

## ¿Por qué debemos conservar *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea* y su hábitat?

Antonio J. Mendoza-Fernández 1,2; Juan F. Mota Poveda 1; Esteban Salmerón-Sánchez 1; Javier Cabello Piñar 1,3; Fernando Rodríguez Correal 2,4; Jesús del Río Sánchez 2,5; Noelia Hidalgo-Triana 6; Andrés V. Pérez Latorre 6; Jaime Francisco Pereña Ortiz 6; Pedro Sánchez Gómez 7; Jaime Güemes 8; Francisco Valera 9; Emilio Laguna 10; Lluís Serra 11,12; P. Pablo Ferrer-Gallego 10; Inmaculada Ferrando-Pardo 10; Domingo Alcaraz Segura 2,3; & Julio Peñas de Giles 2,3.

1 Universidad de Almería

2 Universidad de Granada

3 Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global (CAESCG), Almería

4 GESTEMA SUR, Granada

5 Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul, Granada

6 Universidad de Málaga

7 Universidad de Murcia

8 Universidad de Valencia

9 CSIC-Estación Experimental de Zonas Áridas, Almería

10 Centro para la Investigación y la Experimentación Forestal, Valencia

11 Generalitat Valenciana, Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica, SS.TT. d'Alacant

12 Estación Científica Font Roja Natura UA, Universidad de Alicante

## ¿Qué importancia biogeográfica tiene *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea* y su hábitat?

En áreas costeras del sureste de la península Ibérica y del norte de África existen unas formaciones vegetales relictas, de alto valor biogeográfico y ecológico, presididas por el “arto”, *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea* (Boiss.) Güemes & M. B. Crespo ( $\equiv$  *Celastrus europaeus* Boiss.) (Güemes & Crespo, 1990; Castroviejo et al., 1997; Blanca et al., 2009) (a partir de ahora abreviado como *Maytenus europaea*). Es un arbusto íbero-norteafricano perteneciente a la familia Celastraceae adaptado al actual clima mediterráneo, pero que procede de un ancestro terciario de origen paleotropical. Junto con otros linajes, *M. senegalensis* (Lam.) Exell ( $\equiv$  *Celastrus senegalensis* Lam.;  $\equiv$  *Gymnosporia senegalensis* (Lam.) Loes.) atestigua la existencia de un pasado subtropical sabanoide en el sureste ibérico, donde hubo condiciones de clima más cálido y mucho más húmedo que el actual. De hecho, la subespecie tipo de *M. senegalensis* está muy extendida en las regiones de sabana de África tropical, llegando a la península arábiga, Afganistán e India, siendo utilizada actualmente en medicina tradicional africana e india (dolencias respiratorias, inflamación, infecciones microbianas y aplicación tópica en heridas) (da Silva et al., 2011).

La presencia de *M. europaea* en la flora del sureste ibérico al igual que otras especies paleoendémicas de origen tropical y subtropical, como *Tetraclinis articulata*, *Boerhavia repens*, *Periploca laevigata* s.l. o *Ziziphus lotus*, tiene su origen en el Cretácico Inferior, estando relacionada con la historia paleogeográfica y paleoclimática del Mediterráneo desde el Plioceno (Blanca, 1993). Estudios paleoecológicos ponen de manifiesto, que durante el Último Máximo Glacial (UMG) hace unos 20.000 años, estas especies se refugiaron en áreas bioclimáticas hoy día termomediterráneas costeras, donde las condiciones climáticas eran más favorables (Carrión et al., 2003), dando como resultado procesos de diferenciación y especiación por aislamiento. Esta historia evolutiva ha provocado la adaptación de *M. europaea* al clima mediterráneo seco y árido, apareciendo actualmente en zonas costeras del sureste ibérico de Málaga, Granada, Almería, Murcia y Alicante.

## ¿Qué importancia ecológica tiene *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea* y su hábitat?

*M. europaea* forma parte de maquias y matorrales muy variables en composición y estructura en función de su ecología y el grado de perturbación de la localidad. Suelen acompañarse por *Withania frutescens*, *Chamaerops humilis*, *Ziziphus lotus*, *Osyris lanceolata*, *Pistacia lentiscus*, *Periploca angustifolia*, *Lycium intricatum*, *Rhamnus alaternus*, *Rhamnus lycioides*, *Rhamnus oleoides*, *Ephedra fragilis*, *Asparagus albus*, etc., y también aparece junto a *Aristolochia baetica*, *Salsola webbi*, *Buxus balearica*, *Cneorum tricoccum*, etc. (Valle et al., 2004; Díez-Garretas et al., 2005). Sobre su dinámica sucesional, son bioindicadoras de su zonopotencialidad los matorrales y tomillares caracterizados por especies de

distribución preferente en el sureste de la Península (*Sideritis pusilla*, *Helianthemum almeriense*, etc.) (Cabezudo & Pérez Latorre, 2001). Cuando domina, habita en formaciones vegetales que pertenecen a comunidades seriales o a la fase madura o clímax de varias series de vegetación climatófilas y edafoxero-psammófilas, formando parte de distintas asociaciones de vegetación (*Zizipho-Maytenetum europaei*, *Ziziphetum loti*, *Mayteno-Periplocetum*, *Oleo-Maytenetum europaei*, *Cneoro-Buxetum balearicae*, *Calicotomo-Maytenetum senegalensis*, *Arisaro-Tetraclinidetum articulatae*, *Querco-Pistacietum lentisci* subass. *ramnetosum angustifolia* entre otras; i.e., Díez-Garretas et al., 2005; Pérez Badía et al., 1997; Valle et al., 2004) restringidas al sureste ibérico bajo bioclima predominantemente xérico termomediterráneo.

