

Simulación dinámica de sistemas socio-ecológicos: sostenibilidad en Reservas de la Biosfera

I. Banos-González ^{1,*}, J. Martínez-Fernández ², M.A. Esteve¹

(1) Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Facultad de Biología. Campus Espinardo. 30100 Murcia

(2) Departamento de Biología Aplicada. Universidad Miguel Hernández de Elche. Facultad de Ciencias Experimentales, Campus de Elche, 03202 Elche, Alicante

* Autor de correspondencia: I. Banos-González [ibbg1@um.es]

> Recibido el 23 de octubre de 2013, aceptado el 08 de diciembre de 2013.

Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve, M.A. 2013. Simulación dinámica de sistemas socio-ecológicos: sostenibilidad en Reservas de la Biosfera. *Ecosistemas* 22(3):74-83. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-3.11.

Simulación dinámica de sistemas socio-ecológicos: sostenibilidad en Reservas de la Biosfera. La aplicación de una perspectiva sistémica en la gestión de las Reservas de la Biosfera es importante a la hora de abordar la estrecha relación entre los procesos ambientales y socioeconómicos, así como los potenciales factores limitantes, particularmente evidentes en el caso de sistemas insulares áridos como la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura (RBF), Islas Canarias. El desarrollo turístico de la isla ha favorecido la ocupación del territorio por usos antropogénicos, lo que está incrementando la vulnerabilidad del sistema hacia procesos como el sobrepastoreo y la degradación de hábitats naturales que albergan numerosas especies amenazadas. Con el objetivo de elaborar una herramienta que contribuya a un desarrollo más equilibrado y multifuncional de las reservas de la biosfera insulares, se ha desarrollado un modelo dinámico para la RBF, estructurado en 5 sectores: usos del territorio, conservación de la biodiversidad, recursos hídricos, calidad ambiental y socioturístico. El modelo, calibrado con datos del período 1996-2011, integra un conjunto de 30 indicadores de sostenibilidad con el fin de evaluar su evolución e interacciones en la RBF a lo largo del tiempo. Los resultados de la comparación de los valores observados con los simulados, así como de las pruebas de verificación aplicadas, señalan que el modelo es capaz de reproducir el comportamiento de este sistema socio-ecológico. Esta herramienta permite realizar un análisis de los cambios recientes y los conflictos entre los principales factores e indicadores, y así convertirse en una herramienta para favorecer una gestión orientada a minimizar esos conflictos y a reforzar políticas de desarrollo sostenible en la Reserva.

Palabras clave: indicadores; modelos dinámicos; sistemas insulares; sistemas socio-ecológicos

Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve, M.A. 2013. Dynamic simulation of socio-ecological Systems: sustainability in Biosphere Reserves. *Ecosistemas* 22(3):74-83. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-3.11.

Dynamic simulation of socio-ecological Systems: sustainability in Biosphere Reserves. The application of a systemic perspective on the management of Biosphere Reserves is important to address the close relationships between the environmental and socio-economic processes and to take into account potential limiting factors, particularly evident in the case of insular arid systems as the Fuerteventura Biosphere Reserve (FBR), (Canary Islands). The tourist development on the island is leading to increasing land dedicated to anthropogenic uses, which is emphasizing the vulnerability of this system to other processes such as overgrazing and degradation of natural habitats that host numerous endangered species. In order to elaborate a tool which contributes to a more balanced and multifunctional development of the insular biosphere reserves, a dynamic model for FBR has been developed, structured in 5 model sectors: land use, biodiversity conservation, water resources, environmental quality and socio-touristic. The model, calibrated with data of the 1996–2011 period, integrates a set of 30 sustainability indicators to monitor their changes and interactions in the FBR over time. Results regarding comparison between observed and simulated values and the verification tests applied showed that the model is able to match the behaviour of this socio-ecological system. This decision-support tool allows analyzing the recent changes and trade-offs between the main environmental factors and indicators, thereby facilitating a management aimed to minimize those trade-offs and reinforce sustainable development policies in the Reserve.

Key words: indicators; dynamic models; insular systems; socio-ecological systems

Introducción

El concepto de sostenibilidad se basa en tres pilares básicos: dimensión social, económica y ecológica, que deben ser consideradas desde un enfoque integrado (González et al. 2008; van Kerkhoff 2013). Por lo tanto, es necesario adoptar una perspectiva holística, sistémica, con el objetivo de abordar cualquier análisis de sistemas socio-ecológicos (SES). Éstos son sistemas ecológicos íntimamente ligados y afectados por uno o más sistemas socioeconómicos, a través de interacciones no lineales y realimentaciones entre las dimensiones socioeconómica y ecológica (González et al.

