



I+D+i **GIZC** GESTIÓ INTEGRADA DE LA ZONA COSTANERA

Investigació per a la Sostenibilitat de la Zona Costanera de les Illes Balears



De la conservación a la gestión de ecosistemas: ¿Afecta la
disrupción de mutualismos planta-dispersor a la biodiversidad
y funcionamiento de los ecosistemas insulares?

De la conservación a la gestión de ecosistemas: ¿afecta la interrupción de mutualismos planta-dispersor a la biodiversidad y funcionamiento de los ecosistemas insulares?

Luis Santamaría, Constanza Celedón, Lucía Latorre, Toni Oliver
Laboratorio de Ecología Espacial
IMEDEA (CSIC-UIB), Esporles, Mallorca

Introducción

Las invasiones biológicas son fenómenos que están ocurriendo a gran escala y representan actualmente una de las principales amenazas a la biodiversidad del planeta. Los ecosistemas insulares son más susceptibles a los efectos de dichas introducciones, debido (1) a la particular composición de especies y de tipos funcionales existentes, que difiere significativamente del continente, (2) a la especificidad de las interacciones que han evolucionado en ellos, y (3) a las características intrínsecas de las especies nativas (por ejemplo, ausencia de defensas frente a depredadores/herbívoros). Por ello, existen numerosos casos documentados en que la introducción de una especie ha tenido efectos severos en especies insulares, que han tenido efectos en cascada sobre el resto del ecosistema. Uno de esos casos aparece en las Islas Baleares, donde una especie de lagartijas endémicas, *Podarcis lilfordi*, que actúan como importantes polinizadores y dispersores de plantas autóctonas, han desaparecido de las islas mayores debido a la introducción de depredadores exóticos. Las extinciones locales de *P. lilfordii* han tenido consecuencias muy negativas sobre algunos endemismos insulares, que muestran una clara regresión en las poblaciones donde se extinguió su dispersor (por ejemplo, *Daphne rodriguezii*). Sin embargo, no se ha examinado hasta la fecha si la interrupción de este mecanismo está teniendo efectos sobre especies de matorral dominante y, a través de éstas, sobre la diversidad y funcionamiento de todo el ecosistema. Este proyecto evalúa la contribución de la lagartija balear a la dispersión y reclutamiento de un arbusto que domina localmente las zonas más degradadas de la franja costera, *Ephedra fragilis*; el efecto de dicha dispersión sobre los patrones espaciales de distribución de los matorrales de efedra; y la relación entre estos patrones espaciales sobre a biodiversidad y funcionamiento del ecosistema. Nos centramos para ello en la especie *Ephedra fragilis*, ya que esta especie tiene un demostrado efecto positivo sobre la diversidad y funcionamiento de los ecosistemas semiáridos (Maestre & Cortina 2004) y depende de forma estrecha de *P. lilfordi* para la dispersión en algunos ecosistemas litorales mallorquines (p.ej. en Sa Dagonera; Rodríguez et al., en prep.). Para hacerlo, el proyecto ha enfocado su trabajo en cuantificar esta relación en una de las pocas poblaciones mallorquinas de *Ephedra fragilis* en que todavía existe una población abundante de lagartija balear

Objetivo general

Cuantificar el efecto indirecto que la presencia de un dispersor endémico (la lagartija *Podarcis pitiusensis*) tiene sobre la diversidad y funcionamiento del ecosistema litoral, mediado por su función como dispersor endozoócora de un arbusto dominante en zonas abruptas y degradadas (*Ephedra fragilis*).

Objetivos específicos

1. Cuantificar el efecto que la relación mutualista con la lagartija balear tiene sobre las poblaciones de *Ephedra fragilis* y, a través de estas, sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas arbustivos litorales dominados por esta especie.
2. Modelar el efecto de la presencia de matorral rebrotador dominado por *Ephedra fragilis* sobre el funcionamiento de los ecosistemas costeros, eligiendo como variable representativa la tasa de erosión.

Problemática social

La degradación y transformación de los sistemas ecológicos debidos a la acción humana representan un motivo de preocupación social y económica a nivel mundial, y afecta de forma especialmente acusada a los ecosistemas insulares y costeros. Los masivos cambios en la biodiversidad debidos, entre otros, al efecto de la fragmentación de hábitats, las invasiones biológicas y otras causas de cambio global son ya acusados, e irán agravándose en las próximas décadas. En este contexto, resulta especialmente importante entender los complejos procesos ecológicos y evolutivos que modulan y originan la biodiversidad que observamos hoy, determinando el impacto de su degradación o pérdida, así como la eficacia de las estrategias para su conservación o restauración. Este conocimiento tiene gran importancia social y económica al permitir evaluar, entre otros, la pérdida de servicios y productos de los ecosistemas locales asociada a la pérdida de ciertas especies y su recíproco, el valor añadido que la conservación de ciertas áreas especies tiene en términos de conservación de dichos servicios y productos. Este proyecto aborda un problema especialmente alarmante de los ecosistemas costeros insulares, la pérdida de especies por invasiones biológicas, con objeto de escalar el estudio detallado de sus impactos indirectos sobre otras especies (debidos a la pérdida de interacciones ecológicas) hasta su efecto sobre el funcionamiento de dichos ecosistemas. Su objetivo es proporcionar tanto una cuantificación de uno de los impactos indirectos que la disrupción de mutualismos insulares causada por las invasiones biológicas tiene sobre el funcionamiento de los ecosistemas insulares, como proponer estrategias de gestión que permitan minimizar dichos impactos.

Área de estudio

El estudio se realizó en una zona de unas 2.6 ha situada en el Cap de Tramontana, en el extremo nororiental de la isla de Dragonera (Mallorca, Islas Baleares). En este islote, la precipitación anual media es de 350 mm, las altitudes abarcan desde 0 a 98 m s.n.m., con un desnivel muy pronunciado (pendiente media = 30°, rango = 0-85°), la litología es calcárea y predomina la erosión cárstica. Los suelos son esqueléticos, concentrados en pequeñas manchas y bolsas situadas entre las grietas. La vegetación es casi exclusivamente arbustiva, con presencia de algunas herbáceas, dominada por *Pistacia lentiscus*, *Ephedra fragilis*, *Olea europea*, *Phillyrea angustifolia* y *Cneorum tricoccon*.

Resultados

1. Análisis de la dispersión de *E. fragilis* por *P. lilfordii* y otros potenciales dispersores

1.1. Polinización de efedra por lagartija balear e insectos

La manipulación experimental de acceso de las flores de efedra a diferentes vectores de polinización se realizó mediante el marcaje de ramas control (no manipuladas) y el

embolsado de ramas con diferentes materiales (tul, tela de nylon) que impiden, respectivamente, el acceso a los polinizadores animales (insectos + lagartijas) y la llegada de polen transportado por viento. Los tratamientos se anidaron en diferentes ramas de cada uno de los 30 individuos seleccionados. El registro previo del número de flores por rama, y el seguimiento posterior del número de frutos cuajados y maduros, permitió estimar el éxito reproductivo asociado a cada uno de los tratamientos. Además, se recolectaron 30 semillas por individuo y tratamiento, que han sido puestas a germinar en condiciones controladas (sombreadero con riego automático del IMEDEA en Esporles) para evaluar el efecto de los mencionados tratamientos de exclusión sobre la germinabilidad y tasa germinativa de las semillas.