A lo largo de su área ibérica de distribución aparece en un amplio rango bioclimático, en sitios con precipitaciones anuales en torno a los 550 mm en Pizarra (Málaga), 300 mm en Cartagena (Murcia) y menos de 200 mm en las poblaciones relictas de Cabo de Gata (Almería), contando estas últimas con criptoprecipitaciones notables ocasionadas por la cercanía al mar, factor clave por la influencia oceánica de las masas de aire húmedo del Mediterráneo. Térmicamente se restringe al termotipo termomediterráneo, siempre en sitios sin heladas invernales ( $T^a$  medias mínimas  $> 10^{\circ}\text{C}$ ) (Manzano, 2020). Es indiferente edáfica, asentándose en sustratos calcáreos o silíceos, aunque sobre filitas maláguides parece ser menos competitiva. También es amplio su rango de resistencia a diferentes geomorfologías y topografías, ya que aparece desde zonas llanas con suelos profundos y bien estructurados hasta biotopos extremos, como subrupícola en zonas con mayores precipitaciones, o en el fondo de ramblas y micro-ramblas buscando compensación hídrica cuando el ambiente es muy árido.

Cuando predomina *M. europaea* en estas formaciones (“artineras”, “artales”), al igual que ocurre con las de *Ziziphus lotus* en el sureste árido ibérico, son de gran importancia para la fauna y flora, ya que puede ser una especie ingeniera del ecosistema con relevante efecto facilitador para otras especies (Mota et al., 1996; Luque et al., 2000; Torres-García et al., 2022). Las islas de vegetación arbustiva que conforma cuando alcanzan el desarrollo maduro enriquecen el suelo (isla de fertilidad) y crean un microhábitat interior con temperatura y humedad distintas a las del entorno exterior, siendo refugio de muchas otras especies de plantas y animales invertebrados y vertebrados (roedores, aves, reptiles, etc.) (Rey et al., 2016, 2018). Por ello, es fundamental el análisis de la conectividad ecológica en todo su rango ambiental y geográfico (sureste ibérico y norte de África), y la búsqueda de variables de interrelación de poblaciones, a nivel ecológico y genético (González-Robles et al., 2021). Los artales muestran uno de los índices más elevados de diversidad funcional entre los matorrales mediterráneos, con tipos y grupos funcionales en los que se observa la característica de refugio, no solo para taxones sino para tipos biológicos de plantas, algunos únicos, como la propia secuenciación fenofásica anual de *M. europaea* (Pérez Latorre et al., 2010).

Como infraestructura verde de zonas costeras el “arto” aporta otros importantes servicios ecosistémicos, actuando como una de las especies clave en el control de erosión, desertificación y mitigación del cambio climático en el sureste ibérico. No obstante, se sabe poco todavía sobre sus funciones ecológicas y sobre los procesos que rigen en estas biocenosis. Estas garrigas xerotérmicas podrían revelar aspectos importantes sobre el impacto del cambio global en un área crítica como el sureste semiárido español. Volver la mirada hacia el pasado a través de estudios paleobotánicos y filogeográficos, y del análisis diacrónico más reciente puede alertarnos sobre cambios futuros y nos puede proporcionar la oportunidad de adelantarnos a ellos. De igual manera, es relevante la delimitación actual de estas formaciones para su seguimiento en el futuro y el desarrollo de indicadores del cambio ambiental.

### **¿Cuál es el conocimiento actual sobre la biología y ecología de la especie?**

En la actualidad no existe suficiente conocimiento sobre muchos aspectos de la biología y ecología de *M. europaea*. Se ha documentado el funcionamiento de sus fenofases reproductivas en una población

próxima a Málaga (Pérez-Latorre et al., 2010), aunque éstas podrían ser diferentes en otras áreas del rango ambiental de distribución, especialmente en áreas de mayor aridez. En el caso de Murcia se ha estudiado el papel de las especies frugívoras en el hábitat 5220\* donde se presenta *M. europaea* (inmediaciones de Cartagena y La Unión), pero, probablemente por encontrarse en una zona de mayor aridez, la especie presenta un comportamiento muy irregular en cuanto al éxito reproductivo, por lo que existen años en los que no hay producción de semillas (Acosta-Rojas et al., 2019). Por otro lado, se ha observado en las poblaciones murcianas que el papel de los dípteros e himenópteros, pudiera ser importante (Vicente Martínez-López, com. pers.). En incendios producidos en formaciones de *M. europaea* de la Región de Murcia se ha observado una buena respuesta post-incendio, rebrotando con vigor.

Tampoco tenemos datos suficientes sobre su sistema reproductivo y su sistema de propagación natural, siendo necesario conocer aún la producción de polen y sus mecanismos de dispersión, sus polinizadores, los sistemas de cruzamiento y sus tasas de éxito reproductivo, la tasa de germinación natural, sus mecanismos de propagación (aves, autopropagación, etc.), el éxito del reclutamiento de plántulas, si es o no necesaria la presencia de micorrizas del suelo, etc. En definitiva, poco se sabe tanto de su biología reproductiva como sobre la dinámica paisajística (dinámicas poblacionales, interacciones con otras especies, efectos de especies invasoras, etc.). Este déficit de conocimiento puede ser debido tanto a la falta de estudios locales o globales, y porque las poblaciones de la especie están muy intervenidas por diversas acciones antrópicas, con lo que se perturban las dinámicas poblacionales naturales.

Por tanto, aún se debe completar la deficiente información que existe acerca de los patrones demográficos, ecofisiológicos y ecológicos, pero también de los paleogeográficos, filogeográficos, genéticos, además de sobre muchos aspectos composicionales, estructurales y funcionales, así como sobre la dinámica espacio-temporal que ha influido la infraestructura verde de los artales y relacionarla con el cambio global.

