

Modelo de evaluación de la efectividad, continuidad y conectividad del sistema de áreas protegidas costeras mediante el análisis de su flora y vegetación

Ángel Enrique Salvo Tierra¹, Jaime Pereña Ortiz², Álvaro Cortes-Molino³, David Rodríguez Rodríguez⁴, Javier Martínez-Vega⁵

Resumen. Los ecosistemas litorales están fuertemente amenazados por el aumento del nivel del mar, las inundaciones y la litoralización de la población. Aunque se ha intensificado el esfuerzo por declarar áreas protegidas costeras, estas quedan fragmentadas en teselas circundadas por territorios artificializados. La conectividad entre estas áreas protegidas es por tanto la garantía de la continuidad de los servicios ecosistémicos que proveen. Se propone un modelo para la evaluación de la eficacia potencial del sistema continuo de las áreas protegidas costeras en base al conocimiento de su flora y vegetación. El grado de efectividad pretende ser un indicador para la adopción de medidas de planificación territorial conducentes al fortalecimiento de la red como medida de salvaguarda de la biodiversidad. Para probar el modelo propuesto se ha elegido la costa de Andalucía (S de España), territorio bañado por el Mediterráneo y el Atlántico, susceptible de importantes impactos. Este segmento de costa ha sido sometido durante los últimos 60 años a fuertes presiones de origen antrópico que han fragmentado y alterado la estructura, composición y funcionalidad de los ecosistemas litorales. Todo ello pone en riesgo tanto los valores que sirvieron para la declaración de un status de protección como la conectividad entre ecosistemas que garanticen la persistencia de sus servicios ecosistémicos. La metodología propuesta para medir la eficacia potencial del sistema se sustenta en el grado de protección legal, el valor fitocenótico y el grado de artificialización. A partir de la integración de los valores obtenidos se ha calculado la consistencia de los nodos y en definitiva la efectividad en red. La aplicación de este método pone de relevancia cuales son las áreas protegidas más vulnerables ante las deficiencias de la red, en especial por las dificultades de conectividad.

Palabras Clave: Planificación litoral; artificialización; fragmentación; conectividad; índices fitocenóticos.

[en] Assessing the coastal protected areas effectivity, continuity and connectivity through their flora and vegetation análisis

Abstract. Coastal ecosystems are strongly threatened by rising sea levels, flooding and coastalization of the population. Although the increasing effort to protect coastal areas, these are fragmented into tesserae surrounded by artificialized territories. Connectivity between these protected areas is the guarantee of the continuity of the ecosystem services they provide. We proposed a model for the evaluation of the potential effectiveness of the continuous system of coastal protected areas based on knowledge of their flora and vegetation. The degree of effectiveness is intended as an indicator for the adoption of spatial planning measures leading to the strengthening of the network as a measure to safeguard biodiversity. To test the proposed model, the coast of Andalusia (S of Spain) was chosen, a territory bathed by the Mediterranean and the Atlantic, which is susceptible to significant impacts. This coast has been subjected, during the last 60 years, to strong anthropic pressure that have fragmented and altered the structure, composition and functionality of the coastal ecosystems. These impacts threaten the standards in which the protected areas were declared, also jeopardize the connectivity between ecosystems. Consequently, this pressure has negative effects in the ecosystem services development. The methodology we proposed to measure the potential effectiveness of the system is based on the degree of legal protection, the phytogenic value and the degree of artificialisation. Based on the integration of the values obtained, the consistency of the nodes had been calculated and, in short, the effectiveness of the network. The application of this approach highlights which protected areas are most vulnerable to network deficiencies, especially due to connectivity difficulties.

Keywords: Coastal planning; artificialisation; fragmentation; connectivity, phytocenotic índices.

¹ salvo@uma.es. <https://orcid.org/0000-0002-1464-9770>

Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos. Bulevar Louis Pasteur s/n 29010 Málaga. España. Director de la Cátedra UICN de Conservación de la Naturaleza en UNIA.

Contributions: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation, Writing – Original Draft.

² jportiz100@hotmail.com. <https://orcid.org/0000-0003-0363-2401>

Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos. Bulevar Louis Pasteur s/n 29010 Málaga. España.

Contributions: Resources, Investigation, : Supervision, Validation, Writing

³ alvarocm@uma.es

Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos. Bulevar Louis Pasteur s/n 29010 Málaga. España.

Contributions: Visualization, Software, Writing – Review & Editing

⁴ davidrr@uma.es. <https://orcid.org/0000-0001-9662-4210>

Departamento de Geografía y Centro Temático Europeo-Universidad de Málaga. Edificio de Investigación Ada Byron C/ Arquitecto Francisco Peñalosa s/n 29010 Málaga, España

Contributions: Methodology, Resources, Writing – Review & Editing.

⁵ javier.martinez@cchs.csic.es <https://orcid.org/0000-0002-8519-120X>

Instituto de Economía, Geografía y Demografía, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IEGD-CSIC), C/Albasanz, 26-28, 28037 Madrid, España

Contributions: Supervision, Validation, Writing – Review & Editing

1. Introducción

La constatación de la degradación de la biodiversidad a múltiples escalas (Gisladottir & Stocking 2005, Leff 2005) ha llevado a los gobiernos y organismos internacionales a tomar medidas que permitan su conservación futura. Dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) incorporados a la Agenda de 2030 aprobado en la resolución 70/1 de las Naciones Unidas (NU 2015) hay que destacar como marco del presente trabajo el objetivo **15** y en concreto *‘detener y revertir la degradación de la tierra, y frenar la pérdida de diversidad biológica’*.

La importancia de las áreas protegidas (APs), entendidas como *‘un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados’* (Dudley 2008) se refleja en su papel ampliamente aceptado como indicadores de objetivos globales y de evaluaciones ambientales (Chape & al 2005). Sin embargo, los datos sobre el número, la ubicación geográfica y la extensión espacial de las AP solo proporcionan un indicador unidimensional del compromiso político con la conservación de la biodiversidad, pero no la información necesaria sobre un determinante clave para cumplir los objetivos mundiales de biodiversidad. La ‘efectividad’ en la conservación, entendida como equilibrio entre la eficacia y la eficiencia, es

decir conseguir como máximo efecto la protección de los valores ecosistémicos de un territorio con el mínimo de recursos disponibles. Aunque no existe una métrica globalmente aceptada, la tendencia es a considerar para ello, además de los atributos numéricos, espaciales y geográficos, los datos referidos a la cobertura de la biodiversidad, utilizando datos sobre especies, hábitats y biogeografía (Chape & al, 2005). El aumento de la heterogeneidad del paisaje a través de los cambios en el uso del suelo (reducción y fragmentación espacial de recursos naturales distribuidos de manera discontinua) es un problema global que afecta en última instancia a la persistencia de la biodiversidad (Fahrig 2003; Bensedetti et al. 2004; Bland et al. 2016). Las redes de APs son una herramienta de gestión territorial utilizada para conservar la biodiversidad al mantener hábitats naturales y seminaturales en espacios heterogéneos. Sin embargo, la conservación de la biodiversidad en estas redes depende de la conectividad funcional entre sus nodos. Esta idea rara vez se prueba en situaciones reales debido a la gran extensión geográfica de la mayoría de las redes declaradas (Stewart et al. 2019). En este sentido, es necesario considerar la ‘coherencia ecológica’ de las redes de APs (Sciberras et al. 2013). Esta coherencia se sustancia en disponer de redes de APs bien gestionadas que representen la variedad completa de ecosistemas de una región, con rasgos ambientales (hábitats y especies) presentes en cantidad suficiente y espacios lo suficientemente cercanos como para permitir la conectividad entre ellos.

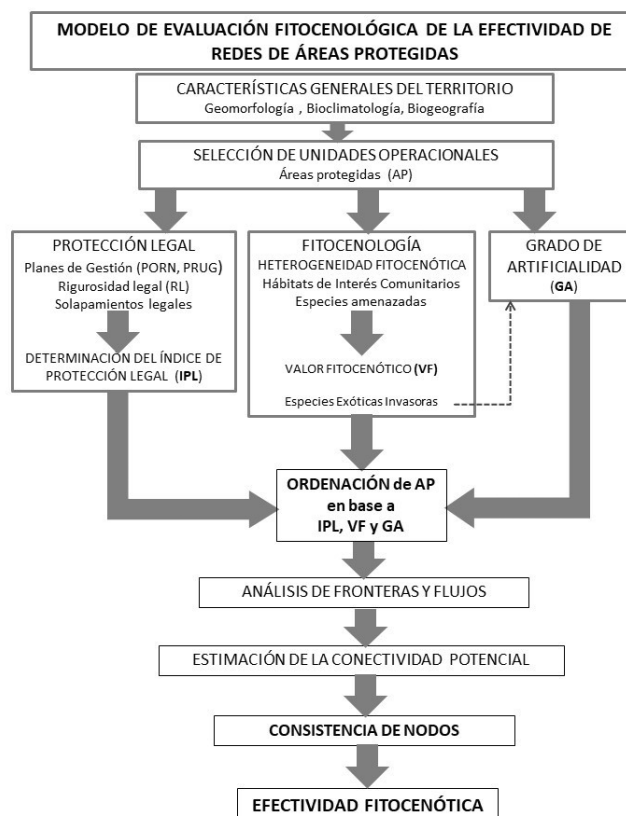


Figura 1. Esquema metodológico propuesto para la evaluación fitocenótica de la efectividad de redes de áreas protegidas.

En consecuencia se considera necesario proveer a los gestores territoriales de indicadores cuantitativos que les permita realizar una evaluación del estado de la red. En este sentido la flora y las comunidades vegetales de las APs son, por su fácil seguimiento, excelentes bioindicadores de la calidad ambiental de los ecosistemas, y en consecuencia del grado de robustez de las redes de APs.

2. Propuesta metodológica

La propuesta metodológica (Fig. 1) se sustenta en los tres pilares básicos que debe cumplir cualquier red espacios protegidos: la eficacia jurídica de la protección de las distintas APs, la calidad de los ecosistemas que las distinguen y la intensidad de la artificialización en su interior y su área de influencia.

Su aplicación a una red de APs en un territorio determinado, establecida administrativamente como tal o no, requiere previamente del conocimiento de aquellas variables ambientales determinantes, básicamente geomorfológicas, bioclimáticas y biogeográficas.

Para valorar la “protección legal” de las APs se propone seguir el método de Rodríguez-Rodríguez et al. (2016). Para ello se ha considerado en escala decimal el ‘grado de protección legal’, en base al nivel de exigencia legal y el esfuerzo de protección en cada figura. Por otro lado, en un mismo territorio se suelen superponer distintas figuras de protección dependiente de distintos niveles administrativos, produciéndose un solapamiento que refuerza la consideración del AP. Finalmente, es necesario valorar la planificación básica para la efectiva protección jurídica de un AP, que se materializa mediante la aprobación de instrumentos como un plan de ordenación de los recursos naturales (PORN) y un plan rector de uso y gestión (PRUG).

