



Figura 4. Flores de las distintas especies de *Lotus* de la sección *Rhyncholotus* donde se pueden apreciar las diferencias en color, forma del cáliz, disposición y tamaño de las alas y la quilla. De izquierda a derecha *L. gomerythus*, *L. berthelotii*, *L. maculatus*, *L. pyranthus* y *L. eremiticus* (Fotos: J. Martín-Carbajal).

Bibliografía

- Breitfeld, CH. Von (1973). *Lotus maculatus*, eine bisher unbeschriebene Art von Tenerife. *Cuadernos de Botánica Canaria* 17: 27-31.
- Gobierno de Canarias (2006). Monumento Natural del Barranco del Cabrito. Normas de conservación. pp. 1-77. Dirección General de Ordenación del Territorio.
- Hernández, E. (1993). La flora vascular de los Roques de Anaga (Tenerife, Islas Canarias). *Vieraea* 22: 1-16.
- IUCN Standards and Petitions Committee (2019). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee.
- Moreno, J. C. coord. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas), Madrid, 86 pp.
- Pérez de Paz, P. L. (1990). *Lotus pyranthus* P. Pérez, spec. nov. (Fabaceae-Loteae) nuevo endemismo de La Palma (islas Canarias). *Vieraea* 19: 315-318.
- Pérez-Vargas, I., A. Portero, P.L. Pérez de Paz & J.A. Pérez (2020). Retrotransposon-based molecular markers as a tool in delimiting species in *Rhyncholotus*, a recent radiation group of Macaronesian *Lotus*. *Systematics and Biodiversity*. DOI: 10.1080/14772000.2020.1827076.
- Portero, A., M. Villalba & D. P. Padilla (2018). Especies invasoras. El combate contra el rabo de gato. *Ecologista* 95: 36-39.
- Portero, A., J. Martín-Carbajal, J.A. Reyes-Betancort & R. Mesa Coello (2019). *Lotus gomerythus* (Fabaceae-Loteae) spec. nova. *Botánica Macaronésica* 30: 89-98.
- Santos, A. (1983). *Vegetación y flora de La Palma*. Editorial Interinsular Canaria S.A. Santa Cruz de Tenerife, pp.194-195.

ANA PORTERO ÁLVAREZ¹, JAVIER MARTÍN-CARBAJAL², RICARDO A. MESA COELLO³

1. Técnica de laboratorio (Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de La Laguna. (anaportero21@gmail.com).
2. Técnico deportivo en escalada, escalador para la investigación de la vida silvestre. (tenerifevertical@gmail.com).
3. Biólogo. (rmescoc@gmail.com).

Monitorización ecofisiológica para optimizar las acciones de conservación en especies amenazadas

La translocación de plantas, definida como el transporte del lugar en el que se encuentran a otro que cuente con un hábitat compatible, es una medida ampliamente utilizada en la conservación de especies amenazadas. Las translocaciones resultan útiles para reforzar poblaciones en declive o establecerlas en localizaciones cercanas sin amenazas inminentes. Sin embargo, este tipo de acciones pueden no ser muy exitosas a largo plazo, en función de la supervivencia y el potencial reproductivo. Algunos estudios han tratado de identificar los factores que afectan negativamente a las translocaciones, indicando la importancia de la duración de la monitorización (Godefroid *et al.*, 2011; Dillon *et al.*, 2018). El seguimiento de los individuos trasplantados es un procedimiento común a todas las translocaciones, pero la determinación de su duración no es una cuestión de fácil respuesta. Generalmente, el periodo de monitorización recomendado es superior a 10 años, lo cual complica enormemente su cumplimiento por motivos de logística, mantenimiento y coste y repercute, a su vez, en el bajo éxito de las translocaciones. Como solución, el campo de la Fisiología de la Conservación ha apoyado, desde su surgimiento, la in-

tegración de la fisiología de los organismos en las acciones de conservación (Seebacher & Franklin, 2012). Debido a la rápida adaptación de las plantas a las condiciones ambientales, las medidas fisiológicas permiten estimar con inmediatez y precisión el nivel de estrés y así prever cambios en la supervivencia, permitiendo ajustar las medidas de conservación. Por tanto, podríamos realizar una valoración rápida y temprana de cómo está funcionando una población translocada y acortar los periodos de seguimiento. Asimismo, la monitorización ecofisiológica nos permite elegir con seguridad la estación del año más apropiada para trasplantar, así como reaccionar ante un bajo éxito, por ejemplo, implementando riego o protegiendo a los individuos de la alta radiación, temperatura o viento. Usando unos medios técnicos de bajo coste y muy comunes en diversas instituciones públicas de investigación y conservación de especies, se puede conseguir una reducción en la inversión económica. El diseño de un plan de conservación desde una perspectiva tan práctica, priorizando tiempos de monitorización cortos y costes bajos, tiene como objetivo último hacer estas actuaciones más accesibles a administraciones y empresas.