### **¿Por qué debemos conservar sus hábitats y la especie a nivel autonómico, nacional y europeo?**

Los hábitats de *M. europaea* se encuentran contemplados como prioritarios para la conservación de la naturaleza por la Directiva Hábitats (92/43/CEE), debido a su alto valor ecológico y biogeográfico. Están catalogados como HIC 5220\* “Matorrales arborescentes con *Ziziphus*” (Tirado, 2009; Cabezudo et al., 2020), formando parte de 55 lugares de la Red Natura 2000 dentro de su distribución en la Cuenca Mediterránea, en Chipre, Italia y España, siendo en el sureste de España donde se encuentra su mayor representación. El estado global de conservación que presenta el hábitat en la UE es desfavorable-malo (European Environmental Agency, 2023).

*M. europaea*, además de formar comunidades contempladas en la Directiva Hábitats, está recogido en diversas listas rojas y normas legales de protección de la naturaleza a nivel regional y nacional (Blanca et al., 2000; Sánchez-Gómez et al., 2002; Cabezudo et al., 2005; Aguilera et al., 2010; Bañares et al., 2010). En Andalucía la especie está protegida por el Decreto 23/2012, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats. En la Región de Murcia se encuentra recogida en el Decreto 50/2003 de 30 de mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia y se dictan normas para el aprovechamiento de diversas especies forestales (aunque su estatus fue modificado posteriormente). En la Comunidad Valenciana está amparada por el Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazada y se regulan medidas adicionales de conservación. En las tres comunidades autónomas está catalogada como especie vulnerable.

En España la mayor parte del área de distribución del taxón se halla fuera de la red de espacios naturales protegidos (al menos en Andalucía, donde se encuentran las principales poblaciones), por lo que su protección efectiva suele ser muy controvertida dado que puede entrar en conflicto con diversos

proyectos de desarrollo que, por otro lado, también quedan supeditados legalmente a la presencia del hábitat y la especie. Este hecho supone un aspecto clave para la conservación, ya que actualmente existen numerosos proyectos de construcción, mantenimiento o explotación de grandes infraestructuras (expansión agrícola, carreteras, líneas ferroviarias, plantas fotovoltaicas, etc.), que son la causa principal de impacto sobre poblaciones de *M. europaea* y su hábitat en el sureste de la península Ibérica (e.g. macropuerto del Gorguel, con una de sus mejores poblaciones en Murcia), muy por encima del impacto ocasionado por proyectos de otra naturaleza. Por otro lado, existen otras amenazas que afectan directamente a la presencia de esta especie y a la calidad del hábitat en el territorio nacional, como los incendios recurrentes en el litoral, algo que disminuye de manera drástica la viabilidad de las poblaciones y su resiliencia.

### **¿Cuál es el diagnóstico de la especie en su área de distribución actual?**

El estudio sobre la pérdida de hábitat potencial de un taxón arroja información fundamental para comprender el grado de amenaza al que está sometido. Además, el seguimiento de la especie y de su hábitat, y la identificación de los factores de riesgo que inducen a su reducción y/o fragmentación son acciones prioritarias para determinar el estado de conservación actual y su evolución en el tiempo. Esta información resulta útil para evaluar la gravedad de las afecciones sobre la dinámica del ecosistema que comprometen la conservación de *M. europaea* a corto y largo plazo (Mota et al., 1996; Mendoza-Fernández et al., 2019; González-Robles et al., 2020). Estudios diacrónicos realizados para la distribución ibérica indican que se ha producido una reducción superior al 30% en la extensión de presencia del hábitat desde el año 1956 (Rodríguez, Mendoza & Peñas, inéd.). En cuanto a la fragmentación del hábitat, algunos estudios muestran que tanto el número de parches identificados, como la relación perímetro/área, se ha duplicado a lo largo de su área de distribución ibérica (Rodríguez, Mendoza & Peñas, inéd.), datos corroborados en los núcleos ibéricos más occidentales (Hidalgo-Triana et al., 2023). Estos resultados refrendan el aumento de la fragmentación de sus poblaciones y una reducción dramática de la extensión de presencia. Esta fragmentación y destrucción de hábitats constituye, sin lugar a dudas, uno de los motores (causas, factores) más importantes que impulsan el cambio global, a causa de la pérdida de biodiversidad que conlleva este proceso de degradación de la naturaleza.

En Andalucía el Decreto 23/2012 (Junta de Andalucía, 2012) ampara la preservación de la especie e implica que está sometida a un régimen de protección especial, lo cual entra con frecuencia en conflicto con iniciativas socioeconómicas públicas y privadas como el crecimiento urbanístico, la construcción de infraestructuras, el desarrollo de las energías renovables o la agricultura intensiva. Por otra parte, los resultados del análisis de distribución de poblaciones muestran que en torno a un 47% de su área de ocupación coincide con lugares de la Red Natura 2000, y sólo un 13% con espacios integrados en la RENPA (Parque Natural y Paraje Natural). Sin embargo, existen ejemplos como el LIC “Artos de El Ejido (ES6110014)” en los que la figura de protección no ha conseguido el éxito pretendido. De hecho, en este espacio natural protegido se ha documentado una pérdida de superficie del hábitat superior al 80%. Además, en una reciente evaluación de categorización del grado de amenaza con criterios de UICN, la especie podría considerarse plausible tanto en Peligro Crítico (CR) como En Peligro (EN) en Andalucía (García, Mendoza & Peñas, inéd.). Este tipo de casos respaldan la necesidad de mayor atención y estudio, ya que generalmente el hábitat coincide con zonas de alta presión antrópica. En efecto, en no pocos territorios del sureste de España queda patente la existencia de incompatibilidades entre actividades de desarrollo y la conservación de la especie y su hábitat.