Para el cálculo del **Índice de Protección Legal** (IPL) se propone el siguiente algoritmo:

$$IPL_{(0-10)} = (VSP * \log_{10} Superficie\ del\ AP\ en\ ha) * RL$$

En donde VSP (valor de solapamiento de protección) correspondería a la suma de los valores del grado de protección legal, según la escala anteriormente establecida, de figuras declaradas administrativamente que se solapan en un mismo AP.

La RL (rigurosidad legal) se estimaría mediante el siguiente algoritmo

$$RL = n_{NP} + \left(\frac{PORN}{2} + \frac{PRUG}{4} \right)$$

n_{NP} correspondería al número de normas protectoras que se superponen sobre un AP.

Los inventarios florísticos y fitosociológicos proveerán de la información básica que se registrará en sendas matrices básicas de datos que permitirán operar estadísticamente. Para el cálculo de la heterogeneidad fitocenótica (HF) se propone aplicar el Índice de

Shannon (Shannon & Weaver, 1949; Pla, 2006) en base al número de comunidades vegetales detectadas en cada AP:

$$HF = - \sum_i \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$$

En donde n_i/n es el cociente del número de comunidades vegetales de un AP determinado respecto al número total de comunidades en el área de estudio.

Para el cálculo del **Valor fitocenótico** (VF) se han tenido en cuenta:

$$VF = \frac{I_{HIC} + I_{SP\ AMENAZ}}{\log_{10} sup}$$

En donde I_{HIC} (Índice de hábitats de interés comunitario) corresponde al número de este tipo de figuras presentes en cada AP, triplicando su valor cuando tienen la consideración de ‘alto interés para su conservación’. El Índice de especies amenazadas ($I_{SP\ AMENAZ}$) es obtenido mediante la suma del número de especies ‘En peligro de extinción (EN)’ ponderadas por cuatro, más el número de Vulnerables (VU) ponderadas por 2, más el número de especies catalogadas a nivel regional como en ‘Régimen de protección especial’ (RPE). El valor de la suma de ambos índices se normalizó mediante el logaritmo de la superficie de cada AP.

Para el estudio de la **incidencia de la flora exótica invasora** (EEI) sobre la naturalidad de los hábitats e integridad de las comunidades, se han registrado datos de presencia por AP. Para neutralizar el efecto probabilístico del tamaño de las APs se ha recurrido a un Índice de EEI ($IEEI_{AP}$) normalizando así los datos por superficie (Rodríguez-Rodríguez & Martínez-Vega 2013):

$$IEEI_{AP} = \log_{10} \frac{\text{número de especies exóticas invasoras en un AP}}{\text{Superficie del AP en hectáreas}}$$

Con el fin de observar la calidad ambiental de cada AP (OSE 2006, 2009) se ha calculado el **Grado de artificialidad** de cada AP (GA_{AP}):

$$GA_{AP} = IEEI_{AP} + \left(\frac{1}{DNUP + DCAC + DMPI + DMES + DMP} \right)$$

en donde $IEEI_{AP}$ corresponde al Índice de EEI, DNUP a la distancia en km al núcleo urbano más próximo mayor de 10.000 habitantes, DCAC a la distancia mínima en km a una vía de alta capacidad, DMPI a la distancia mínima en km al polo industrial más cercano, y distancia a fuentes contaminantes (para el caso de APs litorales se proponen: DMES correspondiente a la distancia mínima a emisarios submarinos y DMP a la distancia mínima en km a una infraestructura portuaria.

Finalmente en base al índice de protección legal (IPL), el valor fitocenológico (VF) y grado de artificialidad (GA) se ordenan las APs mediante un Análisis de Componentes principales (ACP).

2.2 Análisis de fronteras y flujos, heterogeneidad fitocenótica y determinación de la conectividad potencial

Se han analizado las fronteras y flujos (Hernández-Bermejo & Sainz Ollero 1983) en términos de conectividad potencial entre pares de APs. Para ello, se ha elaborado una Matriz de Índices de Similitud tomando como algoritmo el estadístico de Jaccard (1908).

$$BC_{ij} = 1 - \frac{C_{ij}}{S_i + S_j - C_{ij}}$$

Donde C_{ij} es la suma del número de comunidades vegetales comunes entre dos APs (i y j) y S_i y S_j corresponden al número total de comunidades observadas en sendas APs.

Los resultados obtenidos permiten, en virtud del mayor o menor grado de similitud, establecer el grado de permeabilidad y, en consecuencia, la probabilidad de 'contagio' fitocenótico (Badii & Landeros 2007; O'Neill et al. 1988). Por otra parte, según la composición cuantitativa de los pares considerados, se establece el sentido del flujo de comunidades en base a los fundamentos básicos de difusión osmótica (Salvo Tierra & García Verdugo 1990).

Por último se ha calculado la conectividad entre las APs en base a la superficie de los hábitats litorales de cada uno y la distancia geográfica entre cada par de ellos. Se ha utilizado el programa CONEFOR (Saura & Torné 2009) con el fin de observar la importancia de las APs como nodos (dA : importancia de un nodo para mantener la conectividad de paisaje, es decir, porcentaje del atributo de hábitat total que corresponde al atributo en ese nodo), deduciéndose la capacidad de flujo (dPC_{flux}), valor que se utiliza posteriormente para el cálculo de la probabilidad de conectividad entre pares de APs.

Con el fin de determinar el grado de conectividad entre los distintos nodos, se han multiplicado los valores de los conectores por el valor del grado de similitud calculado mediante el algoritmo de Jaccard para el establecimiento de fronteras.

2.3 Consistencia fitocenótica de los nodos y grado integral de efectividad de la red

La consistencia de cada nodo se ha entendido como la cualidad de un AP que es estable, coherente y que no se modifica fácilmente. Se ha calculado aplicando la siguiente ecuación:

$$GCN = G_{Art} \left(\frac{VF}{dPC_{flux}} \right)$$

Donde GCN es el grado de consistencia de los nodos, G_{Art} es el grado de artificialización, VF es el valor fitocenótico y dPC_{flux} la Capacidad de Flujo.

Por último, para observar el grado integral de efectividad de la red de APs se propone una interpolación espacial (gridding) con los resultados obtenidos (Hammer

2019) en el que se evidencie la importancia de los nodos desde el punto de vista de diversidad, conectividad y artificialidad.

3. Caso de estudio: las áreas protegidas litorales de Andalucía (España)

El litoral andaluz se integra en un ámbito de suma importancia ambiental en el contexto global (sur de España). Por un lado, forma parte del frente norte de conexión intercontinental con África. Por otro, proporciona la conexión marina entre el Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo, de enorme influencia ecológica y económica. Todo ello favorece un ecotono que se traduce en una extraordinaria biodiversidad marina y terrestre (Médail & Quézel 1999), así como en un territorio de alta intensidad en la actividad humana. Durante los últimos 60 años la alteración y pérdida de biodiversidad en los ecosistemas litorales de Andalucía ha sido elevada debido principalmente a la intensidad de actividades de carácter antrópico, tales como el desarrollo turístico, proliferación de actividades urbanísticas e infraestructurales, riesgos derivados del intenso tráfico marítimo en el Mar de Alborán, Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz, etc., que han modificado la estructura y la funcionalidad de los hábitats (Robles 2010; UICN-Med Geoportal). Así, los ecosistemas litorales de este territorio de interfase entre el Mediterráneo y el Atlántico han sido reconocidos como 'hot spots' con una riqueza florística y fitocenótica gravemente amenazada (Myers et al. 2000; Bioret et al. 2011). La pérdida acelerada del grado de naturalidad de estos espacios conllevó, en la pasada década de los 80, a la necesidad de protegerlos mediante diferentes instrumentos legales y a distintos niveles administrativos, desde el internacional hasta el regional, cuya eficacia está siendo revisada en la actualidad (Rodríguez-Rodríguez et al. 2019). La Comunidad Autónoma de Andalucía es competente en materia de APs y, en este sentido, la responsable de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) que pretende ser un sistema integrado y unitario de todas las APs ubicadas en la región, con la finalidad de que estos territorios gocen de un régimen especial de protección (Navarrete 2017). La RENPA se constituyó a través de la Ley 2/1989, por la que se aprobó el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, configurándose como un intrasistema territorial coherente y de espacios conectados entre sí (Castro 2003). La gestión actual de las APs incluidas en la RENPA se basa en las directrices de dos documentos de planificación: el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) y el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) (Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad).

La **hipótesis a contrastar** para este caso de estudio es si la declaración del conjunto de APs del litoral de Andalucía ha servido para conformar una red potencialmente efectiva que garantice en el futuro la naturalidad e integridad de los ecosistemas litorales y

la conectividad entre ellos, evitando una fragmentación que reduzca la diversidad biológica (Badii & Ruvalcaba 2006; Burel & Baudry 1999).

El área de estudio comprende la franja litoral emergida desde la desembocadura del Río Guadiana, en Huelva, hasta el Cabo de Gata, en Almería. Se consideran los ecotopos de las AP situadas entre el nivel máximo de pleamar y

el Dominio Público Marítimo Terrestre, extendido en casos particulares a las praderas de fanerógamas marinas de aguas someras y por su homogeneidad ecosistémica al propio límite interior del AP (Fig. 2). Se distinguen por su posición geográfica y geomorfología tres zonas bien diferenciadas, que tienen su reflejo en sus características bioclimáticas y biogeográficas:

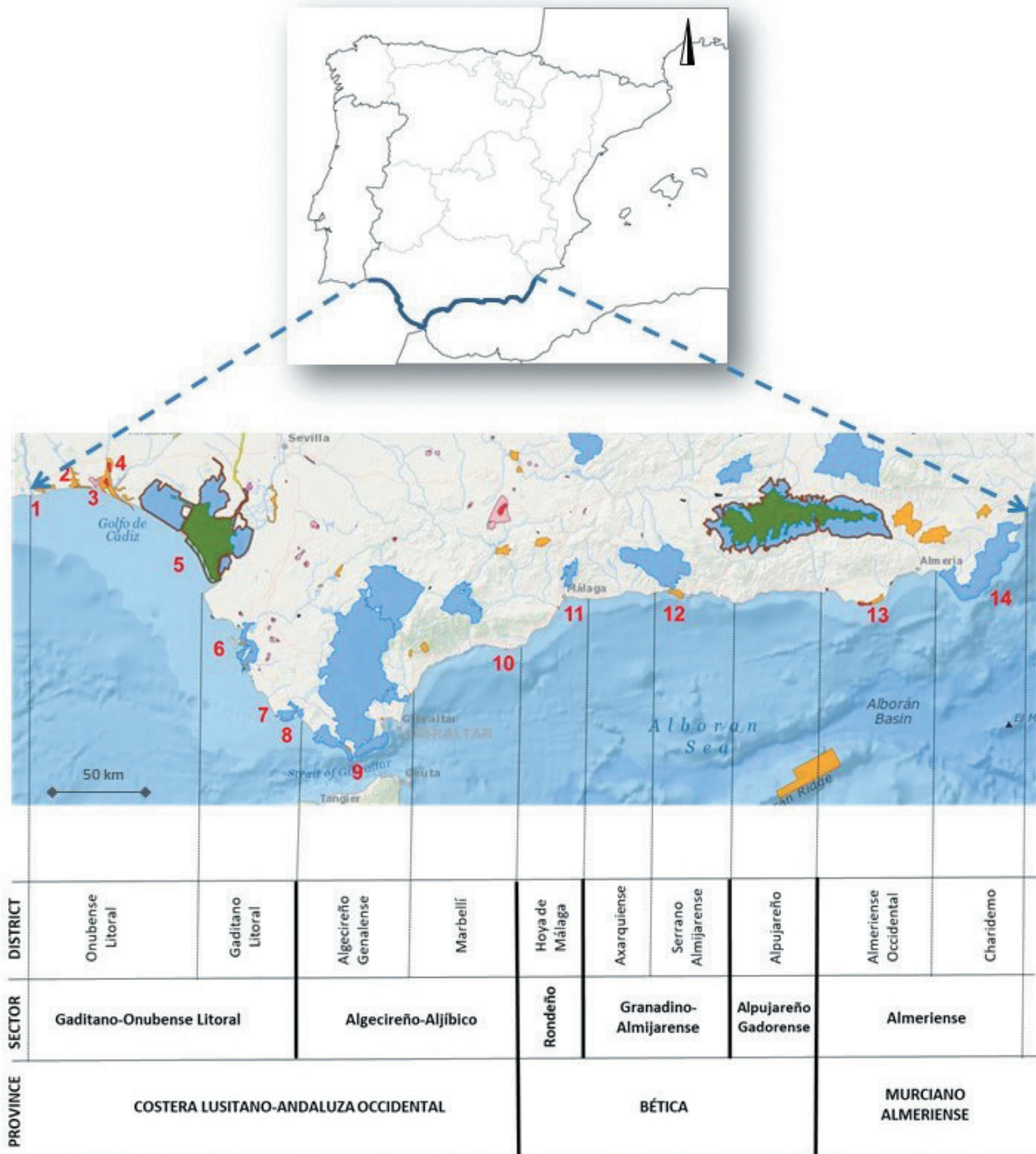


Figura 2. Localización y ubicación biogeográfica de las AP estudiadas en el litoral de Andalucía (España). (1: Marismas de Isla Cristina; 2: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; 3: Enebrales de punta Umbria; 4: Marismas del Odiel; 5: Doñana; 6: Bahía de Cádiz; 7: Tómbolo de Trafalgar; 8: La Breña y Marismas del Barbate; 9: Estrecho; 10: Dunas de Artola; 11: Desembocadura del Guadalhorce; 12: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; 13: Punta Entinas-Sabinar; 14: Cabo de Gata-Níjar)

a) La costa atlántica, que se extiende desde la desembocadura del río Guadiana hasta Punta Camarinal (Tarifa). Se trata de una costa baja que corresponde a la parte más hundida de la Depresión del Guadalquivir, en la que destacan por un lado zonas inundadas a modo de marismas y saladares y, por otro, sistemas dunares, en los que se encuentran extensas playas y dunas de gran desarrollo, tanto en superficie como en longitud. Los factores naturales implicados en la configuración de estas estructuras dunares están muy relacionados con los sistemas fluviales, de forma que se pueden destacar, por un lado, la abertura hacia el Golfo de Cádiz de la Desembocadura del Guadalquivir y, por otro, las extensas llanuras aluviales y desembocaduras de los ríos Barbate, Guadalete, Guadalquivir, Tinto-Odiel, Piedras y Guadiana (Ojeda 1988).

b) El área del Estrecho de Gibraltar, desde Punta Camarinal hasta las playas de Manilva (Málaga), caracterizada por acantilados y roquedos, además de llanuras mareales generadas por el depósito de sedimentos en amplias zonas de escasa profundidad, con débil oleaje y condiciones de salinidad especiales que le permiten el desarrollo de hábitats singulares (Asensi et al. 2014, 2016).

c) La costa mediterránea, entre Manilva y el límite con la Comunidad Murciana, está condicionada por la proximidad al mar de las Cordilleras Béticas, dando origen a una línea de costa casi rectilínea en la que se alternan macizos montañosos con un relieve muy acusado, con playas estrechas y pequeñas calas. Esta franja costera toma mayor amplitud en la parte más occidental de la costa de Almería (Campo de Dalías) que presenta una amplia llanura sedimentaria con un sistema dunar bien definido, intercalado con zonas inundadas, en donde se localiza Punta Entinas-Sabinar, y en el extremo más oriental, la Sierra de Cabo de Gata, un gran afloramiento volcánico que llega a ocupar buena parte del fondo del Mar de Alborán (Villalobos 2003).

Desde un punto de vista bioclimático, el litoral andaluz se enmarca en el macrobioclima Mediterráneo, con predominio pluviestacional oceánico, que cambia a xérico oceánico en el tramo costero oriental (Asensi et al. 2005) y, de forma puntual, en la franja litoral Almería-Cabo de Gata se presenta un tipo desértico oceánico (Rivas-Martínez et al. 2004). El termotipo dominante en la zona costera es el termomediterráneo inferior, mientras que puntualmente se observan características de inframediterráneo en algunas localidades orientales y termomediterráneo superior en el segmento atlántico. El ombrotipo es mayoritariamente seco, subhúmedo en torno al Estrecho de Gibraltar y semiárido-árido en la zona costera de la provincia Murciano-Almeriense (Rivas & Rivas 1996-2009).

Biogeográficamente (Rivas-Martínez et al. 2014, 2017), el litoral andaluz se incluye dentro de la Región Mediterránea y en él quedan representadas tres provincias biogeográficas, que se subdividen en 6 sectores y 10 distritos (Fig. 2).

3.1. Grado de protección legal

Se ha creado una escala decimal del 'grado de protección legal' considerando el nivel de exigencia legal y esfuerzo de protección de las figuras de protección presentes en el territorio (Fig. 3). Las APs estudiadas incluyen 12 figuras de protección incluidas en cuatro categorías administrativas: 1) Figuras estatales (Parque Nacional – PN); 2) Figuras regionales (Parque Natural – Pnat; Paraje Natural – PjeN; Monumento Natural – MN; Reserva Natural – RN); 3) Figuras comunitarias europeas (Zona de Especial Conservación – ZEC; Zona de Especial Protección para las Aves – ZEPA); 4) Figuras internacionales (Reserva de la Biosfera – RdB; Sitio Ramsar – Ram; Zona de Especial Protección para el Mediterráneo – Zpm; Geoparque – GEO; Patrimonio de la Humanidad – PH).

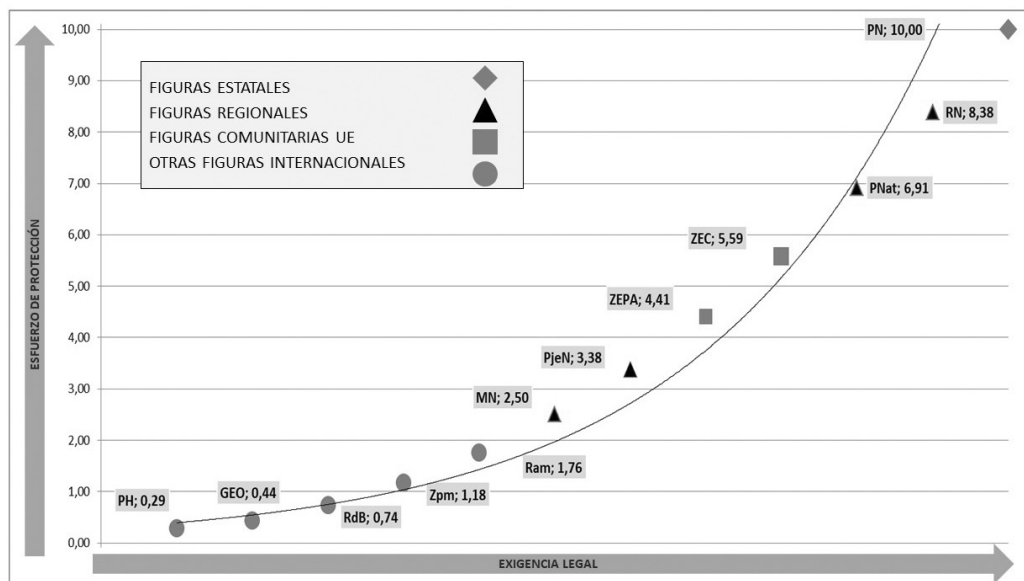


Figura 3. Gradiente de protección legal en base al esfuerzo de protección y niveles de exigencia legal, por figuras y niveles administrativos. (PN Parque Nacional; PNat Parque Natural; PjeN Paraje Natural; MN Monumento Natural; RN Reserva Natural; ZEC Zona de Especial Conservación; ZEPA Zona de Especial Protección para las Aves; RdB Reserva de la Biosfera; Ram Sitio Ramsar; Zpm Zona de Especial Protección para el Mediterráneo; GEO Geoparque; PH Patrimonio de la Humanidad).

