la renovación continua de la vegetación (Willmer, 2011; Sapir *et al.*, 2015). En cualquier ecosistema es indispensable que ocurran estas interacciones para que la vegetación, base de las redes tróficas, se renueve y mantenga a largo plazo. En este sentido, desarrollar estrategias de conservación de una especie de interés sin considerar interacciones como estas, que de



© Angela Arziniaga. De la serie *El génesis y las nuevas ideas LI*. Impresión giclée.

manera indirecta impactan en la biología, ecología y persistencia de las poblaciones de otras especies coexistentes es un error.

En las últimas décadas se ha documentado una marcada disminución de las poblaciones de polinizadores, particularmente abejas, quedando de manifiesto que enfrentamos una crisis de polinizadores (Kearns *et al.*, 1998; Cox y Elmqvist, 2000; Neumann y Carreck, 2010; Potts *et al.*, 2010; Willmer, 2011; Sinnathamby *et al.*, 2013; Sapir *et al.*, 2015; Ollerton, 2017).

La pérdida de polinizadores no solo afecta a las especies involucradas (*i.e.* plantas y animales como insectos, aves y murciélagos), sino que de manera indirecta también puede determinar la prevalencia de poblaciones de especies en los niveles tróficos superiores. Las interacciones de polinización impactan directamente en diversos aspectos de la comunidad vegetal; por ejemplo, el éxito de la polinización favorece la producción de semillas y frutos en mayor cantidad y tamaño, la viabilidad de las semillas producidas, el reclutamiento, la riqueza específica y la abundancia de especies vegetales en los ecosistemas a la vez que contrarresta los niveles de endogamia en las especies vegetales (Rosado, 2005; Biesmeijer *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2007; Brosi y Briggs, 2013; Lundgren *et al.*, 2016). Más allá de sus efectos sobre las poblaciones de las especies interactuantes,

las interacciones de polinización garantizan la disponibilidad de alimento (tejidos vegetales, semillas, polen, néctar, frutos) a una amplia gama de organismos, como herbívoros, microorganismos, hongos, insectos parásitos, frugívoros y granívoros (Rosado, 2005; Kremen *et al.*, 2007; Ollerton, 2017), así como a los carnívoros que dependen de estos para su supervivencia.

A una escala más amplia, las interacciones de polinización contribuyen al mantenimiento de la diversidad vegetal y de la productividad primaria en los ecosistemas (Rosado, 2005). Y, en última instancia, influyen en servicios de regulación y de soporte como el control de las inundaciones, de la erosión y del clima, la purificación del agua, la fijación de nitrógeno y el secuestro de carbono (Kremen *et al.*, 2007). Resulta evidente que las interacciones de polinización deben ser consideradas de manera integral en planes de manejo y conservación de especies.

En los párrafos anteriores hemos revisado distintos ejemplos que ponen de manifiesto la importancia de las interacciones no solo para la preservación de especies focales, sino también para garantizar el mantenimiento y funcionalidad de los ecosistemas. Es imperativo que los programas de manejo y conservación de especies sean implementados con una visión integral, en la que el objetivo sea garantizar la preservación de las interacciones (Valiente-Banuet *et al.*, 2015); o bien, de aquellas especies que establecen numerosas

interacciones (*i.e.* especies hiperconectadas; Crain y Bertness, 2006; Valiente-Banuet *et al.*, 2015).

Asegurar que las interacciones desarrolladas dentro de un ecosistema dado se mantengan será determinante para preservar la estabilidad de las comunidades y, por lo tanto, la biodiversidad de los ecosistemas (Mougi y Kondoh, 2012). Después de todo, el establecimiento de interacciones entre distintos organismos ha sido parte fundamental en la evolución de los seres vivos. La interacción entre organismos unicelulares, por ejemplo, marcó la evolución de una diversidad biológica exclusivamente procariota hacia una que también contempló las formas eucariotas (Price, 1988). De manera similar, las interacciones planta-polinizador han favorecido la generación de una gran biodiversidad en el planeta (Rosado, 2005), particularmente de las angiospermas. Por lo tanto, si el origen, evolución y ecología de la biodiversidad taxonómica que conocemos hoy en día ha sido fuertemente determinado por interacciones ecológicas, es imperativo integrar esa visión en las estrategias de conservación.