El cuajado de frutos disminuyó ligeramente al excluir los polinizadores y considerablemente al excluir el transporte por viento (control: 32 ± 6 %, anemogamia: 25 ± 2 %; autogamia espontánea: 13 ± 2 %; media \pm error estándar). En cuanto a los efectos espaciales, el cuajado de frutos (proporción de flores que produjeron frutos cuajados) disminuyó al pasar de la zona media (29 ± 4 %) a la zona superior de la ladera (18 ± 1 %), pero este efecto se vio compensado por el aumento en el peso de las semillas en dicha parte superior (12 ± 1 mg vs. 9 ± 1 mg en la zona media). El efecto de los tratamientos (incluyendo el efecto indirecto, mediado por la influencia del tamaño de las semillas) sobre la germinación está siendo evaluado actualmente.

1.2. Remoción de frutos por lagartijas y aves

La contribución relativa de ambos grupos de dispersores a la remoción de frutos de efedra se evaluó mediante la exclusión de su acceso a individuos enteros de efedra, que o bien se recubrieron con malla para aves (exclusión de aves), o se dotaron de embudos de plástico en la base (que impiden el acceso de las lagartijas a sus ramas), o se marcaron como plantas control (no manipuladas). En cada uno de los individuos de efedra, se contó semanalmente el número de frutos en tres ramas marcadas, con objeto de estimar las tasas de remoción. Los resultados del experimento de exclusión indican que tanto la lagartija balear como las aves tienen importancia comparable como dispersores de efedra en Dragonera, de forma que la exclusión de uno de ellos en presencia del otro no resulta en un descenso significativo de las tasas de remoción de frutos (Fig.1)

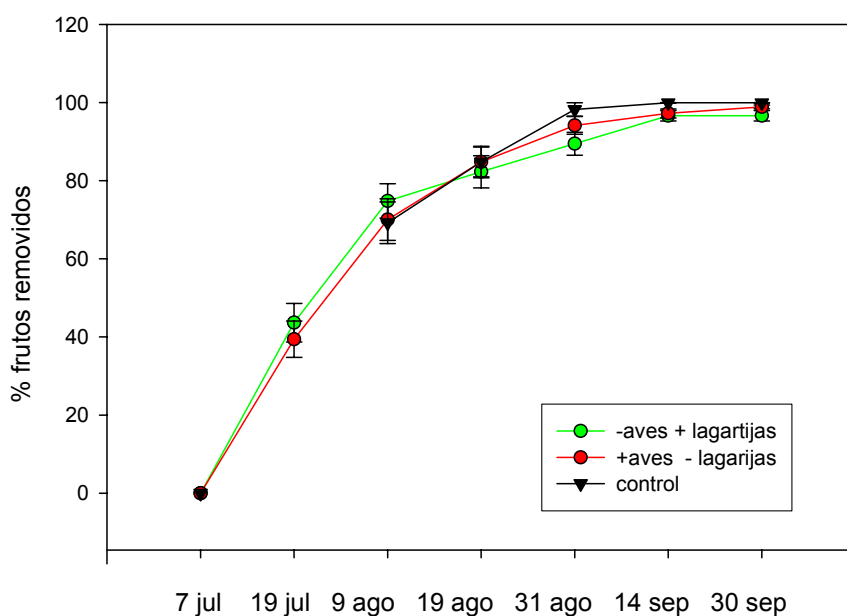


Figura 1: Remoción de frutos en los diferentes tratamientos de exclusión establecidos en el P.N de sa Dragonera. Verde: remoción solo por lagartija. Rojo: remoción solo por aves. Negro: remoción por aves y lagartijas.

Aunque la remoción es frutos por lagartija balear y aves es comparable, su contribución a la dispersión local es probablemente diferente. La dispersión por aves resulta de la contribución conjunta de las gaviotas (principalmente la gaviota patiamarilla) y, en menor medida, varios pequeños passeriformes (principalmente, la curruca balear). La gaviota patiamarilla es probablemente el principal vector de dispersión a larga distancia, pero su importancia a nivel de dispersión local es probablemente escasa. En cuanto a los pequeños passeriformes, su tendencia a defecar las semillas bajo los arbustos los convierte en dispersores subóptimos, mientras que el uso preferencial de microambientes descubiertos por parte de la lagartija balear asegura la deposición de las semillas en dichos microambientes, óptimos para la germinación de las semillas de efedra (ver debajo).

1.3. Efecto del paso por el tracto digestivo y el microambiente de la lagartija balear en la germinación de semillas de efedra

El efecto de estos dos factores sobre la germinación de las semillas de efedra se evaluó mediante su plantación y seguimiento en la zona de estudio, protegidas por una malla metálica clavada al suelo que servía además para marcar a posición de cada semilla individual. El experimento se replicó en 30 localizaciones distintas; en cada localización espacial, se seleccionaron puntos de siembra en cada uno de los tres microambientes (bajo efedra, bajo lentisco y en claro), plantando en cada uno 20 semillas defecadas por lagartija y 10 semillas control. Tanto el paso por el tracto digestivo de la lagartija (tratamiento: $P < 0,007$), como la deposición de las semillas en claros (micrositio: $P < 0,001$) demostraron tener efectos positivos aditivos (interacción no significativa) sobre la germinación de las semillas de efedra.

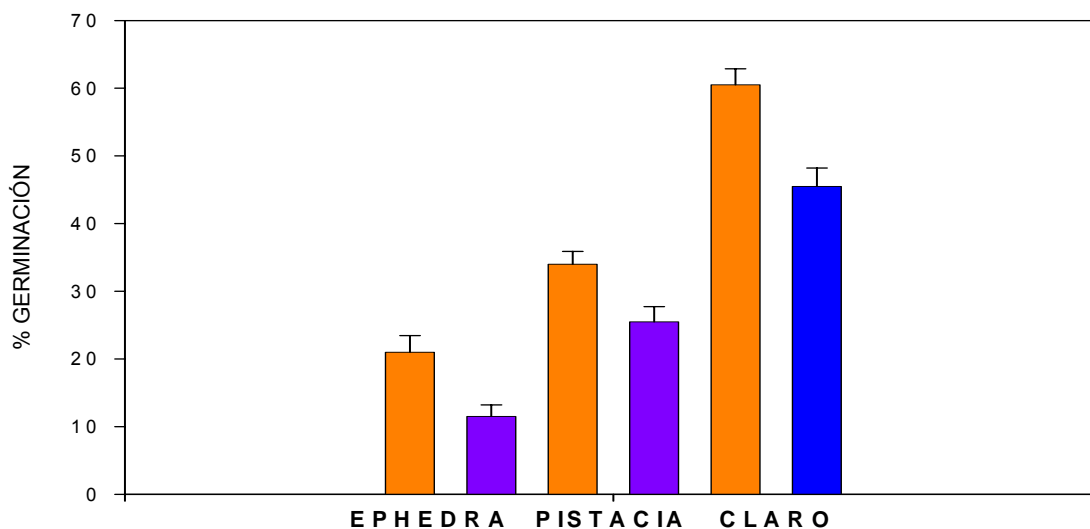


Figura 2: Germinación de semillas de efedra defecadas por lagartija (naranja) y control (no ingeridas; azul) en diferentes micrositios (bajo efedra, bajo lentisco y en claro) del P.N de sa Dragonera.