Tabla 1. Evaluación de la protección legal de las AP del litoral andaluz (**AMC**: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; **BCA**: Bahía de Cádiz; **BMB**: La Breña y Marismas del Barbate; **CGN**: Cabo de Gata-Níjar; **DEG**: Desembocadura del Guadalhorce; **DOÑ**: Doñana; **DUA**: Dunas de Artola; **EPU**: Enebrales de Punta Umbría; **EST**: Estrecho; **MIC**: Marismas de Isla Cristina; **MOD**: Marismas del Odiel; **MRF**: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; **PES**: Punta Entinas-Sabinar; **TTR**: Tómbolo de Trafalgar)

FIGURAS LEGALES DE PROTECCIÓN		ESFUERZO DE PROTECCIÓN	AMC	BCA	BMB	CGN	DEG	DOÑ	DUA	EPU	EST	MFR	MIC	MOD	PES	TTR
FIGURAS NACIONALES Y AUTONÓMICA	Parque Nacional	10						10								
	Parque Natural	6,91	6,91	6,91				6,91			6,91					
	Paraje Natural	3,38	3,38			3,38				3,38		3,38	3,38	3,38	3,38	
	Monumento Natural	2,5							2,5							2,5
	Reserva Natural	8,38													8,38	
FIGURAS RED NATURA 2000	Zona de Especial Conservación	5,59	5,59	5,59	5,59			5,59		5,59	5,59	5,59	5,59	5,59	5,59	5,59
	Zona de Especial Protección para las Aves	4,41	4,41	4,41	4,41			4,41			4,41	4,41	4,41	4,41	4,41	
	Reserva de la Biosfera	0,74			0,74			0,74			0,74			0,74		
	Sitio Ramsar	4,41		4,41	4,41			4,41						4,41	4,41	
FIGURAS INTERNACIONALES	Zona de Especial Protección para el Mediterráneo	1,18	1,18		1,18											
	Geoparque	0,44			0,44											
	Patrimonio de la Humanidad	0,29						0,29								
	VALOR DE SOLAPAMIENTO LEGAL (VSP)	18,09	21,32	16,91	23,68	3,38	32,35	2,5	8,97	17,65	13,38	18,53	26,17	8,09		
	SUPERFICIE PROTEGIDA (ha)	1.814	10.522	5.077	49.512	67	108.087	19	162	18.931	2.530	7.185	1.960	24		
RIGUROSIDAD LEGAL (RL)	1,5	1,75	1,75	1,75	1	1,75	1	1,5	1,75	1,5	1,75	1,5	1,5	1		
ÍNDICE DE PROTECCIÓN LEGAL (VSP*Log10[sup]*RL en escala decimal)	3,62	5,27	3,85	6,83	0,38	10,00	0,20	1,22	4,64	2,80	2,74	4,39	5,29	0,69		

Tabla 2. Cálculo del valor fitocenoológico (AMC: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; BCA: Bahía de Cádiz; BMB: La Breña y Marismas del Barbate; CGN: Cabo de Gata-Níjar; DEG: Desembocadura del Guadalhorce; DOÑ: Doñana; DUA: Dunas de Artola; EPU: Enebrales de Punta Umbría; EST: Estrecho; MIC: Marismas de Isla Cristina; MOD: Marismas del Odiel; MRF: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; PES: Punta Entinas-Sabinar; TTR: Tómbolo de Trafalgar)

	AMC	BCA	BMB	CGN	DEG	DOÑ	DUA	EPU	EST	MIC	MOD	MRF	PES	TTR
TOTAL(T)	5	14	9	16	6	14	8	8	13	11	12	13	13	7
INTERÉS PARA CONSERVACIÓN (IC)	1	3	2	3	0	3	2	3	3	2	3	3	2	3
HETEROGENEIDAD FITOCENÓTICA (HF)	2,06	4,38	2,69	4,04	0,29	4,44	1,59	1,9	4	3,1	3,93	3,93	4,4	1,3
Ind HIC= (T-IC)+(IC*3)	9,06	24,38	15,7	26	6,29	24,4	13,6	16	23	18	21,9	22,93	21,4	14
RPE	5	2	1	3	1	3	1	3	4	3	2	2	2	1
VU		3	4	1		2		2	3	3	2	2		3
EN	2	1	1			2		1	1	2	1	1		1
Ind ESP AMENAZ= (RPE*1)+(VU*2)+(EN*4)	13	12	13	5	1	15	1	11	14	17	10	10	2	11
LOG SUP	7,50	9,26	8,53	10,81	4,20	11,72	2,96	5,09	9,85	7,67	8,88	7,84	7,58	3,19
VALOR FITOCENOLÓGICO	2,94	3,93	3,36	2,87	1,73	3,37	4,93	5,29	3,76	4,57	3,60	4,20	3,09	7,93

3.2. Datos florísticos y fitocenológicos

Se han construido sendas bases de datos para el análisis de la composición florística y fitocenótica a partir de las aportaciones de Pereña (2018), prestando una especial atención a las especies amenazadas y a los hábitats de interés comunitario (HIC).

4. Resultados

4.1 Protección legal de las APs litorales

De las 14 APs estudiadas, 12 disponen de PORN (4 en estado de proyectos publicados oficialmente) y 6 de PRUG a fecha de enero 2020 (Anexo 1). En la Tabla 1 se recopilan, para cada AP, los valores de solapamiento legal (VSL), superficie protegida y rigurosidad legal (RL), para el cálculo del Índice de protección legal (IPL).

4.2. Evaluación fitocenológica

Se han detectado un total de 61 comunidades (3 marinas –praderas de fanerógamas–, 26 psamófilas, 25 halófilas y 7 rupícolas), agrupadas en 24 HIC (Anexo 2) recogidos en EUR28 (2013) y 3 de alto interés en el área de estudio (en cursiva), señalándose con un asterisco (*) aquellos prioritarios para su conservación (Keith et al 2013, 2015). Se ha listado un total de 20

especies amenazadas (Anexo 3), indicando su categoría de protección, su reconocimiento en la directiva hábitat, y su presencia en cada una de las APs. En el Anexo 4 se recogen el número de comunidades de cada tipo de hábitat (Pereña 2018) y la heterogeneidad fitocenótica (HF) para las 14 APs. En base a los datos anteriores se ha calculado el valor fitocenótico (VF) de cada AP, cuyos resultados se muestran en la tabla 2.

El Anexo 5 muestra las principales características de 31 EEI localizadas en las APs estudiadas, consignando su origen biogeográfico, las posibles causas de invasión y los hábitats más frecuentes donde se ubican. Las APs más afectadas por la presencia de estas especies son BCA, seguido de MOD, y los menos afectados, TTR y EPU. Por su procedencia geográfica, las EEI de origen africano y, especialmente, las originarias de Sudáfrica son las más representadas. En cuanto a la forma de introducción, destacan las incorporadas a través de jardinería (47%), seguidas de aquellas introducidas para su cultivo y aprovechamiento.

4.3. Grado de artificialidad de las APs

En el Anexo 6 se muestran los resultados del grado de artificialidad de las APs estudiadas. Se observa que el valor máximo de artificialidad corresponde a DEG y DUA, ambas APs en la Costa del Sol donde están sometidas a fuertes presiones urbanísticas e infraestructurales. Los valores mínimos corresponden a DOÑ y CGN, grandes espacios con un fuerte IPL.

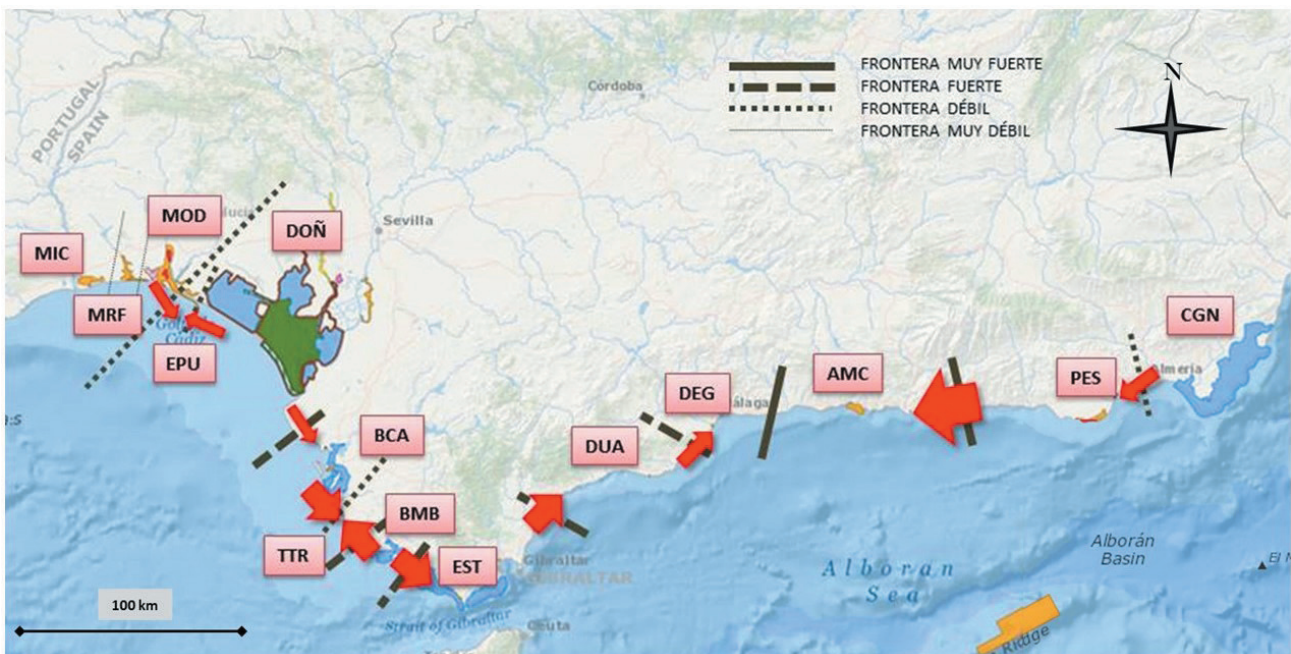


Figura 4. Representación de fronteras y dirección e intensidad de probabilidad de contagio entre pares de AP vecinos.

4.4. Ordenación en base al índice de protección legal (IPL), el valor fitocenológico (VF) y grado de artificialidad (GA) de las APs

Las componentes 1 y 2 resultantes del ACP explican el 99.9% de la varianza (Anexo 7). De la ordenación surgen dos agrupaciones discriminadas por el VP de las APs: el grupo A con VF superiores a 20, y en el que internamente se segregan por su IPL por un lado DOÑ con un valor máximo (10), el subgrupo A₁ (CGN y BCA) con valores superiores a 5 y el subgrupo A₂ con valores inferiores a 5 (PES, EST, MRF y MOD). En la agrupación B se segrega un primer grupo (B₁) constituido por AMC y DEG por sus VF menores de 10; los subgrupos B₂ (BMB y MIC) y B₃ (EPU, TTR, DUA) se ordenan en virtud del IPL y el GA.

4.5. Determinación de la conectividad potencial

En el Anexo 8 se muestra la matriz de similitud de la composición de comunidades vegetales (61 asociaciones fitosociológicas, Pereña 2018) mediante el algoritmo de Jaccard (coeficiente de correlación de 0,97) entre pares de APs. Se destacan los valores entre APs vecinas con el fin de definir por cuartiles la intensidad de la frontera.

Los resultados más destacables (Fig. 4) son la presencia de una frontera muy fuerte entre AMC respecto a los más

próximos de DEG y PES. Se observa igualmente una frontera ‘fuerte’ entre DOÑ y BCA, y de igual manera, también se denota una escasa permeabilidad entre las APs próximas al EST. Por último, se pueden identificar fronteras ‘débiles’ o ‘muy débiles’ entre APs muy próximas entre sí como es el caso MIC y MRF.

