

Sucesión y restauración en ambientes semiáridos

J.D. Miranda, F.M. Padilla, F.I. Pugnaire

Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC). General Segura, 1. 04001 Almería, España.

Extensas áreas abandonadas del sureste peninsular están experimentando actualmente procesos de sucesión secundaria sobre los que tenemos un conocimiento muy escaso. La sucesión secundaria en ambientes áridos es muy lenta y su resultado incierto, ya que el establecimiento de determinadas especies y comunidades está muy limitado. Los esfuerzos para restaurar zonas abandonadas deben basarse en un conocimiento sólido de la sucesión, empleando especies viables, propias de etapas intermedias, capaces de impulsar la sucesión vegetal.

Fluctuaciones en los ecosistemas semiáridos

La dinámica de la vegetación en los ecosistemas semiáridos está condicionada por la aparición de eventos esporádicos que afectan al reclutamiento y a la muerte de individuos y que alteran significativamente la composición específica de las comunidades (Walker, 1993). Las condiciones en estos ambientes se mantienen fluctuando más o menos estables alrededor de un valor medio, aunque mostrando tendencias positivas o negativas, hasta que se rebasa un umbral que determina un nuevo estado (Scheffer y Carpenter, 2003). La modelización de estos abruptos cambios de 'estado' con transiciones graduales entre ellos constituye un método muy útil para comprender la dinámica de la vegetación en estos ambientes (Wiegand *et al.*, 1995), donde la sucesión secundaria es lenta porque el reclutamiento depende principalmente de que se produzcan o no eventos lluviosos que en sí mismos son impredecibles y porque la escasez de agua afecta de manera más acusada a las plántulas que a otros estadíos vitales. Además, el establecimiento se puede ver dificultado por la competencia de las plantas vecinas o facilitado por los individuos adultos que rodean a las plántulas, por lo que los procesos biológicos como competencia y facilitación tienen una gran influencia en la estructura y dinámica de la vegetación resultante (Fowler, 1986). La vegetación existente antes de la perturbación determina en gran medida las especies que se encuentran después de la alteración (Milton, 1995), pero la vegetación que rodea a estas zonas afecta también al conjunto de especies que se puede encontrar en la comunidad. La riqueza específica en las comunidades semiáridas es, pues, el resultado de una función que incluye ambos términos: tanto los procesos locales como los regionales, variando las influencias relativas de estos procesos a lo largo del tiempo (Mouquet *et al.*, 2003).

Unos regímenes de perturbación muy frecuentes pueden conducir a poblaciones remanentes pequeñas, lo que reduce notablemente la capacidad de recuperación del ecosistema. En estos ambientes, la escasez de propágulos puede limitar la sucesión más que los procesos ecológicos (Foster, 2002), de forma que la existencia de semillas viables en el suelo se convierte en un factor muy importante de cara a la sucesión tras una perturbación. La dispersión adquiere entonces el carácter de proceso crítico donde los herbívoros (Malo y Suárez, 1996) y las aves (Verdú y García-Fayos, 1996) pueden desarrollar un papel sustancial distribuyendo las semillas en nuevos espacios potencialmente idóneos. Sin embargo, muchas especies importantes en medios semiáridos son dispersadas por el viento o el agua, lo que limita notablemente su capacidad de alcanzar nuevas zonas.

Sucesión secundaria en el sureste de España

Extensas áreas del sureste peninsular están experimentando actualmente procesos de sucesión secundaria tras el abandono masivo de tierras de cultivo; sin embargo, el conocimiento que se tiene de estos procesos es todavía escaso (Bonet, 2004). Las actividades humanas del pasado han modelado la vegetación actual a través de prácticas de gestión con diferentes niveles de impacto: desde la eliminación completa de la vegetación natural con fines agrarios hasta la eliminación

selectiva de árboles o arbustos. Este cese de la agricultura en ambientes semiáridos y el abandono de tierras en las últimas décadas han dado lugar a la aparición de extensas áreas que van siendo colonizadas lentamente por especies pioneras de pequeño porte, como *Artemisia barrelieri* (Haase *et al.*, 1997). Sin embargo, dos leguminosas arbustivas, dominantes en muchas de las comunidades resultantes, son críticas para el desarrollo de la sucesión secundaria: *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss., un arbusto que ocupa desde los fondos de valle arenosos hasta las laderas y cumbres de las colinas, y *Anthyllis cytisoides* L., que ocupa los campos de cultivo abandonados sobre filitas. Estas dos especies pueden confluir en fases más tardías de la sucesión, con frecuencia mezclándose con *Stipa tenacissima* L. (**Fig. 1**), una gramínea perenne que forma macollas y domina amplias zonas de la región semiárida.