1.4. Depredación de semillas (por roedores)

El efecto de la depredación de semillas por roedores se evaluó al final del período de fructificación de la efedra (8-agosto-2007). Para ello, se seleccionaron en la zona de

estudio (población de efedra junto al Cap de Tramuntana) 20 individuos situados a una distancia mínima de 10 m, y se colocaron en su entorno inmediato 6 bandejas con 10 semillas, correspondientes a la combinación factorial de 3 microambientes (bajo la planta madre, bajo matorral de otra especie y en claro) y 2 tratamientos (control vs. exclusión de aves granívoras). Las bandejas se construyeron con malla flexible de plástico de color verde, de 2 mm de luz. Las bandejas del tratamiento control se ofertaron abiertas para posibilitar la depredación por parte de todos animales granívoros presentes, mientras que en el tratamiento de exclusión se evitaba la depredación por aves granívoras recubriéndolas con un túnel de malla metálica. La comparación de estos dos tratamientos indica la contribución relativa de los roedores exóticos (rata y ratones) a la depredación de semillas por toda la comunidad de granívoros (aunque no podemos excluir la contribución de las hormigas a estas tasas de depredación, el gran tamaño de las semillas de esta especie nos permite asumir que ésta es de escasa importancia). La revisión mensual de la cantidad de semillas presentes en las diferentes bandejas proporciona datos de supervivencia a la depredación en los diferentes ambientes y tratamientos.

El seguimiento de las bandejas de oferta de semillas reveló la existencia de elevados niveles de depredación en todos los microambientes: la práctica totalidad de las semillas habían sido consumidas en las bandejas control (depredación por aves y roedores), y alrededor del 80% de las semillas habían sido consumida en la exclusión de aves (depredación por roedores). El análisis de los datos de consumo de semillas indica que, si bien existe una diferencia significativa entre ambos tratamientos ($F(1,10)=20,8$, $P<0,001$), la exclusión de las aves granívoras apenas reduce la depredación de semillas (Fig.3). Esto es, en ausencia de depredadores nativos, los roedores exóticos pueden causar elevadas pérdidas sobre el stock de semillas de estas dos especies nativas. Además, aunque la exclusión de las aves granívoras apenas redujo la tasa de depredación de semillas (como mencionamos anteriormente), prolongó entre 7 y 15 días el tiempo que éstas tardaron en ser depredadas (Fig.4).

Para nuestra sorpresa, las tasas de consumo no variaron entre microambientes para ninguno de los dos tratamientos (microambiente: $F(2,20)=0,055$, $P=0,95$; interacción microambiente*tratamiento: $F(2,20)=0,43$, $P=0,66$). Es habitual encontrar mayores tasas de consumo en ambientes protegidos (bajo arbustos), compensadas a veces por mayores tasas de consumo por aves en ambientes abiertos. La ausencia de este tipo de efectos en el área de estudio enfatiza la impresión de que nos encontramos con elevadas tasas de depredación, probablemente relacionadas con elevadas abundancias de roedores, que por tanto explotan de forma comparable todos los microambientes disponibles.

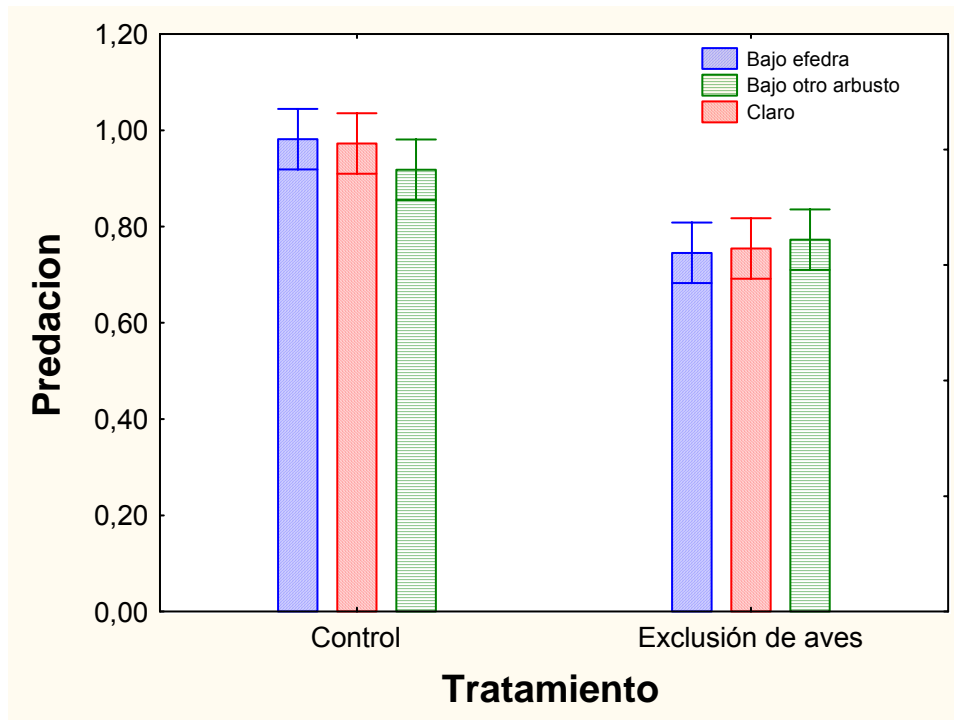


Figura 3: Efecto del microhábitat y el tratamiento (control vs. exclusión de aves granívoras) sobre la tasa de depredación de semillas de *Ephedra fragilis*.