Figura 1. Imágenes de la translocación de individuos de *Dianthus inoxianus* en la Cantera Macías (Niebla, Huelva) y la posterior monitorización ecofisiológica (Fotos: J. López-Jurado, C. Pérez-Ambrosio, Francisco Balao). (A) Retroexcavadora haciendo los carriles en el suelo arenoso para la posterior colocación de los individuos trasplantados. (B) Trabajadores sacando un individuo de *D. inoxianus* de su ubicación original para transportarlo a la zona de reserva. (C) Resultado final de los individuos trasplantados, donde se puede apreciar la zona vallada de reserva y el sistema de riego por goteo. (D) Monitorización ecofisiológica de *D. inoxianus*, mediante la medida de la conductancia estomática con un porómetro (SC-1; Decagon Devices, Inc.). (E) Flor de un individuo translocado de *D. inoxianus*.

El caso de estudio en *Dianthus inoxianus*: estado de conservación y amenazas

La explotación de recursos naturales y, en concreto, los cambios en el uso del suelo tienen profundas consecuencias en la conservación de la biodiversidad. Con el objetivo de minimizar estos impactos ambientales, cualquier actividad humana en el medio natural requiere prospecciones en el terreno para determinar la presencia de flora amenazada que pudiera ser dañada. Dichas prospecciones fueron realizadas de forma previa a la apertura de la Cantera Macías (Niebla, Huelva), una explotación a cielo abierto de 75 ha para la extracción de áridos y emplazada en un bosque mixto de pinos y eucaliptos. Así fue como se encontraron inicialmente 381 individuos de *Dianthus inoxianus* Gallego (Caryophyllaceae), un clavel silvestre considerado en peligro de extinción por el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España (Balao *et al.*, 2007) e incluido como vulnerable en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas, siendo un endemismo de esta comunidad autónoma.

Entre varias características distintivas, *D. inoxianus* es una especie perennifolia poliploide ($2n = 12x = 180$) con una floración estival, es decir, durante la estación con las condiciones más extremas (secas y calurosas) del clima Mediterráneo. Además, su rango de distribución es muy reducido y se restringe principalmente a las paleodunas bajo pinares del entorno del Parque Nacional de Doñana. La destrucción de su hábitat (en el caso de estudio, por una explotación minera) es considerada como la mayor amenaza para *D. inoxianus*, sumándose a otros factores de riesgo como los daños por herbivoría. Por otro lado, las alteraciones en el clima tendrían también consecuencias negativas sobre *D. inoxianus*, ya que los modelos predicen que su área de distribución será muy distinta a la actual. La combinación de todas estas amenazas hace que la especie tenga un alto riesgo de desaparición (Felicísimo *et al.*, 2011). En este contexto, se diseñó un proyecto de mitigación orientado al mantenimiento de la población de *D. inoxianus* en la Cantera Macías, junto a las empresas InproHuelva S.L. (IPH) y Áridos La Melera S.L. Para ello, se propusieron tanto acciones *ex situ* como *in situ*. La conservación *ex situ* se realizó enviando semillas de *D. inoxianus* al Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz (Córdoba), mien-

tras que las acciones *in situ* se basaron en la translocación de los individuos desde las zonas de explotación a una zona de reserva ubicada en la misma área (Fig. 1A, B, C).

El seguimiento de las respuestas ecofisiológicas posttrasplante

Además del planteamiento de conservación integral descrito, quisimos optimizar el protocolo *in situ* para *D. inoxianus*. Para ello, comparamos distintas condiciones de translocación (plantas con riego por goteo frente a plantas sin regar y translocación en invierno frente a translocación en primavera) y registramos la supervivencia de los individuos y el coste económico de implantar las medidas. Nuestro propósito fue que estas dos formas de valorar las medidas de conservación estuvieran en equilibrio y así conseguir la mayor supervivencia de individuos con el menor gasto posible.