Figura 1. Ladera norte de Sierra Alhamilla (Almería), donde un porcentaje muy elevado de campos de cultivo han sido abandonados. En la parte alta se han llevado a cabo reforestaciones con pinos, sustituyendo a veces la vegetación natural de *Quercus*. En primer plano, un campo invadido por *Cistus clusii* y, posteriormente, por *Stipa tenacissima*.

El proceso de sucesión secundaria en ambientes áridos es muy lento, reconociéndose extensas áreas en las que la presencia de *Retama* y *Anthyllis* es muy escasa incluso 40 años después de ser abandonadas, ya que se necesitan décadas, si no siglos, para restablecer las relaciones naturales entre los recursos del suelo y la vegetación (Tilman, 1988). Además, en algunos territorios semiáridos la sucesión ecológica no culmina a menudo en una etapa madura y más o menos estable, sino que las condiciones ecológicas limitan la aparición y establecimiento de determinadas especies y comunidades. Es de destacar en estos ambientes la aparición de islas de vegetación que albergan especies correspondientes a diversas etapas sucesionales (Pugnaire *et al.*, 2004a).

El ritmo del proceso de colonización puede disminuir por la acción de diferentes factores. Por un lado, como ya se ha comentado, hay una limitación en la dispersión de semillas, por lo que estos propágulos de una determinada especie no alcanzan los lugares ocupados por otra especie diferente; o las semillas alcanzan estos lugares pero no logran establecerse debido a que son depredadas o a que son incapaces de germinar debido a las condiciones del suelo modificadas por otras especies (Chaves y Escudero, 1997). Si las semillas de una especie germinan en el lugar ocupado por otra, las plántulas pueden no llegar a establecerse debido a una climatología adversa o a que las plántulas son eliminadas por competencia o herbivoría (Espigares *et al. manuscrito sin publicar*). O lo que es más importante, se han modificado las condiciones necesarias para la regeneración (Grubb, 1977). Por último, también hay que tener en cuenta que un lugar con condiciones adecuadas para la germinación de la semilla puede no reunir esas mismas características para el desarrollo de la plántula u otros estadios vitales (Schupp, 1995).

La sucesión secundaria en tierras abandonadas en ambientes semiáridos del SE español está muy condicionada, además, por la variabilidad climática, y en especial por aquellos factores que controlan la germinación y establecimiento de las especies dominantes. Incluso especies que coexisten y que están estrechamente relacionadas filogenéticamente pueden diferir ampliamente en su respuesta al clima, de forma que la dinámica poblacional de las diferentes especies está gobernada por distintos factores ambientales (Pugnaire *et al.*, 2004b).

El carácter impredecible del clima (Lázaro *et al.*, 2002) lleva aparejado una baja frecuencia de eventos positivos para el éxito en el establecimiento de las plantas, lo que da lugar a una serie de establecimientos muy espaciados en el tiempo. Ya que la dinámica de la vegetación está enormemente modulada por el clima, el cambio climático puede inducir importantes variaciones en las comunidades vegetales del SE peninsular (Pugnaire *et al.*, 2004b).

Hacia la restauración ecológica basada en la sucesión secundaria

La sucesión secundaria está muy relacionada con los esfuerzos para restaurar las zonas abandonadas, y debe constituir la base para todo esfuerzo de restauración. Como consecuencia de los procesos anteriormente descritos, los territorios semiáridos del SE de España son muy conflictivos desde el punto de vista de la restauración, y las técnicas tradicionalmente recomendadas para la regeneración de tierras agrarias marginales no son capaces de asegurar el arraigo y la supervivencia de los brinzales durante al menos los 24 primeros meses, produciéndose elevados porcentajes de marras.