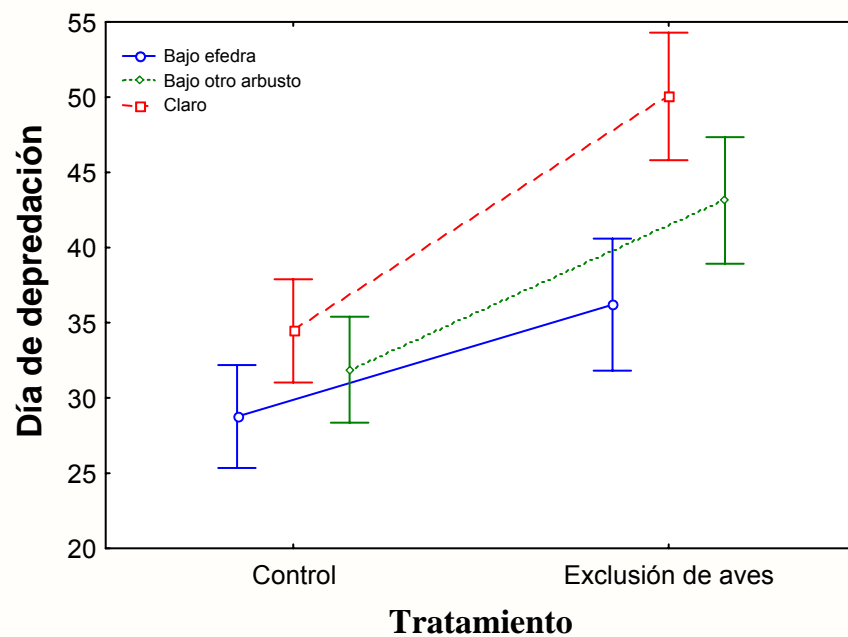


Figura 4: Efecto del microhábitat y el tratamiento (control vs. exclusión de aves granívoras) sobre el tiempo de supervivencia de semillas de *Ephedra fragilis* depredadas por aves y/o roedores

1.5. Dispersión de semillas de efedra por lagartijas: patrones de movimiento

Durante el pico de fructificación de efedra (julio 2007), se realizó el seguimiento por telemetría de diez individuos de cada subpoblación, con objeto de determinar tanto las características de su dominio vital como sus patrones de movimiento y actividad, de

identifica la existencia de potenciales eventos migratorios entre ambas subpoblaciones, y de estimar las sombras de semillas de efedra (combinándolos con datos de tiempo de retención y tasas de consumo de frutos, ver debajo). Para ello, equipamos (en el momento de la captura) a 10 machos adultos con emisores de 0.32 g de peso de la casa Biotrack y, a partir del momento de captura y, tras liberarlos, determinamos su posición en intervalos de 1 hora durante los 7 días siguientes (hasta la extinción de las baterías del emisor), a partir de la triangulación de los ángulos recibidos con tres receptores (2 receptores Telonics y 1 receptor Televilt). Los datos obtenidos están siendo procesados, por lo que no podemos adelantar resultados.

Un mes antes de realizar el radioseguimiento descrito, se realizó una campaña para determinar el error en la lectura de la posición de los emisores y elegir la localización óptima de las 3 receptores, en cada una de las áreas de estudio. En cada subpoblación, se distribuyeron los 20 emisores por toda el área estimada de potencial dispersión de las lagartijas y tres observadores independientes determinaron sus posiciones desde 6 puntos de recepción diferentes. Las posiciones de emisores y receptores se georeferenciaron mediante un GPS diferencial (Topcon GMS2). La combinación de 3 puntos que minimizó en error en la estima de la posición de todos los emisores se utilizó para la campaña de telemetría subsiguiente.

El análisis de los datos de telemetría confirman que la lagartija balear puede realizar movimientos sorprendentemente rápidos y largos (hasta 100 m diarios), sobre todo considerando la elevada abundancia poblacional existente en el islote de Sa Dragonera. Sin embargo, estos movimientos están limitados por el tamaño del área de campeo, de manera que la distancia máxima al centro de dicho área se satura rápidamente en las primeras 24 horas. Estos datos, combinados con los largos tiempos de retención de las semillas de efedra ingeridas por lagartija (determinados en un trabajo anterior; Rodríguez-Pérez et al. en prep.), indican que las sombras de dispersión de semillas están condicionadas principalmente por los patrones de uso del área de campeo por las lagartijas, y no por su velocidad de desplazamiento o los tiempos de retención de las semillas ingeridas (Fig.5).

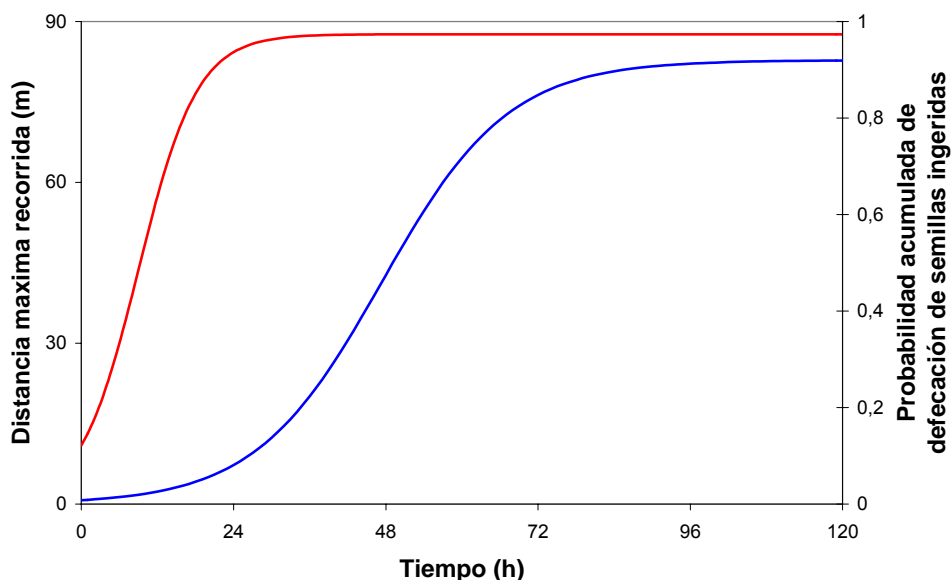


Figura 5: Distancia máxima recorrida por los individuos de lagartija balear seguidos mediante telemetría, comparada con la probabilidad acumulada de defecación de semillas de efedra a partir del momento de su ingestión. La distancia máxima recorrida se satura antes de que las lagartijas lleguen a defecar la mayoría de las semillas ingeridas.

2. Efecto de la disponibilidad de frutos de *Ephedra* sobre la abundancia y parámetros demográficos básicos de la lagartija balear

Los datos recogidos en agosto de 2006 indicaron que el método utilizado proporciona estimas muy robustas de la abundancia de lagartija, ya que se obtuvo una elevada repetibilidad entre días sucesivos de recaptura. El uso de sesiones cortas permite además utilizar modelos de poblaciones cerradas (asunción que se viola de forma creciente al aumentar el número de días de recaptura) y minimiza el riesgo de campañas truncadas por condiciones climatológicas adversas. Por este motivo, programamos cinco campañas de CMR de dos días en cada una de las dos subpoblaciones. Además, con el fin de confirmar la adecuación de esta decisión (de utilizar campañas de CMR de tan solo dos días), realizamos campañas de tres días en julio y noviembre de 2007. Los resultados confirman la elevada repetibilidad de las estimas de abundancia entre los días 1-2 y 2-3, aunque dicha repetibilidad disminuye cuando la capturabilidad es baja. Basándonos en estos datos, nuestro protocolo futuro de CMR incluirá sesiones de dos días, que se extenderán a 3 o más días cuando la capturabilidad sea baja (<10%).