Durante el primer año realizamos un seguimiento ecofisiológico exhaustivo, ya que este periodo es el más importante para el éxito de la translocación. Una vez superado el estrés posttrasplante y el arraigo en los primeros meses, y al tratarse de individuos adultos, la mortalidad tiende a disminuir. Monitorizamos la conductancia estomática (g_s) de los individuos translocados (Fig. 1D) cada dos semanas, tomando las medidas entre las 10:00 y las 12:00 h para evitar diferencias debidas a los ciclos diarios de esta variable. La g_s refleja el grado de apertura de los estomas mediante la cantidad de dióxido de carbono (CO_2) que entra para la fotosíntesis o el vapor de agua que sale por la transpiración. La apertura estomática está regulada principalmente por factores externos (como el agua disponible, la luz incidente en las hojas o la temperatura), pero también por factores internos (como la fenología, la edad de las hojas o el estado nutricional de la planta). En este caso nos centramos en la influencia de los factores ambientales, considerando que valores de g_s superiores a $50 \text{ mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ no indican estrés severo ya que las posibles limitaciones fotosintéticas serían reversibles (Medrano *et al.*, 2002).

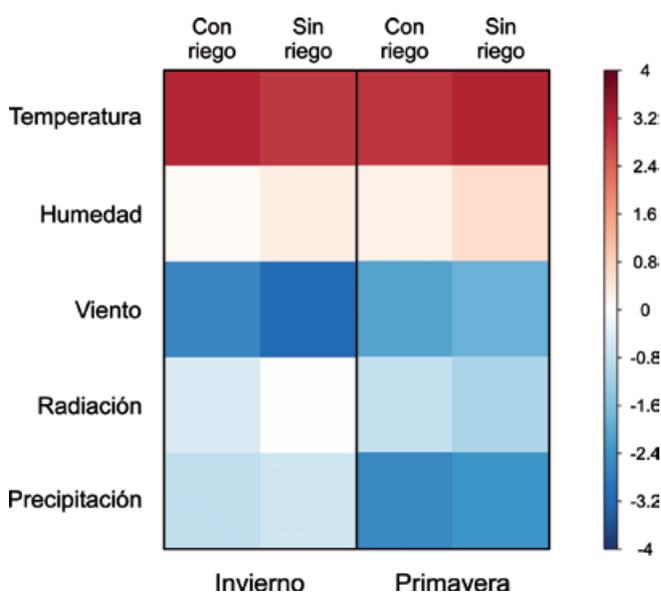


Figura 2. Resultados de los modelos estadísticos para testar la influencia de variables climáticas en la conductancia estomática de los trasplantes de *Dianthus inoxianus*. Se realizaron modelos para las dos épocas de trasplante (invierno y primavera) y los dos tratamientos hídricos (riego y sin riego). La escala muestra los t -scores, donde colores más oscuros (rojos en relaciones positivas y azules en negativas) indican un efecto mayor del parámetro climático en la conductancia estomática. "Temperatura" corresponde a la variable temperatura mínima diaria, "Humedad" a humedad máxima diaria y "Viento" a velocidad del viento diaria.

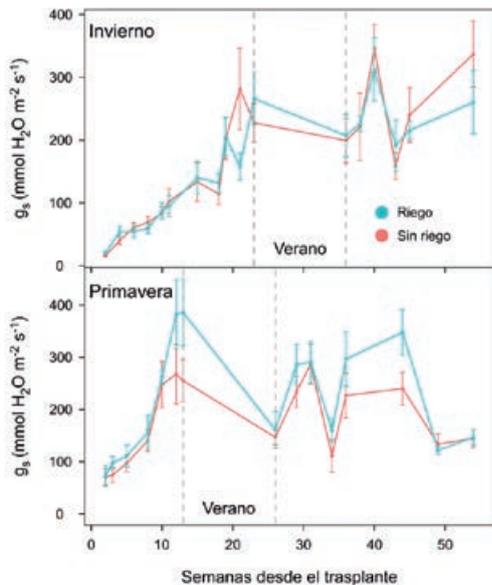


Figura 3. Conductancia estomática (g_s) de los individuos translocados de *Dianthus inoxianus* durante el tiempo de monitorización. El panel superior hace referencia a la época de trasplante en invierno (enero) y el panel inferior a primavera (marzo). En azul se muestran los individuos sometidos a riego por goteo y en rojo los individuos no regados. Las líneas discontinuas grises delimitan la estación veraniega. Los valores representan la media \pm error estándar.