En Murcia, aproximadamente el 70% de su área de ocupación se encuentra dentro de la Red Natura 2000, en buena parte solapada con la red de espacios protegidos a nivel regional (Sánchez-Gómez et al., 2005). Habría que incrementar diversas poblaciones que han quedado incluidas en el ámbito de protección de la Ley 3/2020 de recuperación y protección del Mar Menor.

En la Comunidad Valenciana la especie está estrictamente protegida (Comunidad Valenciana, 2009 y 2022), y está pendiente la redacción del Plan de Conservación desde 2009. Hay referencias de su posible existencia en el extremo sur de Alicante, apoyada por un pliego herborizado en 1984 (Alcaraz et al., 1989). Sin embargo, en esta área no ha vuelto a ser localizada, aunque existe buena calidad de hábitat y una Microrreserva de Flora donde podría estar presente o donde realizar nuevas plantaciones a partir de las poblaciones más cercanas de Murcia (Aguilella et al., 2010; Serra, 2007). Existe una pequeña población disyunta en un área mucho más lluviosa de lo esperable en el Cabo de la Nao (Serra, 2007; Aguilella et al., 2010), población protegida en la Microrreserva de Flora “Cap de la Nau” (acantilados de Xàbia) declarada en 1995 y remodelada posteriormente para abarcar la población de esta especie. La microrreserva se ubica además en la ZEC de la Red Natura 2000 “Penyasegats del Nord d’Alacant”. Esta zona carece de amenazas significativas por su ubicación en un acantilado, defendida por un muro, aunque puede ser objeto de problemas puntuales u ocasionales por el acceso de personas a su entorno, por lo que suele ser periódicamente revisada. Como riesgo potencial, las actividades urbanísticas periféricas pueden generar colateralmente efectos negativos. A cambio, resta por abordar una estrategia para la reintroducción en el sur de Alicante, en sierra de Callosa de Segura, para la que se hicieron experiencias puntuales en la década de 1990, también incluida en la red Natura 2000.

### **¿Cuáles son las zonas de conflicto por desarrollo? ¿Existen zonas de estabilidad y/o expansión natural?**

Trabajos como el de Mota et al. (1996) aportan estimaciones sobre el estado de conservación de las comunidades de *M. europaea* y la disminución de su hábitat desde mediados del siglo XX (año 1956), de manera local e.g. Campo de Dalías, Almería (Mota et al., 1996), en la provincia de Málaga (Hidalgo-Triana et al., 2023), o a escalas regional o estatal (Mendoza-Fernández et al., 2015; 2021). A nivel ibérico se ha documentado una importante alteración y la pérdida de área de ocupación del hábitat prioritario de *M. europaea* (Mendoza-Fernández et al., 2015; García, Mendoza & Peñas, 2021 inéd.; Rodríguez, Mendoza & Peñas, 2022 inéd.), debido a actividades socioeconómicas como el desarrollo agrícola y urbanístico, especialmente en áreas conflictivas para la conservación de la naturaleza.

No obstante, a través de su estudio en campo se ha podido comprobar que, en determinadas áreas, la presencia se ha estabilizado o incluso se ha vuelto a recuperar en zonas de las que había sido desplazada (e.g. cultivos abandonados) (Rodríguez, Mendoza & Peñas, 2022 inéd.). E incluso se ha observado localmente como excelente primocolonizador de suelos venenosos procedentes de la actividad minera en el entorno del Mar Menor, donde la dispersión por aves frugívoras ha debido tener un papel importante (com. pers). Por lo tanto, en la actualidad pueden encontrarse poblaciones en expansión por condiciones favorables producidas por el abandono de tierras de cultivo, proyectos de repoblación, refuerzos y densificaciones, así como de erradicación de especies invasoras (García, Mendoza & Peñas, 2021 inéd.). Estos datos no eximen del riesgo a las poblaciones de *M. europaea* aunque se trate de aquellas que se encuentren en recuperación, por los potenciales proyectos de desarrollo (e.g. agrícolas en costa de Granada).

En Murcia, a través de la Ley 3/2020 de recuperación y protección del Mar Menor, esta especie está considerada como susceptible de plantarse en estructuras vegetales de conservación (EVC) en el entorno del Mar Menor, sin embargo, es necesario regular la procedencia del germoplasma utilizado para evitar posibles contaminaciones genéticas procedentes de otras poblaciones no adecuadas, y en su caso, regular cuáles son las zonas propicias para su implantación (BOE, 221, de 17 de agosto de 2020).

En todo caso, se debería profundizar en un análisis de los efectos de la fragmentación y conectividad ecológica (Travers et al., 2021), para poder proponer áreas de conservación *in situ* donde se establezcan reservas, evaluando también de forma integral datos genéticos y poblacionales, para preservar el hábitat protegido por la legislación europea y, de forma complementaria, desarrollar posibles medidas de conservación *ex situ* cuando los hábitats se vean afectados. Una de las actuaciones *in situ* a tener en cuenta y que podría salvar los fragmentos de poblaciones del taxón en matriz agrícola y/o urbana, es la

figura de “microreserva de flora” implementada en la Comunidad Valenciana y propuesta en la Región de Murcia.

### **¿Cuál es el conocimiento actual sobre la reproducción y propagación asistida de la especie?**

Aunque existen grandes lagunas de conocimiento, tenemos que sentar las bases científicas y tecnológicas para la restauración ecológica de las formaciones de *M. europaea* como parte de soluciones de interés general, pero teniendo en cuenta la ecología de los sitios (tipología de suelos, estados ecofisiológicos, variables ambientales, etc.) y la diversidad genética de las poblaciones (variabilidad y estructura genética, flujo génico, origen, etc.). Por otro lado, debe llevarse a cabo una correcta ejecución de las medidas correctoras, mediante la contratación de técnicos especialistas y expertos en conservación de la biodiversidad, para paliar los efectos negativos de los proyectos de desarrollo socioeconómico y favorecer la restauración de las poblaciones de la especie y su hábitat.