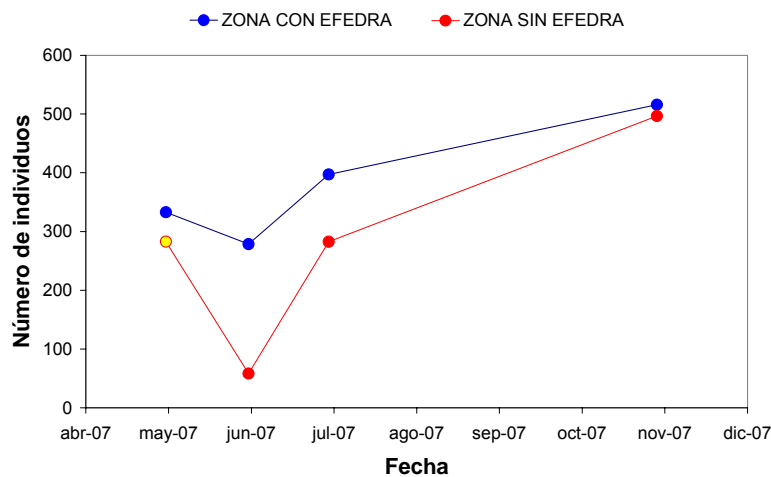


Figura 6: Abundancia de *Podarcis lilfordi* en las retículas de captura-marcaje-recaptura, situadas en el centro (“zona con efedra”) y la periferia (“zona sin efedra”) de la población de *Ehedra fragilis* del Cap de Tramuntana, islote de Sa Dragonera. El punto marcado en amarillo no pudo ser estimado a partir de la proporción de recapturas, por lo que se proporciona una estima basada en el número de capturas del primer día de campaña, que ha de ser considerada con la necesaria cautela.

Durante 2007, obtuvimos estimas de abundancia de lagartija balear en dos zonas de estudio adyacentes situadas en el área de estudio junto al Cap de Tramontana, respectivamente en el centro (“zona con efedra”) y la periferia (“zona sin efedra”) de la población local de *Ephedra fragilis*. Los datos recogidos hasta la fecha indican la existencia de una menor abundancia de lagartija en la zona sin efedra. Las diferencias entre ambas zonas son particularmente pronunciadas al principio del verano (junio 2007), y disminuyen hacia el otoño (noviembre 2007). También parecen ser menores antes del verano (mayo de 2007), aunque el escaso número de recapturas en la zona sin efedra impidió obtener una estima de la abundancia, y a estima presentada está basada en la correlación entre el número de capturas en el día 1 y dicha abundancia (obtenida a partir de los datos de las otras campañas). Aunque las diferencias coinciden con el ciclo de fructificación de la efedra (siendo máximas en el período de máxima disponibilidad de frutos), es necesario un período de observaciones más prolongado para aventurar hipótesis sobre los factores que las regulan.

La estima de descriptores básicos de las poblaciones de estudio de lagartija balear se realizó a partir de los datos obtenidos durante los muestreos de captura-marcaje-recaptura en las dos áreas de estudio descritas en el apartado anterior. La ausencia de un método adecuado para el marcaje individualizado y permanente de esta especie nos obligó a tomar tan solo datos de la estructura de tamaños (longitud cabeza-cloaca), proporción de sexos y condición física (estimada a partir del peso) de las dos subpoblaciones estudiadas. Los datos recogidos hasta la fecha indican la existencia de diferencias notables de tamaño y peso entre machos y hembras, y entre los individuos de las dos subpoblaciones de estudio. Tanto la longitud cola-cloaca como el peso son considerablemente mayores para los machos que para las hembras. La longitud difiere para las hembras de las dos subpoblaciones, pero no para los machos; mientras que el peso difiere entre subpoblaciones, tanto en hembras como en machos. Estos datos, que deberán ser confirmados con una serie temporal más larga, sugieren que la disponibilidad de frutos de efedra durante el verano podría tener un efecto no solo sobre la abundancia local de lagartija balear, sino sobre su tamaño y condición física.

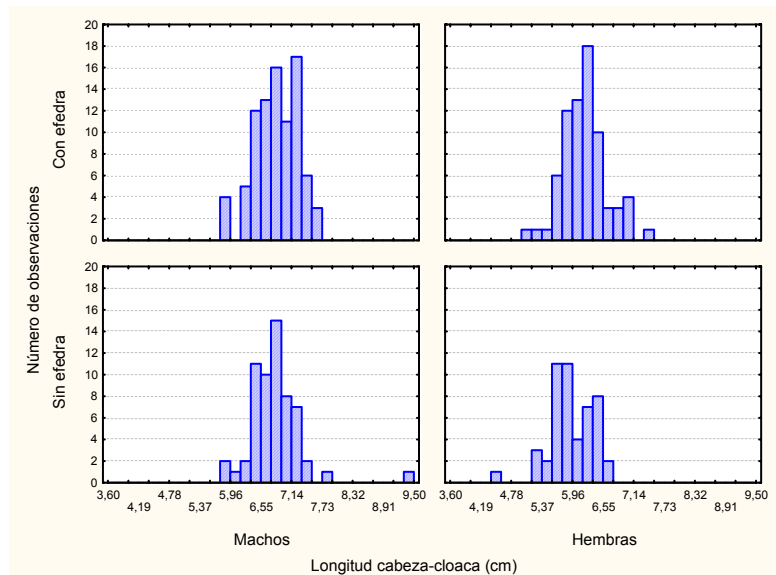


Figura 7: Distribución de tamaños de los individuos capturados en las dos localidades de estudio en noviembre de 2007. Nótese el mayor tamaño de los machos en ambas zonas, y el descenso en el tamaño de las hembras en la zona sin efedra.

3. Efecto de la cobertura de *E. fragilis* y otros arbustos sobre el funcionamiento del ecosistema: resistencia a la erosión.

Para evaluar el efecto de la cobertura de *E. fragilis* y otros arbustos sobre un servicio brindado por los ecosistemas costeros, la resistencia a la erosión, elaboramos un modelo a pequeña escala (1 m de resolución) de la susceptibilidad a la erosión del área de estudio en el parque natural de Sa Dragonera. El modelo se basó en una implementación local del modelo RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), basada en un mapa de cobertura del suelo estimado a partir de fotografía aérea y observaciones de campo espacialmente explícitas, y se utilizó para realizar un mapa de erosión potencial y estimar el papel de la vegetación costera en el control de la erosión en la zona litoral. Los resultados del modelo indicaron que la vegetación es el factor de mayor importancia, siendo responsable de una reducción de dos órdenes de magnitud en la tasa de erosión promediada para la zona de estudio.