Hasta ahora se ha venido recomendando en los proyectos de restauración el empleo de especies arbóreas o arbustivas muy cercanas a las comunidades cabeza de serie o clímax, pensando que se mejorará la resiliencia y capacidad de respuesta del ecosistema (Bonet, 2004). Sin embargo, muy pocas veces se tiene en cuenta el estado de degradación en el que se encuentra el territorio, dejando a un lado especies propias de etapas intermedias que son capaces de instalarse en medios adversos, impulsoras de la sucesión vegetal al favorecer la progresión hacia comunidades más maduras, o bien constituyendo en sí mismas las comunidades máximas alcanzables cuando las condiciones ambientales son más desfavorables (Guirado y Mendoza, 2000). Dentro de estas especies tienen un importancia especial las leguminosas, ya que mejoran notablemente las características del suelo y facilitan el establecimiento de otras especies.

Para contribuir más eficazmente a la regeneración de los campos abandonados es necesario emplear especies que sean viables en condiciones semiáridas, con bajos porcentajes de marras y resistentes a periodos excepcionalmente secos y calurosos como el del pasado verano. Junto a la viabilidad, es de desear que sean capaces de incrementar la fertilidad del suelo, aumentando eficazmente la cobertura vegetal y controlando la erosión, al tiempo que aceleren la sucesión. La inclusión de este tipo de especies en los programas de ayudas a la reforestación de terrenos agrícolas abandonados, si se mantiene esta línea política de la CE, ayudará en gran medida a la recuperación de las zonas semiáridas en las que la sucesión es extremadamente lenta y los sistemas aplicados hasta ahora muy deficientes.

Referencias

- Bonet, A. 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments* 56: 213-233.
- Chaves, N. y Escudero, J.C. 1997. Allelopathic effect of *Cistus ladanifer* on seed germination. *Functional Ecology* 11: 432-440.
- Espigares, T., López-Pintor A., Rey Benayas, J.M. y Gómez Sal, A. *Effect of phenology and water availability on competition between Retama sphaerocarpa (L.) Boiss. seedlings and the understorey herbaceous vegetation*. Manuscrito sin publicar.
- Foster, B.L. 2002. Constraints on colonization and species richness along a grassland productivity gradient: the role of propagule availability. *Ecology Letters* 4: 530-535.
- Fowler, N. 1986. The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 89-110.
- Guirado, J. y Mendoza, R. 2000. La regeneración del medio forestal almeriense. En *Desertificación en Almería* (eds. Carmona, M. y Sánchez, M.), pp. 101-110, Grupo Ecologista Mediterráneo, Almería, España.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Clark, S.C. y Incoll, L.D. 1997. Spatial pattern in *Anthyllis cytisoides* shrubland on abandoned land in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 8: 627-634.
- Lázaro, R., Rodrigo, F.S., Gutiérrez Carretero, L., Domingo, F. y Puigdefábregas, J. 2001. Analysis of a 30-year rainfall record (1967-1997) in semi-arid SE Spain for implications on vegetation. *Journal of Arid Environments* 48: 373-395.
- Malo, J. y Suárez, F. 1996. *Cistus ladanifer* recruitment - not only fire but also deer. *Acta Oecologica* 17: 55-60.
- Milton, S.J. 1995. Spatial and temporal patterns in the emergence and survival of seedlings in arid Karoo shrubland. *Journal of Applied Ecology* 32: 145-156.

Mouquet, N., Munguia, P., Kneitel, J. M. y Miller, T. E. 2003. Community assembly time and the relationship between local and regional species richness. *Oikos* 103: 618-626.

Pugnaire, F.I., Armas, C. y Valladares, F. 2004a. Soil as a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. *Journal of Vegetation Science* 15 (en prensa).

Pugnaire, F.I., Luque, M., Armas, C. y Gutiérrez, L. 2004b. Factors affecting secondary succession in a semi-arid Mediterranean shrubland. *Journal of Ecology* (en prensa).

Scheffer, M. y Carpenter, S. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 648-656.

Schupp, E.W. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399-409.

Tilman, D. 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press, New Jersey, USA.

Verdú, M. y García-Fayos, P. 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant. *Functional Ecology* 10: 275-280.

Walker, B.H. 1993. Rangeland ecology: understanding and managing change. *Ambio* 22: 80-87.

Wiegand, T., Milton, S. y Wissel, C. 1995. A simulation model for a shrub ecosystem in the semi-arid karoo, South Africa. *Ecology* 76: 2205-2221.