Para la propagación asistida el método más efectivo es la reproducción por semillas (en poblaciones finícolas, como las que existen en Torremolinos o en Pizarra (Málaga), los resultados obtenidos en ensayos de germinación muestran todo lo contrario, con tasas de germinación y viabilidad por debajo del 10%), no necesitando tratamiento pregerminativo y tardando unos 30 días en germinar (fuente: viveros Ajauque, Murcia). En el Centro para la Investigación y la Experimentación Forestal de la Generalitat Valenciana (CIEF) el porcentaje medio de germinación de las semillas de la población alicantina (única población existente en la actualidad en la Comunidad Valenciana) se sitúa en torno al 35-55%, ya que el resto de semillas tras la evaluación están vacías, con ausencia de embriones. Es necesario remarcar la gran cantidad de frutos sin embrión que en algunas accesiones de semillas puede llegar al 65%. Los estudios de germinación han sido ensayados a temperaturas entre 10 y 25°C, tanto constantes como alternantes, y a 12 horas de luz y oscuridad. Los estudios de germinación con pretratamientos de frío y con hormonas revelaron que el frío no mejoró la germinación, mientras que ambas combinadas aumentaban ligeramente el porcentaje de germinación y disminuían la velocidad de la germinación, medida como T50. La viabilidad de las accesiones alicantinas de semillas, según ensayo de tetrazolio, se sitúa entre el 70 y el 85%.

Respecto a la propagación vegetativa, ensayos realizados indican que es necesaria la presencia de determinadas hormonas vegetales en la inducción y crecimiento de brotes a partir de explantes y un sustrato compuesto de fibra de coco, turba rubia y perlita (fuente: viveros Ajauque, Murcia; Alemán & Cabello, 1990). Sin embargo, otras experiencias de esquejado con diseño de tratamientos mixtos, usando o no distintas hormonas y dos tipos de sustrato, revelaron que la combinación más exitosa fue un sustrato 100% de perlita sin adición de hormona de enraizamiento (García, Rodríguez-Correal & Peñas, 2021 inéd.). En el CIEF los ensayos de multiplicación vegetativa han mostrado valores de entre 33% y 48% de enraizamiento de esquejes leñosos sin aplicación de hormonas de enraizamiento. Nuevos estudios están ahora en marcha con otros sistemas de propagación vegetativa (esquejes semileñosos y tiernos) que podrán darnos nuevos datos para mejorar los protocolos de producción y viverización de la planta. Otras experiencias de toma de esquejes (Pereña, com. pers.) indican una longitud idónea de éstos no superior a los 10 cm, nunca en brotes de primer año ni que estén lignificados en exceso, siendo los meses más apropiados para su recolección, los puramente invernales, una vez finalizada la dispersión total de frutos y semillas. Los esquejes recolectados son desprovistos de espinas y hojas para facilitar al fragmento la formación de nuevas raíces. Previa plantación, se impregnan con productos estimulantes como fitorreguladores a base de aminoácidos y se plantan en un sustrato neutro (turba + vermiculita) a 25°C. Cuando los esquejes muestran raíces se trasladan a recipiente individual con vermiculita a 25°C y riegos desde 2-3 veces/mes hasta 1-2 veces semana, siempre automatizado. En pocas semanas, la formación de raíces y, por tanto, la producción de nuevas plantas, se estimó en algo más del 40% del total de los esquejes implantados. También existen experiencias de micropropagación *in vitro* con gran eficiencia en el uso de citoquininas frente a otras hormonas (Matu et al., 2006), pero estas técnicas son complejas y poco eficaces en soluciones prácticas.

En cuanto a las experiencias de translocación, en general los individuos sufren un proceso generalizado de secado de las hojas tras el trasplante, posteriormente puede haber rebrote de ramas y hojas, incluso floración y fructificación debido a la energía almacenada en el parénquima, pero finalmente existe un secado por las altas temperaturas estivales y herbivoría sobre los brotes nuevos. Además, es necesario llegar a obtener técnicas adecuadas y exitosas de trasplante (poda de pretrasplante, mecanismos de desenraizamiento, protección de raíces, contenedores y transporte, etc.), y son necesarias medidas de protección contra herbívoros y de apoyo con riegos hasta que los individuos se hayan vuelto a arraigar.

En todos los casos, un punto clave del proceso de reproducción asistida y trasplante es el establecimiento y desarrollo en el nuevo nicho, donde pensamos que la asociación del sistema radical con micorrizas podría tratarse de un punto fundamental, y seguramente sea necesario una micorrización asistida. La generación de conocimiento en este sentido sería de especial interés de cara a los protocolos de plantación y translocación de la planta (Fenu et al., 2023; Gerrits et al., 2023), sin embargo, es escaso el conocimiento sobre la microbiota asociada tanto a las costras biológicas de la superficie del suelo como del suelo propiamente dicho.

Finalmente, el seguimiento pormenorizado y documentado de cada actuación es una fase fundamental a tener en cuenta en la planificación (e.g. *TransLoc database*, <http://translocations.in2p3.fr/>). Las evaluaciones sucesivas ayudarán a reconocer posibles inconvenientes y a prever el fracaso de parte, o totalidad, de acciones con el objeto de poder flexibilizar el proceso mediante el manejo adaptativo.