Los modelos para testar la influencia de las condiciones climáticas en la g_s indicaron que la temperatura tuvo el efecto más importante sobre esta variable, independientemente de la época de la translocación y del riego (Fig. 2). Las altas temperaturas provocaron mayores valores de g_s , probablemente como mecanismo de refrigeración de la hoja y asociado al aumento de la conductividad hidráulica (Urban *et al.*, 2017). Por el contrario, la velocidad del viento reduce la capa límite foliar (zona de aire inmóvil alrededor de las hojas que asegura el intercambio gaseoso) y, por tanto, disminuyó la g_s en todos los tratamientos (Schymanski & Or, 2016). La radiación y la humedad ambiental, por su parte, ejercieron efectos mucho menores. Finalmente, resultó sorprendente el efecto negativo de la precipitación sobre la g_s (Fig. 2), ya que el cierre estomático se considera una respuesta fisiológica temprana al estrés hídrico. Sin embargo, un posible efecto perjudicial a corto plazo sobre el intercambio gaseoso y la fotosíntesis debido a la humedad excesiva en las hojas (Ishibashi & Terashima, 1995) podría explicar este patrón. A medio-largo plazo, la secuencia temporal obtenida por la monitorización, sí reflejó el efecto positivo del aporte hídrico en la apertura estomática.

Independientemente de la época de la translocación y del riego, el patrón temporal de la g_s fue el mismo. Esta mostró sus incrementos más significativos, como se ha dicho, en las épocas más húmedas (primavera y otoño; Fig. 3). Los picos se dieron simultáneamente a los pulsos de lluvias, lo cual se hace evidente porque, en ambos casos, se dio más de un incremento súbito durante el otoño. Como era esperable, durante las primeras 10 semanas aproximadamente los estomas permanecieron cerrados debido al conocido “estrés postrasplante”. Aun así, la g_s alcanzó rápidamente $50 \text{ mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, indicando que no llegó a haber daños irreversibles en la fotosíntesis. Una vez establecidos, los individuos mostraron un máximo de g_s previo al verano, con las lluvias primaverales y el mayor enraizamiento. Podemos ver que este incremento es más pronunciado en los trasplantes de primavera regados. El riego tendría un papel más importante en esta época ya que hay menos tiempo de aclimatación y establecimiento antes del periodo estival. Con las condicio-

nes secas y cálidas del verano, altamente estresantes para las plantas, *D. inoxianus* sigue una estrategia conservativa y cierra sus estomas para evitar perder agua (Fig. 3).

A la luz de estos resultados podemos identificar diversos factores influyentes en el éxito de las tareas de conservación, que un simple seguimiento de la supervivencia de los individuos pasaría por alto. Así, es esencial conocer la situación de las plantas trasplantadas en el momento de encarar su primer verano, sobre todo que hayan tenido tiempo suficiente para establecer el continuo suelo-planta-atmósfera. Asimismo, para conseguir un incremento neto en la g_s a lo largo del tiempo que permita a la planta invertir en biomasa (por ejemplo, con fines reproductivos), parece fundamental hacerlo cuando la temperatura vaya en incremento, como en invierno o primavera, pero no sería recomendable en verano u otoño. También podemos indicar que la protección de las plantas frente al viento durante los primeros meses sería una medida sencilla pero eficaz para conseguir valores más altos de g_s .

El mecanismo de tolerancia al estrés hídrico en *D. inoxianus* recae sobre su capacidad de reducir eficazmente sus procesos fisiológicos, en concreto su fotosíntesis (López-Jurado *et al.*, 2016). Así, durante el verano y el periodo inmediatamente posterior al trasplante, *D. inoxianus* entraría en un periodo de latencia en el que prioriza el aprovechamiento eficaz del agua. Esta notable adaptación se podría considerar ‘oportunista’ e iría encaminada a prosperar en un hábitat tan hostil, donde además tiene que invertir gran cantidad de recursos en la floración durante la época más estresante (Fig. 1E). Sin embargo, el aumento en la duración de los periodos de sequía asociado al cambio climático, tal como sugería Felicísimo *et al.* (2011), afectaría muy probablemente a la persistencia a largo plazo de este clavel silvestre.

Este estudio muestra resultados prometedores en cuanto a la aplicación de herramientas ecofisiológicas para reducir la duración de la monitorización así como los costes asociados a protocolos de conservación. Nuestras medidas estarían especialmente dirigidas a especies de crecimiento lento (las cuales suelen tener largos periodos de seguimiento) y en translocaciones de individuos adultos. Sin embargo, tienen el potencial para prever cambios rápidos y, por tanto, poder aplicarse a otro tipo de especies vegetales. Concluimos que resulta de crítica importancia anteponerse a los efectos de factores ambientales sobre los trasplantes así como estimar el tiempo óptimo de establecimiento de estos, pudiendo tomar medidas correctoras a corto plazo.