En el Anexo 9 se recoge la importancia y capacidad de flujo de las APs en base a la superficie de cada una y el grado de conectividad entre los distintos pares de nodos, el número de conectores según los cuatro tipos de grado de conectividad, así como la potencia de conector. En virtud de los resultados de potencia en la Fig. 5 se representa, mediante interpolación espacial (gridding), el comportamiento de ésta, observándose que dicha potencia de conector disminuye desde las APs occidentales a las orientales. Cabe destacarse que AMC, que ocupa una posición central en el litoral andaluz presenta el valor más bajo, seguido por las dos APs orientales (CGN y PES). Por otro lado, las APs atlánticas presentan potencias de conectividad superiores a 11, destacando MOD y MRF que alcanzan los valores máximos (19). En el Anexo 10 se recogen los valores del Grado de consistencia de las APs. Destacan por su consistencia fitocenótica DOÑ y CGN, lo que demuestra una alta efectividad en su protección, siguiéndole en importancia el EST.

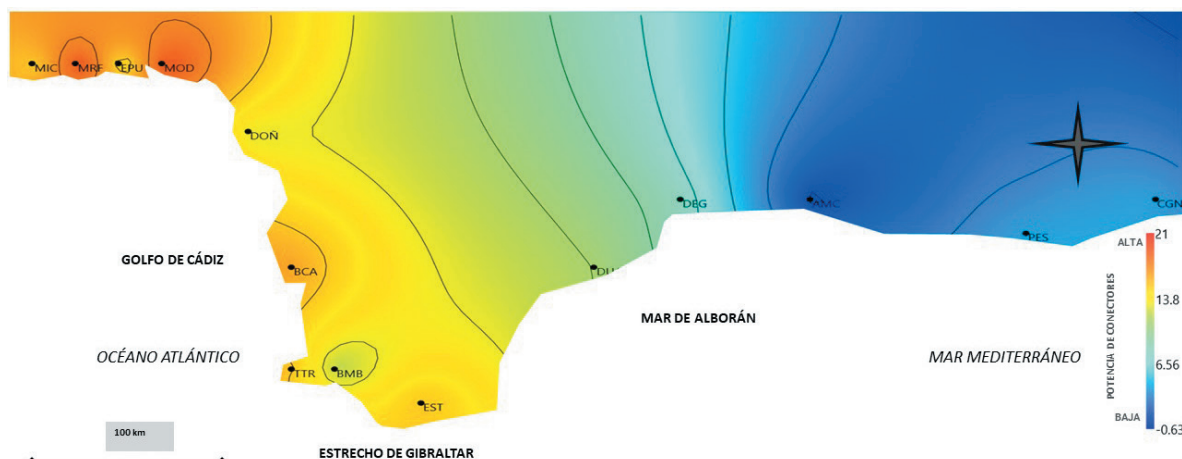


Figura 5. Interpolación espacial (gridding) de los valores de potencia de conectores de los nodos (AP)

5. Discusión y conclusiones

Los resultados aquí obtenidos corroboran aquellos de trabajos previos que confirman que los impactos ambientales que provocan algunos cambios de uso del suelo se manifiestan especialmente sobre la sostenibilidad de las APs del litoral andaluz. Ya Martínez-Vega et al. (under review) también avanza que la intensa artificialización de los BCA y de CGN, en los últimos 13 años, en plena fase de crisis inmobiliaria. Lógicamente, la presencia o el desarrollo de zonas artificiales implica, en muchas ocasiones, un sellado irreversible del suelo y una pérdida y fragmentación de los ecosistemas naturales de interés. Adicionalmente, estas actividades introducen elementos extraños que reducen la naturalidad de un espacio protegido y su calidad paisajística (Aramburu et al., 2003). Otra amenaza preocupante que señalan estos

autores son los incendios forestales. En 2017, un incendio forestal afectó a 8.500 ha de DOÑ con unas pérdidas en biodiversidad de 300.000€, estimadas mediante la herramienta VISUAL-SEVEIF (Rodríguez y Silva et al., 2013). La propagación del incendio ha destruido hábitats de importancia comunitaria (Adame et al., 2018), focales para el lince ibérico. Rodríguez-Rodríguez & Martínez-Vega (2017) apuntan que, después del Parque Nacional de Teide, el Parque Nacional de Doñana y su Área de Influencia Socioeconómica se trata de uno de los espacios de la red nacional que más cambios de uso del suelo han experimentado entre 2006 y 2012. A pesar de los cambios positivos (erradicación de especies arbóreas exóticas y recuperación de humedales) se registra una tendencia global negativa por el predominio de los cambios de uso con impacto negativo sobre su sostenibilidad ambiental.

Martínez-Vega et al. (under review) también señalan la expansión de los regadíos sobre antiguas tierras agrícolas, forestales y humedales como otro de los procesos de cambio preocupantes ambientalmente, especialmente en las APs occidentales y en CGN. Aunque principalmente afecta a sus respectivas Áreas de Influencia Socioeconómica, los invernaderos han penetrado dentro de los límites de ambos parques y entran en competición con sus humedales. Es una expansión que continúa el proceso iniciado en los años 70 y 80 (Moreira et al., 1987) y persiste aceleradamente hasta la actualidad (Piquer-Rodríguez et al., 2012). De acuerdo a las últimas estimaciones realizadas mediante el satélite Sentinel 2A (Junta de Andalucía, 2016), los Campos de Dalías y Níjar albergan cerca de 30.000 ha de invernaderos, la mayor superficie de todo el planeta.

Previamente Sánchez-Picón et al. (2011) han relacionado la expansión de la agricultura intensiva de invernaderos en el SE de Andalucía y Murcia con el agotamiento de los acuíferos subterráneos, preocupante en humedales costeros protegidos como DOÑ, BCA, MOD, PES o DEG. Custodio et al. (2016) reflexionan acerca del difícil equilibrio entre el desarrollo socioeconómico proporcionado por la explotación de los acuíferos subterráneos del sureste de la Península Ibérica y la discutida sostenibilidad de la agricultura basada en la explotación de estos recursos hídricos. Zorrilla-Miras et al. (2014) alertan acerca de la expansión de la agricultura intensiva de regadío sobre el 70% del humedal de Doñana, uno de los más importantes de Europa. Además de la fragmentación y destrucción de hábitats naturales, señalan la importante pérdida de servicios ecosistémicos.

En el conjunto de España, Rodríguez-Rodríguez & Martínez-Vega (2019) han llamado la atención acerca del impacto que puede suponer sobre la biodiversidad, a medio y largo plazo, la fragmentación y aislamiento de los espacios naturales protegidos. Concluyen que, aunque los valores de fragmentación producida por las superficies artificiales y de aislamiento aún eran moderados a mediados de la primera década de este siglo, se han incrementado durante las últimas décadas en Parques Naturales, Zonas de Especial Protección de Aves y Lugares de Importancia Comunitaria. La distancia a las ciudades y a infraestructuras pesadas constituyen el principal factor determinante de ambas amenazas. En línea con nuestros resultados, la confirmación de estos procesos sugiere promover una alerta para que los gestores del territorio coordinen políticas transversales de planificación con objeto de asegurar la eficacia de los espacios protegidos y la conservación de sus recursos naturales.

En el contexto de la artificialidad de las APs, De Andrés et al (2017), también reseñan que existe una alta concentración de la población urbana en las áreas costeras

españolas, ocasionando cambios de uso del suelo que impactan negativamente en los ecosistemas costeros. Junto a otras regiones, el Golfo de Cádiz concentra zonas urbanas en ecosistemas costeros de alta diversidad por lo que se considera que deben tener prioridad para los programas de gestión integrada de zonas costeras. Mientras que Mendoza-Fernández et al (2014) constatan que una buena parte de las zonas óptimas a proteger en Andalucía Oriental, considerando las especies amenazadas que contienen, se encuentran fuera de la RENPA y aún no disponen de un estatus de protección a pesar de su importancia estratégica y de su valor natural. Sin embargo, en el contexto de las APs litorales almerienses de CGN y PES, tan presionadas por las distintas actividades antrópicas (agricultura, inmobiliaria y turística) debe destacarse la óptima representación de la diversidad de hábitats y especies vegetales. Estos procesos incrementan la fragmentación de las APs y dificultan la conectividad entre ellas. En cualquier caso, los resultados sugieren que existe un sesgo entre las APs de interior, con huecos significativos, y el conjunto de APs litorales, mejor diseñado para el propósito de conservar las especies amenazadas.

En consecuencia los resultados muestran que la litoralización de la actividad humana ha generado potentes fronteras en el seno de las APs del litoral andaluz. El territorio analizado se ve fragmentado fitocenóticamente en tres grandes zonas bajo el dominio de dos extensas áreas protegidas (Doñana y Cabo de Gata-Níjar) que mantienen una alta naturalidad a pesar de las presiones del entorno. Sin embargo, estos nodos se presentan como islas desconectadas, debido fundamentalmente a la artificialidad del resto de nodos intermedios, muy especialmente la unidad central de litoral mediterráneo que, dado su alto grado de artificialidad y su insignificante conectividad con el resto de nodos, supone, además de una potente frontera, un territorio de notable pérdida de naturalidad y con importantes riesgos en el futuro. Resulta especialmente preocupante la continuidad del sistema litoral alboránico y la escasa probabilidad de conectividad entre espacios próximos. En consecuencia, se estima que es deficiente la efectividad de esta red. Considerando la compleja ordenación territorial, al colisionar los intereses urbanísticos con los de conservación, se revela urgente la necesidad de un Plan integral de Ordenación Territorial de todo el litoral andaluz, que priorice la conservación frente a otros usos y una supervisión autonómica más exigente en cuanto a los PGOU y el urbanismo ilegal y disperso, además de implementar potentes instrumentos de preservación de espacios que deben contar con la inmediatez de planes de uso y gestión, que regularicen las actividades sobre los mismos y doten de una mayor conectividad y eficacia potencial al conjunto de APs del litoral de Andalucía.

6. Referencias bibliográficas

- Adame, J.A., Lope, L., Hidalgo, P.J., Sorribas, M., Gutiérrez-Álvarez, I., del Águila, A., Saiz-Lopez, A. & Yela, M. 2018. Study of the exceptional meteorological conditions, trace gases and particulate matter measured during the 2017 forest fire in Doñana Natural Park, Spain. *Science of the Total Environment* 645: 710–720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.181>
- Aramburu, M.P., Escribano, R., Ramos, L. & Rubio, R. 2003. Cartografía del paisaje de la Comunidad de Madrid. Dirección General de Promoción y Disciplina Ambiental. Comunidad de Madrid.