La evaluación de la erosión mediante mediciones directas en el campo es complicada y costosa, lo que hace que estos estudios sean poco frecuentes. En los últimos años se han desarrollado diversas técnicas y modelos que permiten obtener datos de erosión por métodos indirectos, como el método del ^{137}Cs y los modelos WEPP (Water Erosion Prediction Project), USPED (Unit Stream Power Erosion Deposition Model) y RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). El modelo RUSLE, el más utilizado en la actualidad, ha evolucionado a partir de una versión más sencilla (USLE) y se ha extendido desde un ámbito de uso puramente agrícola a usarse en todo tipo de paisajes (arbustivos, forestales, montañosos, etc.). Es un modelo empírico que integra los cinco principales factores que influyen sobre la erosión del suelo: pluviosidad, tipo de suelo, cobertura vegetal, pendiente y área de contribución hídrica. Además, permite incorporar el efecto de las medidas de conservación del suelo como un factor añadido. Estos seis factores son asequibles, ya que su obtención y localización en el espacio son relativamente sencillas.

Para implementar el modelo RUSLE en nuestra zona de estudio, con objeto de realizar un mapa de erosión potencial, utilizamos datos obtenidos mediante teledetección y medidos directamente en el campo. Las complejidades del terreno de estudio (un paisaje cárstico con pendientes prolongadas y suelos esqueléticos), que hacen extremadamente difícil la medida de tasas de erosión para calibrar y validar el modelo, nos hicieron optar por realizar un mapa de diferenciales de erosión potencial. Este mapa puede interpretarse como un mapa de probabilidad de erosión o como un mapa de riesgo, relativamente independiente de la magnitud exacta de las tasas medias de erosión.

Las proporciones de cobertura vegetal y de suelo se estimaron mediante el análisis de fotografías aéreas de la zona de estudio, utilizando una clasificación supervisada con cuatro categorías (roca desnuda, suelo, matorral de efedra y matorral dominado por lentisco) basada en polígonos de verdad-campo georeferenciados con un GPS diferencial Topcon®, de precisión submétrica (RMSE = 0.1 m horizontales y 0.2 m verticales).

Clase	% puntos	% mapa
Roca	27	46.1
Suelo	30	38.0
Ephedra	19	12.2
Pistacia	20	3.0

Tabla 1: Proporciones de cobertura vegetal, de suelo y de roca en el área de estudio.

Además, realizamos un muestreo regular (retícula de 85 puntos, con 15 metros de luz de malla) en el que se midieron, de forma espacialmente explícita, las siguientes variables:

- Especie dominante y altura del matorral. Se registró la media de 3 medidas, situadas en el punto de medición, medio metro pendiente arriba y medio metro pendiente abajo.
- Porcentaje de cobertura de roca, suelo y vegetación herbácea. Se realizaron dos muestreos por punto. En el primero, se registró la presencia de cada una de estas categorías en una retícula de 0.25x0.25 m con una luz de malla de 5 cm. En el segundo, se realizó el mismo procedimiento en una retícula de 0.5x0.5 m con una luz de malla de 12.5 cm.
- Pendiente. Se registró la media de 3 mediciones de desnivel en la dirección de la máxima pendiente, situadas en el punto de muestro y 0.5 m hacia cada uno de los dos lados en la dirección ortogonal a la máxima pendiente.

- Profundidad del suelo, en cm.

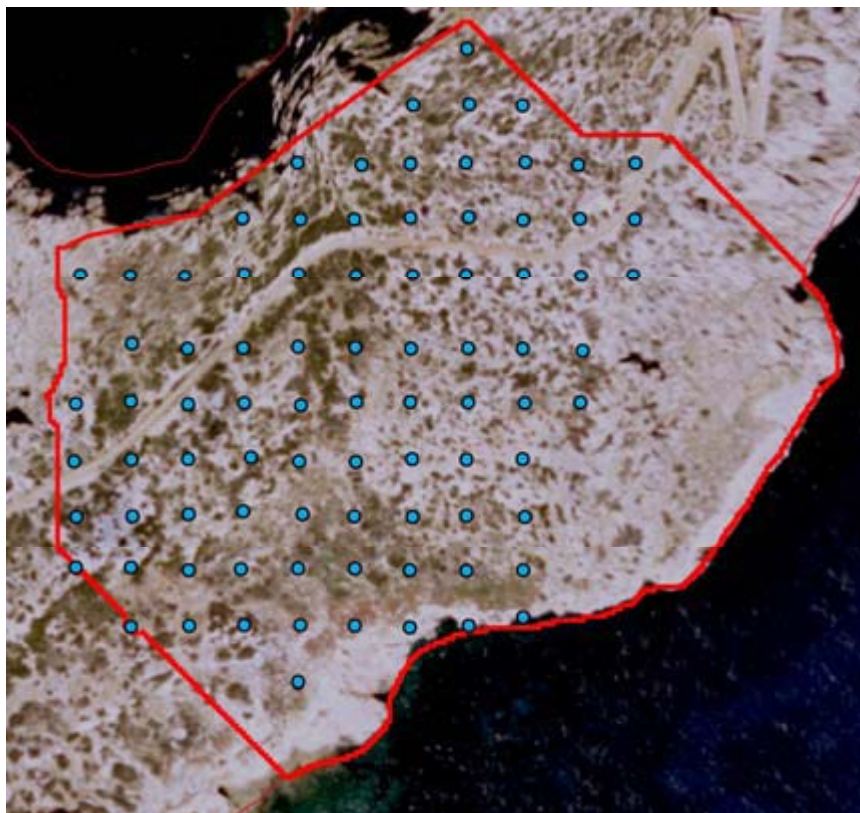


Figura 8: Retícula de muestreo

La ecuación RUSLE se basa en la multiplicación de seis factores (Renard et al 1997):

$$A = R * K * C * L * S * P$$

Donde A es la tasa de pérdida de suelo media debido a erosión por agua ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$), R es el factor de erosividad por precipitación y escorrentía ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ año^{-1}$), K es el factor de erosividad del suelo ($t\ ha\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$), C es el factor de de cubierta vegetal y usos del suelo (sin dimensiones, entre 0 y 1), L es el factor topográfico de área de contribución hídrica (sin dimensiones), S es el factor topográfico de pendiente (sin dimensiones) y P es el factor de prácticas de protección contra la erosión (sin dimensiones).

El factor de pluviosidad se obtuvo a partir de la precipitación anual media (Pa , en mm), mediante la fórmula $R = -0.0334*Pa + 0.006661*Pa^2$ (Renard et al 1997), resultando en un valor de $R=804.2$. Para la obtención del factor edafológico generalmente se recurre a una ecuación basada en las características texturales de los distintos suelos (Wischmeier and Smith 1978). En este estudio, dado que el suelo se distribuye en manchas dispersas (lo que hace muy difícil la realización de un mapa de suelos), se asignó un valor $K = 0.4$, correspondiente al de una textura franco-arenosa para toda la zona de estudio.