### **¿Tenemos soluciones para compatibilizar la conservación del “arto” con las actividades socioeconómicas?**

Debemos mejorar la toma de decisiones por parte de los gobiernos en cuestiones de uso de la tierra, ya que proporcionan orientación técnica que posibilita identificar la efectividad de las estrategias de conservación llevadas a cabo o alertar de problemas potenciales que permitan poner en práctica acciones correctoras a tiempo (Azerrad & Nilon, 2006). Por ello, se hace necesario obtener la información para catalizar acciones de conservación, cambios de políticas y estrategias de gestión de biodiversidad adecuadas para proteger los recursos naturales del sureste ibérico. Como hemos indicado, frecuentemente la presencia de *M. europaea* y su hábitat hace que exista un conflicto con actividades socioeconómicas, como el desarrollo agrícola y urbanístico, especialmente en áreas con gran presión humana. Y este conflicto está teniendo consecuencias, tanto para la conservación de *M. europaea*, como para el propio desarrollo socioeconómico del territorio en el que confluyen ambos intereses. Además, debemos diferenciar entre proyectos públicos de interés general y proyectos privados sin interés general.

Al ser una especie amparada por la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, no se contempla su alteración, y las soluciones para ejecutar acciones de desarrollo pasan, bien por autorizar o modificar los proyectos, o bien por autorizar (o no) la translocación de individuos de las poblaciones afectadas. Pero para tomar esta medida extrema, antes deben evaluarse las afecciones a la especie y al hábitat, definiendo unos grados de afección en función de criterios ambientales según los cuáles autorizar o no dichas translocaciones y, si se autorizan, debería ser obligatorio un seguimiento hasta la estabilización de las nuevas poblaciones. Estos criterios deben pasar por evaluar, entre otras cuestiones: la calificación del terreno (urbano, agrícola, forestal, etc.), la calidad/valor del hábitat donde se pretende llevar la actuación y su naturalidad, la dificultad técnica o no del posible trasplante de cada individuo (según su nicho, tamaño, enraizamiento, tipo de sustrato, etc.).

Finalmente, las administraciones deben alcanzar estrategias comunes de gestión del hábitat y manejo de la especie, y contribuir al diseño de la planificación territorial sostenible acorde con la conservación. Por parte de la administración debería existir un protocolo de actuación y toma de decisiones que sea

homogéneo para resolver las solicitudes de autorizaciones ambientales de los proyectos socioeconómicos que afecten a *M. europaea* y su hábitat.

### ¿Cómo podemos difundir y generar conocimiento para la sociedad?

El análisis de la percepción social de *M. europaea* ha demostrado el enorme desconocimiento de los valores ambientales de esta especie y su hábitat. La difusión del conocimiento a la sociedad a través de programas de educación ambiental y la divulgación de los valores naturales constituye una herramienta fundamental para paliar desafectos hacia estas comunidades vegetales (VVAA, 2014). Analizar la realidad natural de los “artos”, participar en la toma de decisiones en torno a problemas locales y globales, y sensibilizar sobre la incidencia humana en el hábitat se presentan como estrategias para alcanzar el éxito en su conservación. Su uso como especie “diana” en los estudios universitarios de grado y máster puede contribuir a que los futuros expertos sean sensibles a su conservación.

Dicha conservación además puede redundar en sinergias positivas sobre servicios ecosistémicos que van más allá de la comunidad vegetal, pues una gestión satisfactoria de este tipo de formaciones vegetales conducirá a la conservación de muchas otras especies de flora y fauna. Ejemplo de ello es la importancia como reservorio de invertebrados beneficiosos para los diferentes sistemas agrícolas, incluyendo no sólo a los polinizadores, sino también depredadores, lo que podría contribuir positivamente a la lucha biológica como forma eficaz de reducir las poblaciones de plagas en los alrededores de los cultivos (Rodríguez et al., 2014; Rey et al., 2016). Otra potencial aplicación práctica del linaje autóctono es que podría aportarnos distintas moléculas inéditas para uso medicinal. También podría ser un recurso ornamental, constructivo o industrial, al poder ser utilizado como seto, debido a su porte y desarrollo, y a la espinescencia de sus ramas, con lo que se incrementa la estabilidad de taludes o reduce la contaminación química y sonora.

En último término, se trata de mejorar la resiliencia de la infraestructura verde de las formaciones del “arto” favoreciendo tanto la mejora de la vida de las personas como la mitigación y adaptación al cambio climático. También se trata de generar soluciones holísticas de conservación para la resiliencia de los bienes y servicios ecosistémicos del hábitat de *M. europaea*, compatibles frente a proyectos de desarrollo socioeconómico y ante los escenarios de cambio global.

### REFERENCIAS

- Acosta-Rojas DC, Jiménez-Franco MV, Zapata-Pérez VM, De la Rúa P, Martínez-López V. 2019. An integrative approach to discern the seed dispersal role of frugivorous guilds in a Mediterranean semiarid priority habitat. *PeerJ* 7:e7609. <https://doi.org/10.7717/peerj.7609>
- Aguilella, A., Fos, S. & Laguna, E. (eds.) 2010. *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas*. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Paisatge – Generalitat Valenciana. Valencia.
- Alcaraz, F., Sánchez Gómez, P., Robledo, A. & Ríos, S. 1989. Fragmenta corologica occidentalia, 2061-2097. *Anales Jard. Bot. Madrid* 45: 540-543.
- Alemán, M.M. & Cabello, J. 1990. Estudio experimental de métodos de propagación con plantas autóctonas de la provincia de Almería en base a una futura recuperación de comunidades vegetales. *Propagación de especies autóctonas y Restauración de la Vegetación Natural*: 206-207. ARBA-COMADEN.
- Azerrad, J.M. & Nilon, C.H. 2006. An evaluation of agency conservation guidelines to better address planning efforts by local government. *Landscape and Urban Planning*, 77 (3), Issue 3, 255-262, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.03.001>.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J. C., & Ortiz, S. 2010. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid. Tragsatec. Grupo Tragsa. ISBN: 978-84-8014-795-8.
- Blanca, G. 1993. Origen de la flora de Andalucía. In: Valdés Bermejo E, editor. *Introducción a la Flora de Andalucía*. Junta de Andalucía. pp. 19-35.
- Blanca, G., Cabezedo, B., Cueto, M., Fernández López, C., & Morales Torres, C. 2009. *Flora Vasculare de Andalucía Oriental*. Volumen 1: *Selaginellaceae-Ceratophyllaceae*. Sevilla. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. ISBN: 978-84-92807-13-0.