- Asensi A., Díez-Garretas B. & Rivas-Martínez S. 2005. Las comunidades de *Maytenus senegalensis* subsp. *europaeus* (Celastraceae) en la Península Ibérica. *Lazaroa* 26: 83-92.
- Asensi A., Díez Garretas, B. & Pereña, J. 2014. Evaluación biológica de los hábitats litorales del sur de España. *Doc. Phytosociol. Serie 3*, 1: 236-243.
- Asensi A., Díez-Garretas, B. & Pereña, J. 2016. Alien plants of coastal dune habitats in Southern Spain. *Plant Biosyst.* 150 (3): 477-483. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2014.973463>
- Badii, M., & Landeros, J. 2007. Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con Sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience.* 2(1): 26-38.
- Badii, M. H. y I. Ruvalcaba. 2006. Fragmentación del hábitat: el primer jinete de Apocalipsis. *Calidad Ambiental*, XII(3): 8-13.
- Bensettiti, F., Bioret, F., Roland, J. & Lacoste, J.P. (coord.) 2004. Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 2, Habitats côtiers. La Documentation Française, 399 pp. ISBN: 2-11-005192-2
- Bioret, F., Lazare, J.J. & Géhu, J.M. 2011. Evaluation patrimoniale et vulnérabilité des associations végétales du littoral atlantique français. *J. Bot. Soc. Bot. France* 56: 39-67.
- Burel, F. & Baudry, J. 1999. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications.* TEC & DOC, París.
- Castro Nogueira H. 2003. Gestión de la Red de Espacios Protegidos de Andalucía. *Mediterráneo Económico: Mediterráneo y Medio Ambiente* 4: 78-93.
- Chape S, Harrison J, Spalding M & Lysenko I. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philos. Trans. R. Soc. London [Biol]* 360(1454): 443-455. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2004.1592>
- Custodio, E., Andreu-Rodes, J.M., Aragón, R., Estrela, T., Ferrer, J., García-Aróstegui, J.L., Manzano, M., Rodríguez-Hernández, L., Sahuquillo, A., del Villar, A. 2016. Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and social aspects. *Science of the Total Environment* 559: 302-316. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.107>
- De Andrés, M., Barragán, J.M. & García Sanabria, J. 2017. Relationships between coastal urbanization and ecosystems in Spain. *Cities* 68: 8-17. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2017.05.004>
- EUR28 (European Commission DG Environment Nature Env B.3) 2013. https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf; http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_espana.aspx
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 34(1):487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Gisladottir, G., & Stocking, M. 2005. Land degradation control and its global environmental benefits. *Land degradation & development*, 16(2), 99-112. <https://doi.org/10.1002/ldr.687>
- Hammer, Ø. 2019. PAST, PAleontological STatistics, Version 3.25. Reference manual. University of Oslo. <https://folk.uio.no/ohammer/past/past3manual.pdf>.
- Hammer Ø, Harper D.A.T, Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9 pp. Available: http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hernández-Bermejo, J. E. & Sáinz Ollero, H. 1983. El análisis de semejanza aplicado al estudio de barreras y fronteras fitogeográficas: su aplicación a la corología y endemoflora ibéricas. *Anales Jard. Bot. Madrid* 40: 421-435.
- Jaccard, P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat.* 44: 223-270
- Junta de Andalucía. 2016. Cartografía de invernaderos en el litoral de Andalucía Oriental. https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/estudios_informes/16/12/Cartografia%20invernaderos%20en%20el%20litoral%20de%20Andaluc%C3%ADa%20Oriental_v161201.pdf
- Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comín, F.A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Nally, R.M., McCarthy, M.A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T.J., Riecken, U., Spalding, M.D. y Zambrano-Martínez, S. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE* 8 (5): e62111.
- Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Barrow, E.G., Bland, L., Comer, P.J., Franklin, J., Link, J., McCarthy, M.A., Miller, R.M., Murray, N.J., Nel, J., Nicholson, E., Oliveira-Miranda, M.A., Regan, T.J., Rodríguez-Clark, K.M., Rouget, M. y Spalding, M.D. 2015. The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, Challenges, and Applications. *Conservation Letters* 8: 214-226. <https://doi.org/10.1111/conl.12167>
- Leff, E. 2005. La geopolítica de la biodiversidad y el desarrollo sustentable. *Revista del Observatorio Social de América Latina* 17: 185-209.
- Médail, F., & Quézel, P. 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation biology* 13(6): 1510-1513. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98467.x>
- Martínez-Vega, J., Mili, S. & Gallardo, M. (under review). Land Use and Land Cover Changes in the Mediterranean Agricultural Ecosystems, In G. Vlontzos (ed.), *Modeling for Sustainable Management in Agriculture, Food and the Environment*, Taylor & Francis.

- Mendoza-Fernández, A., Pérez-García, F.J., Martínez-Hernández, F., Medina-Cazorla, J.M., Garrido-Becerra, J.A., Merlo Calvente, M.E., Guirado Romero, J.S. & Mota, J.F. 2014. Threatened plants of arid ecosystems in the Mediterranean Basin: a case study of the south-eastern Iberian Peninsula. *Oryx* 48(4): 548-554. <https://doi.org/10.1017/S0030605313000495>
- Moreira, J.M., Lobato, A., Ramos, A., Otero, F. & Martínez, J.M. 1987. El tratamiento de imágenes TM como ayuda para la actualización de mapas de usos del territorio. II Reunión Nacional del Grupo de Trabajo en Teledetección. Universitat de València, pp. 291-301. <http://www.aet.org.es/congresos/ii/val0029.pdf>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Navarrete Mazariegos J. 2017. Red de Espacios Naturales de Andalucía. UICN, siete décadas de trabajo por la conservación y la defensa del patrimonio natural. Dirección General de Gestión del Medio Natural y Espacios Protegidos. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.
- Naciones Unidas. 2015. Documento final de la cumbre de las Naciones Unidas para la aprobación de la agenda para el desarrollo después de 2015. A/70/L.1. Nueva York. Naciones Unidas
- Ojeda Zújar, J. 1988. Peculiaridades morfodinámicas de la fachada ibérica del Golfo de Cádiz: geomorfología litoral. *Revista de estudios andaluces* 10: 53-68.
- O'Neill, R. V.; J. R. Krummel; R. H. Gardner; G. Sugihara; B. Jackson; D. L. DeAngelis, B. T. Milne; M. G. Turner; B. Zygmunt; S. Christensen; V. H. Dale & R. L. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape. Ecology* 1: 153-162. <https://doi.org/10.1007/BF00162741>
- OSE – Observatorio de la Sostenibilidad en España. 2006. Cambios de ocupación del suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad. Mundiprensa. Madrid.
- OSE – Observatorio de la Sostenibilidad en España. 2009. Atlas de Sostenibilidad en España, 2009. Ed. Mundiprensa, Madrid.
- Penas A., Herrero L. & del Río, S. 2010. Valuation methods in vegetation and its use in land management. *Acta Bot. Gallica*. 157 (4): 735-748.
- Pereña, J. 2018. Valor Patrimonial y Estado de Conservación de Hábitats Litorales en Espacios Naturales Protegidos del Sur de España. Modelos de Gestión. Tesis Doctoral UMA. <https://hdl.handle.net/10630/17216>
- Piquer-Rodríguez, M., Kuemmerle, T., Alcaraz-Segura, D., Zurita-Milla, R. & Cabello, J. 2012. Future land use effects on the connectivity of protected area networks in southeastern Spain. *Journal for Nature Conservation* 20: 326– 336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2012.07.001>
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31 (8). ISSN 0378-1844
- Rivas-Martínez S., Penas A. & Díaz T.E. 2004. Mapa bioclimático de Europa.
- Rivas-Martínez S., Penas A., Díaz-González T.E., Cantó P., Del Río S., Costa J.C., Herrero L. & Molero, J. 2017. Biogeographic units of the Iberian Peninsula and Balearic Islands to district level. A concise synopsis. In Loidi, J. (ed.) *The vegetation of the Iberian Peninsula* 1: 131-188. Springer.
- Rivas-Martínez S. & Rivas-Sáenz S. 1996-2009. Sistema de Clasificación Bioclimática Mundial. Centro de Investigaciones Fitosociológicas, España. <http://www.ucm.es/info/cif>
- Robles, R. 2010. Conservación y desarrollo sostenible del mar de Alborán/Conservation et développement durable de la mer d'Alboran. IUCN.
- Rodríguez-Rodríguez, D., Sebastiao, J., Salvo Tierra, Á. E., & Martínez-Vega, J. 2019. Effect of protected areas in reducing land development across geographic and climate conditions of a rapidly developing country, Spain. *Land Degradation & Development* 30(8): 991-1005. <https://doi.org/10.1002/ldr.3286>
- Rodríguez-Rodríguez, D. & Martínez-Vega, J. 2013. Evaluación de la eficacia de las áreas protegidas. Fundación BBVA. 310 pp.
- Rodríguez-Rodríguez, D. & Martínez-Vega, J. 2017. Assessing recent environmental sustainability in the Spanish network of National Parks and their statutory peripheral areas. *Applied Geography* 89: 22–31. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.09.008>
- Rodríguez-Rodríguez, D., Rodríguez, J. & Malak, D. A. 2016. Development and testing of a new framework for rapidly assessing legal and managerial protection afforded by marine protected areas: Mediterranean Sea case study. *Journal of environmental management* 167: 29-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.016>
- Rodríguez-Rodríguez, D. & Martínez-Vega, J. 2019. Analysing subtle threats to conservation: A nineteen year assessment of fragmentation and isolation of Spanish protected areas. *Landscape & Urban Planning* 185: 107-116. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.01.012>
- Rodríguez y Silva, F., Molina, J.R., Herrera, M.A. & Rodríguez Leal, J.M. 2013. VISUAL-SEVEIF, Una Herramienta para la integración de la simulación del comportamiento del fuego y la evaluación económica del impacto de los incendios forestales. In González-Cabán, A. (coord.) *Memorias del Cuarto Simposio Internacional Sobre Políticas, Planificación y Economía de los Incendios Forestales: Cambio Climático e Incendios Forestales*, General Technical Reports PSW-GTR-245, Albany, USDA, pp. 180-195. https://www.fs.fed.us/psw/publications/documents/psw_gtr245/es/psw_gtr245_es.pdf
- Salvo Tierra, A. E. & García-Verdugo, J. C. 1990. Biogeografía numérica en pteridología. In: Rita, J. (Ed.). *Taxonomía, biogeografía y conservación de pteridófitos*. SHNB-IME, Palma de Mallorca, pp. 115-149.