Para obtener el factor C en superficies forestales y agrícolas, es habitual la utilización de la ecuación $C = 1 - Fc*exp(-0.03048*H)$, donde Fc es la fracción de la superficie cubierta por vegetación y H la distancia que recorren las gotas de agua tras golpear la vegetación (Renard et al 1997). Con el fin de aplicar esta ecuación, se procedió a la clasificación de la vegetación a partir de fotografía aérea y de observaciones de campo en las que se midieron los porcentajes de cobertura y la altura de matorral. Para

aplicar la ecuación, se utilizaron las alturas medias de las dos especies de matorral dominante, efedra y lentisco (69,7 y 53,8 cm, respectivamente). Para las clases "Suelo" y "Roca" se asignaron valores de $C = 1$

Los factores topográficos se estimaron a partir de modelos digitales de elevación (MDE) obtenidos mediante dos interpolaciones sucesivas (una interpolación utilizando el método ANUDEM para producir MDEs hidrológicamente correctos, y una segunda interpolación para reducir el artefacto que se produce en la interpolación desde curvas de nivel; Hutchinson 1996) de las curvas de nivel de 5 m de desnivel a escala 1:5000. Dichos MDEs se utilizaron para producir mapas de pendientes y de áreas de contribución hídrica mediante un algoritmo de direcciones infinitas que simula el flujo disperso del agua sobre la superficie (Tarboton 1997). A partir de estas capas ráster se extrajeron los factores mediante las siguientes ecuaciones (Moore and Burch 1986 a, 1986 b):

$$LS = L * S * 1.4$$

$$L = (Fa * Cs / 22,13)^m$$

$$S = 10 * \text{seno } \theta + 0,03 \text{ si pendiente} < 9\% \text{ y } S = 16.8 * \text{seno } \theta - 0.05 \text{ si pendiente} \geq 9\%$$

Donde Fa es el área de contribución hídrica, Cs es el tamaño de píxel, m es una función tabulada del grado de la pendiente y θ es el ángulo de la pendiente.

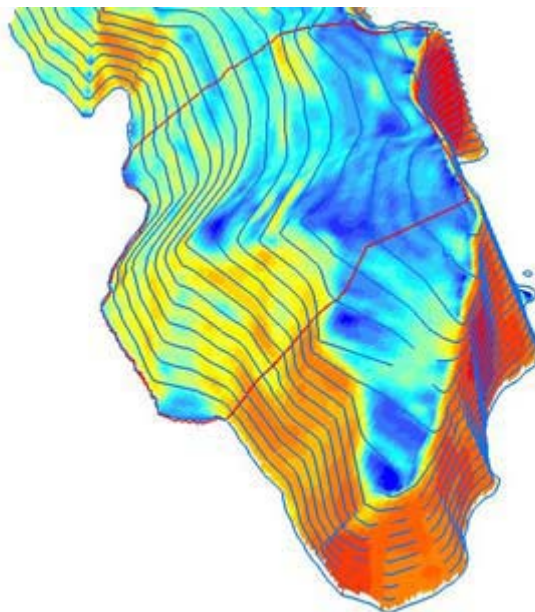


Figura 9: Levantamiento 3D de la zona de estudio. La coloración indica el grado de pendiente (mínimo en azul oscuro, máximo en rojo).

Para el factor S , de pendiente, utilizamos la ecuación de Mitsova (1996), ya que se adapta mejor que las de Morgan (1996) y Nearing (1997) a las pronunciadas pendientes del área de estudio. El factor P no se incluyó en el modelo puesto que no existía ninguna medida de protección en el área de estudio.

Para cada factor se realizaron mapas continuos a partir de los MDEs y se analizaron los resultados para distintas resoluciones de interpolación: 1, 5 y 15 m. Los datos de elevación disponible, curvas de nivel de 5 m a escala 1:5000 pueden no resultar

suficientes para realizar un Modelo de Elevación Digital detallado. La interpolación de las curvas a 1 m es factible, pero aunque produce una morfología del terreno y unas simulaciones de flujo superficial más realistas, puede generar una variabilidad local inexistente en la realidad y exagerar los valores. Las interpolaciones a 5 o a 15 metros suavizan los contornos del relieve y marcan más la tendencia del terreno.

Una vez obtenido mapas ráster de cada uno de los factores, se multiplicaron todos para obtener valores estimados de tasas de erosión media para cada píxel. Estos valores se agruparon en 5 categorías de riesgo de erosión: Muy bajo, Bajo, Moderado, Alto y Extremo. Para la delimitación de los rangos de cada clase de riesgo, se siguió el método establecido por Zachar (1982), modificándolo de manera que el factor que determina el nivel de riesgo es la pendiente.

	MDE 1m	MDE 5m	MDE 15m
Min	2	9	25
Max	88271	49835	3124
Media	6910	6885	7189
Desv,Estándar	7865	6669	6082

Tabla 2: Tasas de erosión potencial (en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) para distintas resoluciones del MDE,

Se puede apreciar que, si bien la tasa media varía muy poco al variar la resolución del MDE, el rango de valores extremos y la desviación estándar son mucho menores cuanto menor es ésta. En los mapas de riesgo de erosión, la variación causa por los cambios en dicha resolución se aprecia únicamente en las categorías mayores de riesgo (muy alto o extremo; Figura 5). Por ello, decidimos tomar una postura conservadora y utilizar la interpolación a 5 m en el análisis de dichos resultados.

Los valores de erosión medios obtenidos son de aprox. $6900\ t\ ha^{-1}\ año^{-1}$, equivalentes a $690\ kg\ m^{-2}\ año^{-1}$, un dato claramente exagerado. Es importante enfatizar que estos mapas reflejan la erosión potencial, la que habría si hubiera suelo y se dieran las condiciones estimadas para el punto. En la realidad, la práctica totalidad de los puntos con riesgo alto de erosión (donde la pendiente es elevada, no hay vegetación y el agua discurre libremente cuando llueve) carecen ya de suelo. Por ello, no es inabituado que en zonas con elevada erosión las tasas estimadas por el modelo sean sobreestimadas: por ejemplo, un estudio completo realizado en el Mediterráneo oriental determinó que las tasas de erosión estimadas por el modelo RUSLE eran un 300% mayores que las medidas en campo, aunque calibrando cada factor se consiguió reducir este error al 14% (Abu Hammad 2005). Por ello, la mayoría de estudios similares a este eluden utilizar o interpretar las tasas de erosión de forma absoluta, y se centran en interpretar los resultados en forma de mapas de riesgo de erosión, que reflejan la distribución espacial de los diferenciales de erosión agrupados en clases de riesgo.

	Tasa	Variación(%)
Tasa mínima	8,6	
C max	304,2	5376
L max	144,1	2546
S max	62,4	1104

Tabla 3: Sensibilidad del modelo a los diferentes factores.

Para analizar la sensibilidad del modelo a sus distintos factores, se calculó cuanto variaba la tasa de erosión calculada con el valor mínimo en todos los factores cuando aumentábamos al máximo uno de los factores variables. Tal y como se aprecia en la

tabla, el factor que más hace variar el resultado del modelo es el factor C: la ausencia de cobertura vegetal puede multiplicar la tasa de erosión potencial a un valor 53 veces superior. El segundo factor al que el modelo es más sensible es el factor L, seguido del factor S (la sensibilidad a los factores R y K no se ha estimado en este estudio, ya que se introdujeron como constantes sin variación espacial). Los resultados parecen indicar que la cubierta vegetal es determinante para el control de la erosión.