- Blanca, G., Cabezudo, B., Hernández-Bermejo, J. E., Herrera, C. M., Muñoz, J., & Valdés, B. 2000. *Libro Rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía*. Tomo II: Especies vulnerables. Sevilla. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. ISBN: 84-89650-78-0.
- Cabezudo & Pérez Latorre. 2001. Datos sobre la vegetación termófila del litoral oriental de Málaga (España). *Acta Botanica Malacitana* 26: 229-240.
- Cabezudo, B., Talavera, S., Blanca, G., Salazar, C., Cueto, M., Valdés, B... & Navas, D. 2005. *Lista Roja de la flora vascular de Andalucía*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. ISBN: 84-96329-62-3.
- Cabezudo Artero, Baltasar; Cano Carmona, Eusebio; Comino Matas, Olga; Fernandez Zamudio, Maria del Rocío; Figueroa, Enrique; García Murillo, Pablo; Hidalgo Fernández, Pablo J.; Hita Fernández, José Antonio; López, Itziar; Molero Mesa, Joaquín; Muñoz Álvarez, Jesús; Mota Poveda, Juan F.; Nieto Caldera, José María; Pérez Latorre, Andres Vicente; Pérez Raya, Francisco; Porras Alonso, Rafael E.; Vaquero de la Cruz, Jesús. 2020. Guía de Identificación de Hábitats de Interés Comunitario en Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Secretaría General de Medio Ambiente, Agua y Cambio Climático. Sevilla.
- Carrión, J.S., Sánchez-Gómez, P., Mota, J.F., Yll, E.I., & Chaín, C., 2003a. Fire and grazing are contingent on the Holocene vegetation dynamics of Sierra de Gádor, southern Spain. *The Holocene* 13: 839-849. <https://doi.org/10.1191/0959683603hl662rp>
- Castroviejo, S., Aedo, C., Benedí, C., Laínz, M., Muñoz Garmendia, F., Nieto Feliner, G., & Paiva, J. 1997. *Flora Ibérica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares, VIII*. Madrid. Real Jardín Botánico de Madrid: ISBN: 84-00-07654-0.
- Comunidad Valenciana, 2007. Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 26 de mayo, núm. 6021, pp. 20143-20162.
- Comunidad Valenciana, 2022. Orden 2/2022, de 16 de febrero, de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, por la que se actualizan los listados valencianos de especies protegidas de flora y fauna. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 24 de febrero, núm. 9285, pp. 12677-12687.
- da Silva, G, Serrano, R, & Silva, O. 2011. *Maytenus heterophylla* and *Maytenus senegalensis*, two traditional herbal medicines. *J. Nat. Sci. Biol. Med.* 2(1): 59-65. <https://doi.org/10.4103/0976-9668.82320>
- Díez-Garretas, B., Asensi, A., & Rivas-Martínez, S. 2005. Las comunidades de *Maytenus senegalensis* subsp. *europaeus* (Celastraceae) en la Península Ibérica. *Lazaroo*, 26, 83.
- European Environmental Agency, 2023. *European Nature Information System/Habitat types/Arborescent matorral with Zyziphus (5220)*. Consultado el 24/03/2023 en <https://eunis.eea.europa.eu/habitats/10099>
- Fenu, G., Calderisi, G., Boršić, I. et al. 2023. Translocations of threatened plants in the Mediterranean Basin: current status and future directions. *Plant Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s11258-023-01303-7>
- Gerrits, G. M., Waenink, R., ... & Wubs, E. R. J. 2023. Synthesis on the effectiveness of soil translocation for plant community restoration. *Journal of Applied Ecology.* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14364>
- González-Robles, A., Salido, T., Manzaneda, A.J., Valera, F., & Rey, P.J. 2020. Habitat loss and degradation due to farming intensification modify the floral visitor assemblages of a semiarid keystone shrub. *Ecological Entomology*, 45 (6), pp. 1476 - 1489. <https://doi.org/10.1111/een.12933>
- González-Robles, A., García, C., Salido, T., Manzaneda, A.J., & Rey P.J. 2021. Extensive pollen-mediated gene flow across intensively managed landscapes in an insect-pollinated shrub native to semiarid habitats. *Molecular Ecology*, 30 (14), pp. 3408 - 3421. <https://doi.org/10.1111/mec.15950>
- Güemes, J., & Crespo, B. 1990. *Maytenus senegalensis* (Lam.) Exell subsp. *europaeus* (Boiss.) Rivas Martínez, comb. nov. (Celastraceae), y noticias diversas acerca del mismo. *Ann. Jard. Bot. de Madrid*, 48, 86-88.
- Hidalgo-Triana, N., Casimiro-Soriguer Solanas, F., Solakis Tena, A., Manteca-Bautista, D., Picornell, A., García-Sánchez, J., Navarro, T., & Pérez-Latorre, A.V. 2023. Assessment Protocol to Evaluate the Degree of Conservation of Habitats of Community Interest: A Case Study for the 5220\* HCI in the Westernmost Localities of Europe. *Land* 12, 190. <https://doi.org/10.3390/land12010190>
- Junta de Andalucía. Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats. *Boletín Oficial de la Junta de Andalucía*, 27 de marzo, núm. 60, pp: 114-163.
- Luque, M.T., Tirado, R., Armas, C., & Pugnaire, F.I. 2000. Artineras, ecosistemas singulares en peligro. *Quercus* 175: 27-30.
- Manzano, J. (2020). *Maytenus senegalensis* (Lam.) Exell en la Península Ibérica: distribución, ecología, fitosociología y conservación. *Acta Botanica Malacitana*, 45: 7-25. <https://doi.org/10.24310/abm.v45i.6777>
- Matu, E.N., K.L. Lindsey & J. van Staden. 2006. Micropropagation of *Maytenus senegalensis* (Lam.) Exell. *South African Journal of Botany*, 72, Issue 3: 409-415. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2005.11.005>.
- Mendoza-Fernández, A. J., Martínez-Hernández, F., Pérez-García, F. J., Garrido-Becerra, J. A., Benito, B. M., Salmerón-Sánchez, E... & Mota, J. F. 2015. Extreme habitat loss in a Mediterranean habitat: *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea*. *Plant Biosystems*, 149(3), 503-511. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.995146>
- Mendoza-Fernández, A. J., Martínez-Hernández, F., Salmerón-Sánchez, E., Pérez-García, F. J., Teruel, B., Merlo, M. E., & Mota, J. F. 2022. The Relict Ecosystem of *Maytenus senegalensis* subsp. *europaea* in an Agricultural Landscape: Past, Present and Future Scenarios. *Land*, 10(1), 1. <https://doi.org/10.3390/land10010001>
- Mendoza-Fernández, A. J., Salmerón-Sánchez, E., Martínez-Hernández, F., Pérez-García, F. J., Lahora, A., Merlo, M. E., & Mota, J. F. 2019. Intensive habitat loss in South Spain: Arborescent scrubs with *Ziziphus* (5220\*). *Habitats of the World: Biodiversity and Threats*, 1-17. <https://doi.org/10.5772/intechopen.85286>