- Sánchez-Picón, A., Aznar-Sánchez, J.A., García-Latorre, J. 2011. Economic cycles and environmental crisis in arid southeastern Spain. A historical perspective. *Journal of Arid Environments* 75: 1360-1367.
- Saura, S. & J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139 <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005>
- Sciberras, M., Rodríguez-Rodríguez, D., Ponge, B. & Jackson, E. 2013. Criteria for assessing ecological coherence of MPA networks: A review. Report prepared by the Marine Institute and the Agence des Marines Protégées for the Protected Area Network Across the Channel Ecosystem (PANACHE) project. INTERREG programme France (Channel) – England (2007 – 2013) funded project 48 pp.
- Shannon C. & W. Weaver 1949. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana.
- Stewart, F. E., Darlington, S., Volpe, J. P., McAdie, M., & Fisher, J. T. 2019. Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. *Scientific reports*, 9(1): 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47067-x>
- UICN-Med – Geoportal Alborán – <http://www.iucn-geoportalboran.org/es/>
- Villalobos Megía, M. (ed.) 2003. *Geología del entorno árido almeriense*. Guía didáctica de campo. Consejería de Medio Ambiente-Ministerio de Medio Ambiente (ACUSUR).
- Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Gómez-Baggethunc, E., Martín-López, B., Lomas, P.L., Montes, C. 2014. Effects of land-use change on wetland ecosystem services: A case study in the Doñana marshes (SW Spain). *Landscape and Urban Planning* 122: 160–174.

ANEXOS

ANEXO 1. Acrónimo, nombre, tipología legal de las AP según la Ley de Espacios Naturales de Andalucía, fecha de declaración y disponibilidad de instrumentos específicos de planificación.

COD	AP	TIPO	DECLARACIÓN	PORN	PRUG	COD
AMC	Acantillados de Maro-Cerro Gordo	Paraje Natural	28/07/1989	+	-	AMC
BCA	Bahía de Cádiz	Parque Natural	28/07/1989	+	+	BCA
BMB	Breña y Marismas del Barbate	Parque Natural	28/07/1989	+	+	BMB
CGN	Cabo de Gata-Níjar	Parque Natural	27/01/1988	+	+	CGN
DEG	Desembocadura del Guadalhorce	Paraje Natural	28/07/1989	-	-	DEG
DOÑ	Espacio Natural de Doñana	Parque Nacional + Parque Natural	28/10/1969	+	+	DOÑ
DUA	Dunas de Artola	Monumento Natural	01/10/2003	-	-	DUA
EPU	Enebrales de Punta Umbría	Paraje Natural	28/07/1989	+	-	EPU
EST	Estrecho	Parque Natural	21/03/2003	+	+	EST
MIC	Marismas de Isla Cristina	Paraje Natural	28/07/1989	+	-	MIC
MOD	Marismas del Odiel	Paraje Natural	25/10/1989	+	+	MOD
MRF	Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido	Paraje Natural	28/07/1989	+	-	MRF
PES	Punta Entinas-Sabinar	Paraje Natural	28/07/1989	+	-	PES
TTR	Tómbolo de Trafalgar	Monumento Natural	23/11/2001	-	-	TTR

ANEXO 2. Listado de HIC en las AP litorales de Andalucía (AMC: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; BCA: Bahía de Cádiz; BMB: La Breña y Marismas del Barbate; CGN: Cabo de Gata-Níjar; DEG: Desembocadura del Guadalhorce; DOÑ: Doñana; DUA: Dunas de Artola; EPU: Enebrales de Punta Umbría; EST: Estrecho; MIC: Marismas de Isla Cristina; MOD: Marismas del Odiel; MRF: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; PES: Punta Entinas-Sabinar; TTR: Tómbolo de Trafalgar) (en cursiva de alto interés en el área de estudio y con * los de carácter prioritario)

HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO	Código HIC	AMC	BCA	BMB	CGN	DEG	DOÑ	DUA	EPU	EST	MIC	MOD	MRF	PES	TTR
Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda	1110		1		1					1					
Praderas de <i>Posidonia (Posidonium oceanicae)</i>	*1120	1			1										
Fondos litorales fangosos o arenosos parcialmente emergidos en marea baja	1140				1										
Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados	1210		1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas	1230									1					
Acantilados con vegetación de las costas mediterráneas con <i>Limonium spp.</i> endémicos	1240	1			1										
Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> y otras especies de zonas fangosas y arenosas	1310		1		1		1				1	1	1	1	
Pastizales de <i>Spartina</i>	1320		1	1			1				1	1	1		
Pastizales salinos mediterráneos	1410		1	1	1		1			1	1		1	1	
Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos	1420		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Matorrales halonitrófilos (<i>Pegano-Salsolea</i>)	1430	1												1	
Estepas salinas mediterráneas	*1510				1									1	
Dunas móviles embrionarias	2110		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dunas móviles del litoral con <i>Ammophila arenaria</i> (dunas blancas)	2120		1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises)	*2130		1				1		1	1	1	1	1	1	1
Dunas fijas del <i>Crucianellion maritimae</i>	2210				1			1						1	
Dunas con céspedes de <i>Malcolmietalia</i>	2230		1		1	1	1	1	1	1			1	1	1
Dunas litorales con <i>Juniperus spp</i>	*2250		1	1			1	1	1	1			1	1	1
Dunas con vegetación esclerófila de <i>Cisto-Lavanduletalia</i>	2260		1	1	1		1	1	1	1			1	1	1
Dunas con pinos en situación plagioclimática	*2270		1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1
Matorrales arborescentes de <i>Ziziphus</i>	*5220				1										
Matorrales termomediterráneos y predesérticos	5330	1	1	1					1	1	1	1	1		
Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos	92D0				1									1	
Bosques de <i>Quercus suber</i>	9330			1				1							
<i>Bolboschoeno maritimi-Schoenoplectetum litoralis</i>	BoSch						1				1	1	1		
<i>Rosmarinetum tomentosi</i>	Ro	1													
<i>Polygono equisetiformis-Tamaricetum africanae</i>	PoIa					1	1								
TOTAL HIC	5	14	9	16	3	0	6	14	8	13	11	12	13	13	7
HIC INT CONS	1	3	2	3	3	0	3	2	3	3	2	3	3	2	3

ANEXO 4. Número de comunidades por tipo en cada AP, valores estandarizados y valor de Heterogeneidad fitocenótica (AMC: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; BCA: Bahía de Cádiz; BMB: La Breña y Marismas del Barbate; CGN: Cabo de Gata-Níjar; DEG: Desembocadura del Guadalhorce; DOÑ: Doñana; DUA: Dunas de Artola; EPU: Enebrales de Punta Umbría; EST: Estrecho; MIC: Marismas de Isla Cristina; MOD: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; PES: Punta Entinas-Sabinar; TTR: Tómbolo de Trafalgar)

	COMUNIDADES			VALORES ESTANDARIZADOS				VALOR DE HETEROGENEIDAD FITOCENÓTICA
	RUPÍCOLAS	PSAMMÓFILAS	HALÓFITAS	RUPÍCOLAS	PSAMMÓFILAS	HALÓFITAS	HALÓFITAS	
AMC	4	0	0	2,96	-2,74	-1,16	-1,16	-0,94
BCA	0	12	10	-0,49	1,23	0,64	0,64	1,38
BMB	0	8	8	-0,49	-0,09	0,28	0,28	-0,31
CGN	1	10	7	0,37	0,57	0,10	0,10	1,04
DEG	0	4	2	-0,49	-1,42	-0,80	-0,80	-2,71
DOÑ	0	10	14	-0,49	0,57	1,36	1,36	1,44
DUA	0	9	0	-0,49	0,24	-1,16	-1,16	-1,41
EPU	0	10	0	-0,49	0,57	-1,16	-1,16	-1,08
EST	2	10	2	1,23	0,57	-0,80	-0,80	1,00
MIC	0	7	12	-0,49	-0,43	1,00	1,00	0,08
MOD	0	9	13	-0,49	0,24	1,18	1,18	0,93
MRF	0	9	13	-0,49	0,24	1,18	1,18	0,93
PES	1	10	9	0,37	0,57	0,46	0,46	1,40
TTR	0	8	0	-0,49	-0,09	-1,16	-1,16	-1,74

ÁREAS PROTEGIDAS

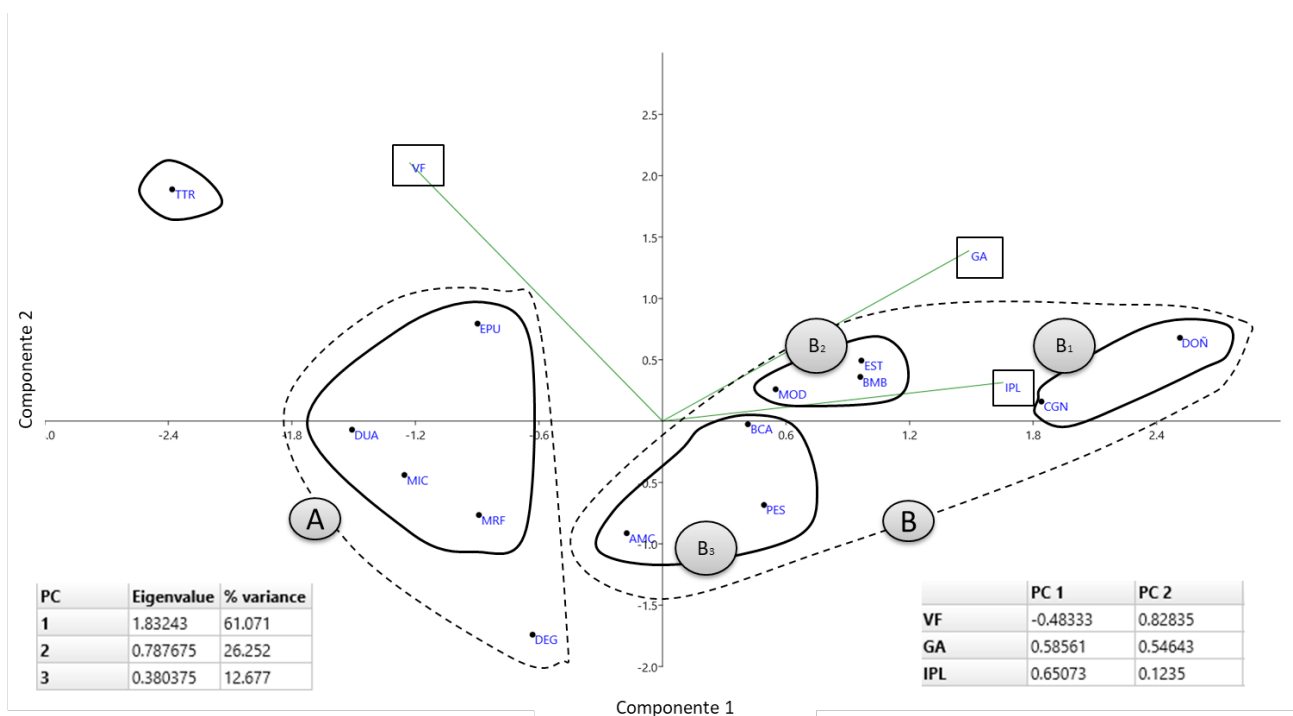
ANEXO 5. Listado de especies exóticas invasoras en las AP litorales de Andalucía (AMC: Acantilados de Marro-Cerro Gordo; BCA: Bahía de Cádiz; BMB: La Breña y Marismas del Barbate; CGN: Cabo de Gata-Níjar; DEG: Desembocadura del Guadalhorce; DOÑ: Doñana; DUA: Dunas de Artola; EPU: Enebrales de Punta Umbría; EST: Estrecho; MRF: Marismas de Isla Cristina; MOD: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; PES: Punta Entinas-Sabinar; TTR: Tómbolo de Trafalgar)