Se estudiaron las tasas de erosión para cada una de las clases del mapa de cobertura del suelo, los resultados quedan reflejados en la siguiente tabla: Se puede apreciar como en las zonas donde hay matorral la tasa estimada es unas 100 veces menor. La clase "efedra" muestra una tasa algo mayor, lo que podría indicar que esta especie ocupa localmente micrositios más expuestos o degradados, donde la erosión tiende a ser mayor, incluso contando con la reducción causada por la cubierta de matorral.

Clase	Min	Max	Media	Desviación típica
Roca	1331	31239	8664	5151
Suelo	1331	31239	8125	6310
Pistacia	26	583	82	67
Ephedra	25	583	126	98

Tabla 4: Tasas de erosión para las diferentes clases del mapa de cobertura del suelo,

Finalmente, hay que tener en cuenta que la litología cárstica implica la presencia de numerosas grietas en las que el agua superficial se infiltra, de manera que gran parte del flujo no llega al final de la pendiente y por lo tanto no produce erosión. Es aquí donde se hace evidente que un modelo es una simplificación de una realidad compleja y que sus resultados han de interpretarse con conciencia de ello.

Conclusiones

Los resultados de este proyecto demuestran la estrecha dependencia entre los dos miembros del mutualismo dispersivo estudiado, la lagartija balear y la efedra, y la importancia que este mutualismo puede tener para ciertos servicios prestados por los ecosistemas costeros, como el control de la erosión.

En primer lugar, la lagartija balear, si bien no es responsable en exclusiva de la remoción de frutos de la población de efedra estudiada, dispersa sus semillas a micrositios favorables para la germinación y, al ingerir y defecar éstas, facilita su germinación. Además, el tamaño relativamente grande de sus áreas de campeo y sus movimientos relativamente rápidos aseguran la dispersión de las semillas de cualquier individuo de efedra a la totalidad de la población de estudio. Por otro lado, nuestros datos sugieren que la disponibilidad de frutos de efedra durante el verano podría tener consecuencias sobre la abundancia y demografía local de la lagartija balear. Esta interrelación, aun pendiente de confirmación con series de datos más extensas, es de gran importancia porque la existencia de ciclo de retroalimentación positivo entre la abundancia de ambas especies haría este mutualismo particularmente sensible a las perturbaciones - y, por tanto, a su disrupción por acción antrópica.

En segundo lugar, la presencia de matorral costero en general, y de efedra en particular en las zonas más expuestas o degradadas, tiene un considerable impacto sobre el riesgo de erosión en la franja costera de la localidad de estudio. El modelo de erosión implementado para esta localidad indica que la presencia de matorral costero es el factor que más reduce esta la tasa de erosión potencial, y que la efedra está

presente en aquellos microambientes donde el riesgo de erosión es más elevado. La deposición preferente de sus semillas por la lagartija en microsítios abiertos (donde muestran un mayor reclutamiento) probablemente facilita la colonización de estos microambientes, por lo que predécimos que tanto la presencia de efedra como su dispersión por la lagartija balear contribuyen de forma clave a la mitigación de la pérdida de suelo en unos ambientes que, por su elevada pendiente y exposición, son particularmente sensibles a los procesos erosivos.

Recomendaciones de futuro

La evidencia aportada por este estudio enfatiza la importancia del mantenimiento de las interrelaciones mutualistas para el mantenimiento de los servicios aportados por los ecosistemas insulares, y representan un importante primer paso para su adecuada conservación y gestión. En los ambientes costeros mediterráneos, con regímenes de precipitaciones irregulares, pendientes abruptas y escasa cobertura forestal, los procesos erosivos tienen un elevado impacto sobre los sistemas terrestres y acuáticos, por lo que su control por la vegetación arbustiva representa un servicio de gran importancia. El conocimiento de qué factores determinan el reclutamiento de dicha vegetación permitirá optimizar tanto la gestión de las zonas que aún mantienen dicha cubierta, como las técnicas de recuperación de aquellas que la han perdido.

Para avanzar en esa dirección, sería importante tanto profundizar el conocimiento de los procesos abordados por este estudio, como generalizarlo (extendiendo su estudio a otros servicios y otras localidades). Profundizar este estudio requiere, en primer lugar, acometer la difícil labor de obtener estimas empíricas precisas de las tasas de erosión en unos ambientes en los que la aplicación de las técnicas tradicionales es un verdadero reto, debido a la litología cárstica y la heterogeneidad de los suelos. Y, en segundo lugar, integrar los datos ecológicos obtenidos mediante modelos espacialmente explícitos (p.ej. Santamaría et al. 2007) cuyos resultados (en términos de cobertura local de vegetación) puedan servir de entrada a los modelos de riesgo de erosión. Para generalizarlo, las dos vías más prometedoras son la inclusión de otras variables clave para funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos, como el ciclado de nutrientes y el metabolismo del suelo, y la realización de estimas comparativas utilizando series de localidades que representen gradientes de degradación de dicho matorral y/o de disrupción del mutualismo que lo soporta.

Referencias

- Hammad, Ahmad Hammad Y. Abu; Lundekvam, Helge; Børresen, Trond. 2005. Adaptation of RUSLE in the Eastern Part of the Mediterranean Region. *Environmental Management* 34(6): 829-841. ISSN 0364-152X.
- Hutchinson, M.F. 1989. A new method for gridding elevation and stream line data with automatic removal of pits. *Journal of Hydrology*, 106, pp.211-232,
- Maestre F.T., Cortina J. 2004. Insights into Ecosystem Composition and Function in a Sequence of Degraded Semiarid Steppes. *Restoration Ecology* 12: 494–502.
- Mitasova, H. et al. 1996. GIS tools for erosion/deposition modelling and multidimensional visualization. Part III: Process based erosion simulation. *Geographic Modelling and Systems Laboratory, University of Illinois*. 20 pp.
- Moore, I.D. & Burch, G. 1986 Physical Basis of the Length-Slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal* 50, pp. 1294-1298.
- Moore, I.D. & Burch, G. 1986. Modelling erosion and deposition: topographic effects. *Transactions of ASAE*, 29 (6), pp. 1624-1630, 1640.
- Morgan, R.P.C., 1995. *Soil Erosion and Conservation*. Addison-Wesley Longman, Edinburgh.
- Nearing, M.A., 1997. A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 917-919.

- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K, & Yoder, D.C. 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Dept. of Agriculture, Agric. Handbook No. 703, 404 pp.
- Santamaría, L., Rodríguez-Pérez, J., Larrinaga, A.R., Pías, B. (2007) Predicting spatial patterns of plant recruitment using animal-dispersal kernels. PLoS ONE 2: e1008. doi: 10.1371/journal.pone.0001008.
- Tarboton, D.G. 1997. A new method for the determination of flow directions and contributing areas in grid digital elevation models. Water Resources Research, 33: 309-319.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. U.S. Dept. of Agriculture, Agric. Handbook No. 537, 58 pp.
- Zachar, D. 1982: Soil erosion, Elsevier, Amsterdam, 548 pp.