REFERENCIAS

- Balvanera P (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21:136-147.
- Balvanera P y Cotler H (2011). Los servicios ecosistémicos. *Biodiversitas* 94:7-11.
- Bennett AF, Haslem A, Cheal DC, Clarke MF, Jones RN, Koehn JD, Lake PS, Lumsden LF, Lunt ID, Mackey BG, Nally RM, Menkhurst PW, New TR, Newell GR, O'Hara T, Quinn GP, Radford JQ, Robinson D, Watson JEM and Yen AL (2009). Ecological processes: a key element in strategies for nature conservation. *Ecological Management and Restoration* 10:192-199.
- Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M, Ohlemüller R, Edwards M, Peeters T, Schaffers AP, Potts SG, Kleukers R, Thomas CD, Settele J and Kunin WE (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313:351-354.
- Brosi BJ and Briggs HM (2013). Single pollinator species losses reduce floral fidelity and plant reproductive function. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110:13044-13048.
- Camacho-Valdez V y Ruiz-Luna A (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *BioCiencias* 1:3-15.
- Chesson P and Kuang JJ (2008). The interaction between predation and competition. *Nature* 456:235-238.
- Cox PA and Elmqvist T (2000). Pollinator extinction in the Pacific islands. *Conservation Biology* 14:1237-1239.
- Crain CM and Bertness MD (2006). Ecosystem engineering across environmental gradients: implications for conservation and management. *BioScience* 56:211-218.
- European Commission (2010). Ecosystem goods and services. KH-78-09-554-EN-D. Consultado en: http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/Eco-systems%20goods%20and%20Services/Ecosystem_EN.pdf.
- Grange S and Duncan P (2006). Bottom-up and top-down processes in African ungulate communities: resources and predation acting on the relative abundance of zebra and grazing bovinds. *Ecography* 29:899-907.
- Hunter CM, Caswell H, Runge MC, Regehr EV, Amstrup SC and Stirling I (2010). Climate change threatens polar bear populations: a stochastic demographic analysis. *Ecology* 9:2883-2897.
- Johnson CN, Isaac JL and Fisher DO (2007). Rarity of a top predator triggers continent-wide collapse of mammal prey: dingoes and marsupials in Australia. *Proceedings of the Royal Society B* 274:341-346.
- Kearns CA, Inouye DW and Waser NM (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:83-112.
- Kremen C, Williams NM, Aizen MA, Gemmill-Herren B, LeBuhn G, Minckley R, Packer L, Potts SG, Roulston T, Steffan-Dewenter I, Vázquez DP, Winfree R, Adams L, Crone EE, Greenleaf SS, Keitt TH, Klein A-M, Regetz J and Ricketts TH (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10:299-314.
- Lundgren R, Totland O and Lázaro A (2016). Experimental simulation of pollinator decline causes community-wide reductions in seedling diversity and abundance. *Ecology* 97:1420-1430.
- Menge BA and Sutherland JP (1976). Species diversity gradients: synthesis of the role of predation, competition, and temporal heterogeneity. *The American Naturalist* 110: 351-369.
- Mougi A and Kondoh M (2012). Diversity of interaction types and ecological community stability. *Science* 337:349-351.
- Neumann P and Carreck NL (2010). Honey bee colony losses. *Journal of Apicultural Research* 49:1-6.
- Ollerton J (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48:353-376.
- Pierce BM, Bleich VC, Monteith KL and Bowyer RT (2012). Top-down versus bottom-up forcing: evidence from mountain lions and mule deer. *Journal of Mammalogy* 93: 977-988.
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O and Kunin WE (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25:345-353.

Price PW (1988). An overview of organismal interactions in ecosystems in evolutionary and ecological time. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 24:369-377.

Ritchie EG and Johnson CN (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12:982-998.

Rosado GMA (2005). *Polinizadores y Biodiversidad*. Informe Técnico. Asociación Española de Entomología, Jardín Botánico Atlántico y Centro Iberoamericano de la Biodiversidad, Madrid, España.

Sapir Y, Dorchin A and Mandelik Y (2015). Indicators of pollinator decline and pollen limitation. En Armon R y Hänninen O (Eds.), *Environmental indicators* (pp. 103-115). Springer, Dordrecht, Holanda.

Sinnathamby S, Assefa Y, Granger A, Tabor L and Douglas-Mankin K (2013). Pollinator decline: US agro-socio-economic impacts and responses. *Journal of Natural and Environmental Sciences* 4:1-13.

Soulé ME, Estes JA, Berger J and Martínez C (2003). Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology* 17:1238-1250.

Valiente-Banuet A, Aizen MA, Alcántara JM, Arroyo J, Cocucci A, Galletti M, García M B, García D, Gómez JM, Jordano P, Medel R, Navarro L, Obeso JR, Oviedo R, Ramírez N, Rey RJ, Traveset A, Verdú M and Zamora R (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* 29:299-307.

Willmer P (2011). *Pollination and floral ecology*. Princeton University Press, Princeton, Nueva Jersey.

Dulce María Figueroa Castro
Facultad de Ciencias Biológicas
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
figgery@gmail.com

© Angela Arziniaga. De la serie *Guerra mental y pájaros en la cabeza II*. Impresión a la calotía, 2020.