EEI	Origen Biogeográfico	Causa invasora	ÁREAS PROTEGIDAS														Hábitats frecuentes			
			AMC	BCA	BMB	CGN	DEG	DOÑ	DUA	EPU	EST	MFR	MIC	MOD	PES	TTR	Psamófilas	Halófilas	Rupícolas	
<i>Acacia saligna</i>	Centroaustraliana	Mala hierba	1	1			1											1		
<i>Agave americana</i>	Caribeña	Cultivo	1		1	1				1								1	1	1
<i>Agave fourcroydes</i>	Caribeña	Cultivo			1	1												1		1
<i>Agave sisalana</i>	Caribeña	Cultivo			1	1												1		1
<i>Arctostaphylos calandula</i>	Capense	Ornamental		1					1	1								1		1
<i>Arundo donax</i>	Centroasiática	Mala hierba	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Asparagus asparagoides</i>	Sudafricana	Ornamental	1	1														1		1
<i>Asparagus setaceus</i>	Sudafricana	Ornamental	1															1		1
<i>Austrocyathus subulata</i>	Caribeña	Ornamental		1						1								1		1
<i>Carpobrotus edulis</i>	Mediterránea	Ornamental	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cortaderia selloana</i>	Argentina	Ornamental	1						1									1		1
<i>Eragrostis curvula</i>	Sudafricana	Ornamental				1												1		1
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Centroaustraliana	Cultivo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Galenia pubescens</i>	Sudafricana	Accidental	1						1											1
<i>Guzmania rigens</i>	Sudafricana	Ornamental	1															1		1
<i>Ipomoea indica</i>	Neotropical	Ornamental	1							1										1
<i>Lantana camara</i>	Neotropical	Ornamental	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Melilotus minor</i>	Este-Africana	Ornamental	1															1		1
<i>Myoporum laetum</i>	Australiana	Ornamental	1						1									1		1
<i>Nicotiana glauca</i>	Argentina	Mala hierba	1	1					1									1		1
<i>Oenothera drummondii</i>	Atlántico-Norteamericana	Mala hierba							1									1		1
<i>Oenothera glazioviana</i>	Atlántico-Norteamericana	Mala hierba																1		1
<i>Opuntia dilleanii</i>	Caribeña	Ornamental		1					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Caribeña	Cultivo	1															1		1
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Sudafricana	Mala hierba	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pennisetum setaceum</i>	Oeste-africana	Ornamental																		1
<i>Pittosporum tobira</i>	Este asiático	Ornamental	1							1								1		1
<i>Ricinus communis</i>	Este-africana	Mala hierba	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Solanum linnaeanum</i>	Sudafricana	Accidental																1		1
<i>Spartina densiflora</i>	Neotropical	Accidental																1		1
<i>Yucca aloifolia</i>	Sureste EEUU	Ornamental	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TOTAL EEI/AP			13	19	9	11	12	12	12	5	14	11	14	16	10	6				

ANEXO 6. Grado de artificialidad de las AP (**DNUP**: Distancia en km al núcleo urbano más próximo mayor de 10.000 habitantes. **DCAC**: Distancia mínima en km a una vía de alta capacidad. **DMPI**: Distancia mínima en km al polo industrial más cercano. **DMES**: Distancia mínima en km a emisarios submarinos. **DMP**: Distancia mínima en km a una infraestructura portuaria. **EEI**: Número de especies exóticas invasoras). (**AMC**: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; **BCA**: Bahía de Cádiz; **BMB**: La Breña y Marismas del Barbate; **CGN**: Cabo de Gata-Níjar; **DEG**: Desembocadura del Guadalhorce; **DOÑ**: Doñana; **DU A**: Dunas de Artola; **EPU**: Enebrales de Punta Umbría; **EST**: Estrecho; **MIC**: Marismas de Isla Cristina; **MOD**: Marismas del Odiel; **MRF**: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; **PES**: Punta Entinas-Sabinar; **TTR**: Tómbolo de Trafalgar)

	DNUP	DCAC	DMPI	DMES	DMP	EEI	Grado de artificialidad
AMC	1,83	5,45	3,99	2,21	3,13	3,68	3,74
BCA	1,28	1,62	1,1	1,57	0,98	4,72	4,87
BMB	1,28	1,63	3,14	1,57	0,98	2,43	2,55
CGN	3,97	1,71	1,1	1,57	2,51	2,34	2,43
DEG	1,28	1,62	1,1	1,57	1,49	6,57	6,71
DOÑ	2,86	1,98	1,83	3,62	2,08	2,36	2,44
DUA	3,74	1,63	2,8	4,89	2	7,78	7,85
EPU	1,28	1,71	1,14	1,57	1,06	1,81	1,96
EST	1,28	1,62	1,52	1,57	0,98	3,27	3,41
MIC	1,28	1,71	2,65	1,57	4,23	4,2	4,29
MOD	1,28	1,74	1,14	1,57	1,06	4,15	4,30
MRF	1,28	1,69	2,09	1,57	2,76	2,94	3,05
PES	2,28	1,97	1,1	1,57	2,85	3,04	3,14
TTR	3,07	1,92	3,3	1,57	1,87	3,02	3,11

ANEXO 7. Análisis de Componentes Principales en base al índice de protección legal (IPL), el valor fitocénológico (VF) y grado de artificialidad (GA) de las AP (**AMC**: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; **BCA**: Bahía de Cádiz; **BMB**: La Breña y Marismas del Barbate; **CGN**: Cabo de Gata-Níjar; **DEG**: Desembocadura del Guadalhorce; **DOÑ**: Doñana; **DUA**: Dunas de Artola; **EPU**: Enebrales de Punta Umbría; **EST**: Estrecho; **MIC**: Marismas de Isla Cristina; **MOD**: Marismas del Odiel; **MRF**: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; **PES**: Punta Entinas-Sabinar; **TTR**: Tómbolo de Trafalgar)



ANEXO 8. Semimatriz de los valores del Índice de similitud entre AP y establecimiento de fronteras entre pares vecinos por cuartiles.

	BCA	BMB	CGN	DEG	DOÑ	DUA	EPU	EST	MIC	MOD	MRF	PES	TTR
AMC	0,00	0,04	0,26	0,07	0,00	0,07	0,08	0,04	0,04	0,03	0,03	0,07	0,09
	BCA	0,66	0,04	0,27	0,49	0,38	0,41	0,55	0,58	0,60	0,64	0,07	0,57
		BMB	0,01	0,11	0,43	0,32	0,38	0,39	0,49	0,51	0,50	0,07	0,34
			CGN	0,34	0,04	0,19	0,11	0,09	0,06	0,07	0,04	0,57	0,14
				DEG	0,26	0,54	0,23	0,28	0,22	0,20	0,26	0,39	0,38
					DOÑ	0,23	0,58	0,40	0,62	0,75	0,63	0,10	0,45
						DUA	0,37	0,43	0,26	0,30	0,36	0,22	0,57
							EPU	0,58	0,41	0,61	0,54	0,17	0,67
								EST	0,32	0,35	0,45	0,08	0,72
									MIC	0,79	0,87	0,08	0,33
										MOD	0,81	0,12	0,44
											MRF	0,09	0,51
												PES	0,21

CONECTIVIDAD	
Alta	0,75-1
Media	0,5-0,74
Baja	0,25-0,49
Muy baja	0-0,24

ANEXO 9. Grado de conectividad de las AP: **da** (importancia de una AP para mantener la conectividad del conjunto), **dPCflux** (capacidad de flujo), número de conectores por grado de conectividad y potencia de conector (AMC: Acantilados de Maro-Cerro Gordo; BCA: Bahía de Cádiz; BMB: La Breña y Marismas del Barbate; CGN: Cabo de Gata-Níjar; DEG: Desembocadura del Guadalhorce; DOÑ: Doñana; DUA: Dunas de Artola; EPU: Enebrales de Punta Umbría; EST: Estrecho; MIC: Marismas de Isla Cristina; MOD: Marismas del Odiel; MRF: Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido; PES: Punta Entinas-Sabinar; TTR: Tómbolo de Trafalgar)

	da	dPCflux	NÚMERO DE CONECTORES POR GRADO DE CONECTIVIDAD					Potencia de conector (3*A)+(2*M)+(1*B)
			ALTO	MEDIO	BAJO	MUY BAJO		
AMC	0,816	1,349	0	0	1	12	1	
BCA	4,73	9,098	0	6	4	3	16	
BMB	2,282	4,443	0	3	6	4	12	
CGN	22,259	31,328	0	1	2	10	4	
DEG	0,03	0,05	0	1	6	6	8	
DOÑ	55,066	46,911	1	3	4	5	13	
DUA	0,009	0,015	0	2	7	4	11	
EPU	0,073	0,148	0	5	4	4	14	
EST	8,511	15,308	0	5	5	3	15	
MIC	0,964	1,88	2	2	5	4	15	
MOD	3,23	6,344	3	4	2	4	19	
MRF	1,137	2,253	2	5	3	3	19	
PES	0,881	1,694	0	2	0	11	4	
TTR	0,011	0,022	0	5	5	3	15	

ANEXO 10. Grado de consistencia fitocenótica de los distintos nodos (AP).

	Valor Fitocenótico	dPCflux	Grado de artificialidad	Consistencia fitocenótica
	A	B	C	(A*B)/C
AMC	2,67	1,35	3,74	0,96
BCA	3,46	9,10	4,88	6,46
BMB	3,05	4,44	2,54	5,32
CGN	2,50	31,33	2,44	32,16
DEG	1,66	0,05	6,71	0,01
DOÑ	2,99	46,91	2,44	57,50
DUA	4,39	0,02	7,85	0,01
EPU	4,91	0,15	1,96	0,37
EST	3,35	15,31	3,42	15,01
MIC	4,17	1,88	4,29	1,83
MOD	3,15	6,34	4,30	4,65
MRF	3,70	2,25	3,04	2,74
PES	2,51	1,69	3,14	1,35
TTR	7,53	0,02	4,42	0,04