- Mota, J. F., Peñas, J., Castro, H., Cabello, J., & Guirado, J. S. 1996. Agricultural development vs biodiversity conservation: the Mediterranean semiarid vegetation in El Ejido (Almería, southeastern Spain). *Biodiversity and Conservation*, 5(12), 1597-1617. <https://doi.org/10.1007/BF00052118>
- Pérez Badia, R. 1997. *Flora vascular y vegetación de la comarca de la Marina Alta*. Instituto de Cultura Juan Gil-Albert, Alicante.
- Pérez-Latorre, A.V., O. Gavira & B. Cabezado. 2010. Phenomorphology and ecomorphological characters of *Maytenus senegalensis* L. shrublands in the Iberian Peninsula: A comparison with other Mediterranean plant communities. *Flora*, 205 (3) 200-210. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2009.04.002>.
- Rey, P.J., J.M. Alcántara ... & A.M. Sánchez-Lafuente. 2016. Facilitation contributes to Mediterranean woody plant diversity but does not shape the diversity-productivity relationship along aridity gradients. *New Phytologist*, 211. <https://doi.org/10.1111/nph.13916>
- Rey, P.J.; Cancio, I.; Manzaneda, A.J.; González-Robles, A.; Valera, F.; Salido, T., & Alcántara, J.M. 2018. Regeneration of a keystone semiarid shrub over its range in Spain: Habitat degradation overrides the positive effects of plant-animal mutualisms. *Plant Biol.*, 20: 1083–1092. <https://doi.org/10.1111/plb.12870>
- Rodríguez, E., J. van der Blom, M. González, E. Sánchez, D. Janssen, L. Ruiz, & M.A. Elorrieta. 2014. Plant viruses and native vegetation in Mediterranean greenhouse areas. *Scientia Horticulturae*, 165: 171-174. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2013.11.013>.
- Salmerón-Sánchez, E., Mendoza-Fernández, A.J., Lorite, J., Mota J.F., & Peñas, J. 2021. Plant conservation in Mediterranean-type ecosystems. *Mediterranean Botany*, 42, e71333. <https://doi.org/10.5209/mbot.71333>
- Sánchez-Gómez, P., Carrión-Vilches, M. A., Hernández-González, A., & Guerra-Montes, J. 2002. Libro rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. 685 págs.
- Sánchez-Gómez, P., Guerra, J., Carrión, M.Á., Rodríguez García, E., Jiménez, J.F., López Espinosa, J.A., Fernández Jiménez, S., Hernández González, A., & Vera, J.B. 2005. *Lugares de Interés Botánico de la Región de Murcia*. Dirección General del Medio Natural de la Región de Murcia. Ed. Miguel A. Carrión Vilches. ISBN: D.L. MU-2019-2005.
- Serra, Ll. 2007. *Estudio crítico de la flora vascular de la provincia de Alicante: aspectos nomenclaturales, biogeográficos y de conservación*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. ISBN 10: 8400086163.
- Tirado, R. 2009. 5220 Matorrales arborescentes con *Ziziphus* (\*). In: Hidalgo, R., Ed. Bases Ecológicas Preliminares para la Conservación de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Gobierno de España, Madrid, Spain, 68p.
- Torres-García, M.T.; Oyonarte, C.; Cabello, J.; Guirado, E.; Rodríguez-Lozano, B. & Salinas-Bonillo, M.J. 2022. The potential of groundwater-dependent ecosystems to enhance soil biological activity and soil fertility in drylands. *Science of the Total Environment*, 826.
- Travers, E., Härdtle, W., & Matthies, D. 2021. Corridors as a tool for linking habitats – Shortcomings and perspectives for plant conservation. *Journal for Nature Conservation*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125974>
- Valle, F. (coord.), Algarra, J.A., Arrojo, E., ... et al., 2004. *Datos botánicos aplicados a la gestión del medio natural andaluz II: series de vegetación*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.
- VVAA. 2014. Estrategia española de conservación vegetal 2013-2020. Principio y orientaciones para la conservación de la diversidad vegetal silvestre en España. Aprobado por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente, 9 de junio de 2014.