Agradecimientos

Agradecemos a C. Pérez-Ambrosio, I. Barrera y Y. Cabezas (IPH, InproHuelva S.L.) su inestimable ayuda en el trabajo de campo. También damos las gracias a los revisores por su aportación en la mejora de la versión previa del artículo y a los Servicios Generales de Investigación de la Universidad de Sevilla (Herbario e Invernadero) por su colaboración. Por último, este trabajo habría sido imposible sin la financiación concedida por la beca predoctoral a J. López-Jurado (V Plan Propio de Investigación de la Universidad de Sevilla), la empresa Áridos La Melería S.L. (proyecto FIUS 2234/0724) y el proyecto de I+D de Generación de Conocimiento (convocatoria 2018) PGC2018-098358-B-I00 del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades.

Bibliografía

- Balao, F., Casimiro-Soriguer, R., Herrera, J., & S. Talavera (2007). *Dianthus inoxianus* Gallego. En: A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno, S. Ortiz (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2006*. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 42–43.
- Dillon, R., Monks, L. & D. Coates (2018). Establishment success and persistence of threatened plant translocations in south west Western Australia: an experimental approach. *Australian Journal of Botany* 66: 338–346.
- Felicitísimo, Á.M., Muñoz, J., Villalba, C.J. & R.G. Mateo (2011). Flora y vegetación. *Dianthus inoxianus*. En: *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española*. Madrid: Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 318–319.
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.D., Agurauja, R., Cowell, C., Weekley, C.W., Vogg, G., Iriondo, J.M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjurke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M. & T. Vanderborgh (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144: 672–682.
- Ishibashi, M. & I. Terashima (1995). Effects of continuous leaf wetness on photosynthesis: adverse aspects of rainfall. *Plant, Cell & Environment* 18: 431–438.
- López-Jurado, J., Balao, F. & E. Mateos-Naranjo (2016). Deciphering the ecophysiological traits involved during water stress acclimation and recovery of the threatened wild carnation, *Dianthus inoxianus*. *Plant Physiology and Biochemistry* 109: 397–405.
- Medrano, H., Escalona, J.M., Bota, J., Gulias, J. & J. Flexas (2002). Regulation of photosynthesis of C_3 plants in response to progressive drought: stomatal conductance as a reference parameter. *Annals of Botany* 89: 895–905.
- Schymanski, S.J. & D. Or (2016). Wind increases leaf water use efficiency. *Plant, Cell and Environment* 39: 1448–1459.
- Seebacher, F. & C.E. Franklin (2012). Determining environmental causes of biological effects: the need for a mechanistic physiological dimension in conservation biology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367: 1607–1614.
- Urban, J., Ingwers, M., McGuire, M.A. & R.O. Teskey (2017). Stomatal conductance increases with rising temperature. *Plant Signaling and Behavior* 12: e1356534.

JAVIER LÓPEZ-JURADO, ENRIQUE MATEOS-NARANJO, FRANCISCO BALAO

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Apdo. 1095, E-41080 Sevilla

Educación ambiental

La esparraguera del Mar Menor (*Asparagus macrorrhizus* Pedrol, J.J. Regalado & López Encina), especie endémica de la región de Murcia en peligro de extinción



Figura 1. Mapa de distribución UICN y localización de las subpoblaciones de *Asparagus macrorrhizus* en la Región de Murcia.

La esparraguera del Mar Menor es una planta exclusiva del cuadrante sureste de la Región de Murcia, estrechamente vinculada a los arenales de un reducido territorio en la ribera de la mayor laguna costera del Mediterráneo occidental.

En 2007, aún como esparraguera marina (*Asparagus maritimus* non. (L.) Mill.), se identificó, por su singularidad genética, como posible Unidad Evolutiva Significativa (ESU) (Sánchez Gómez *et al.*, 2007) y se determinó que su localización ibérica confirmada se correspondía con el entorno del Mar Menor (Sánchez Gómez *et al.*, 2007). Se precisó, también, que la categoría de protección «De Interés Especial», en el Decreto 50/2003 (BORM 131) del *Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia*, se estableció con carácter cautelar, al igual que para otras especies poco conocidas (Sánchez Gómez *et al.*, 2007). Como consecuencia, al año siguiente, se incluyó en la *Lista Roja 2008 de la flora vascular española* (Moreno, 2008), con la categoría UICN «En peligro crítico» (CR), según criterio B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v) y estimándose 694 individuos (Sánchez Gómez *et al.*, 2008).

Estudios posteriores concluyeron que la esparraguera marina presente en la franja litoral al este de la ciudad de Cartagena es una nueva especie para la ciencia (Pedrol, 2013). Y el nuevo