2008; Halliday y Glaser 2011). La aplicación de esta perspectiva sistémica en el análisis de la sostenibilidad en Reservas de la Biosfera (RBs) goza de un interés creciente dado que éstas constituyen sistemas socio-ecológicos con un enorme potencial como observatorios de sostenibilidad, puesto que son áreas donde la estrecha interacción entre los aspectos socioeconómicos y ecológicos y la necesidad de su armonización se reconocen de manera explícita (Molina y Villa 2008; Nguyen et al. 2009).

Sin embargo, la atención a la evolución cuantitativa de la sostenibilidad en SES es todavía insuficiente. Por ello, en este trabajo

se propone la utilización de herramientas como los modelos de simulación dinámica (Forrester 1961), dada su capacidad para conceptualizar las complejas interrelaciones que caracterizan los SES y facilitar su comprensión y seguimiento (Martínez-Moyano y Richardson 2013; Kelly 2013). Además, el enfoque metodológico propuesto permite la integración de indicadores de sostenibilidad, con lo que es posible evaluar hasta qué punto cambios en determinados indicadores afectan al comportamiento de otros indicadores del sistema (Lacitignola et al. 2007). Así, los modelos de simulación dinámica se han revelado muy útiles para el estudio de un amplio número de SES (Martínez-Fernández et al. 2000; Martínez-Fernández y Esteve-Selma 2004; Pérez et al. 2012) y, concretamente, para evaluar la sostenibilidad de destinos turísticos (Van Mai et al. 2010), el seguimiento de indicadores de sostenibilidad (Feng et al. 2012; Vidal et al. 2013), así como en la búsqueda de una gestión sostenible en Reservas de la Biosfera (Patterson et al. 2004).

El sistema socio-ecológico de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura (RBF) representa un desafío a la hora de compatibilizar las actividades turísticas con una gestión integrada y sostenible de sus recursos naturales, desafío agudizado por su carácter insular y árido. Con el objetivo principal de desarrollar una herramienta que contribuya a un desarrollo más equilibrado y multifuncional de las reservas de la biosfera insulares, se ha elaborado un modelo dinámico de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura (MDRBF). Los objetivos específicos de este trabajo son los siguientes: i) identificar los factores y procesos clave del sistema socio-ecológico de RBF; ii) elaborar un modelo de simulación dinámica para la RBF; iii) integrar los principales indicadores de sostenibilidad propuestos; iv) verificar el modelo de cara a su aplicación en el análisis de escenarios y medidas de gestión; y v) realizar un primer análisis de los cambios recientes en los principales factores e indicadores de sostenibilidad.

Material y Métodos

Caso de estudio

La isla de Fuerteventura es la segunda más extensa del Archipiélago Canario, con unos 1655 Km², incluyendo la Isla de Los Lobos. El bioclima dominante en la isla es el desértico hiperárido infra-termomediterráneo (Torres Cabrera 1995). La vegetación de sustitución es la que actualmente predomina, con matorrales xerofíticos (dominados por *Launaea arborescens*, *Lycium intricatum*, *Salsola vermiculata*, *Suaeda* spp. y *Euphorbia* spp.) y pastizales anuales, frecuentemente degradados y donde pequeños parches de vegetación nativa están relegados a áreas inaccesibles (Rodríguez-Rodríguez 2005; Schuster et al. 2012). Sin embargo, el carácter insular favorece una amplia variedad de especies endémicas de flora y fauna, con un grado de endemismo alrededor del 5 % (Arechevalta et al. 2010). De hecho, Fuerteventura cuenta con 6 áreas importantes para la flora amenazada española y una excepcional, la Península de Jandía (del Valle et al. 2004).

En relación a sus paisajes, la mayoría de ellos son paisajes culturales marcados por la aridez y la gestión tradicional del agua y la tierra. Claro ejemplo de ello son las gavias, agrosistemas que favorecen la concentración natural de nutrientes y humedad en el suelo (Díaz et al. 2011). En las últimas décadas, las actividades productivas tradicionales (ganadería, pesca artesanal y cultivo de secano) han sido mayoritariamente sustituidas por las actividades turísticas y las ramas productivas asociadas. Por tanto, el turismo ha representado el principal motor de cambios socioeconómicos y ambientales de la Reserva en los últimos años (Fernández Palacios y Whittaker 2008; Santana-Jiménez y Hernández 2011), dando lugar a la aparición de nuevas exigencias socio-ecológicas, que han de ser ampliamente abordadas.

Fuerteventura es un área singular dentro de la Red Mundial de Reservas de la Biosfera, declaración aprobada por la UNESCO en 2009 (Fig. 1), configurando una de las zonas desérticas y semidesérticas más grandes de la Unión Europea, por lo que su vulnerabilidad ante esas exigencias agudizan esa necesidad.

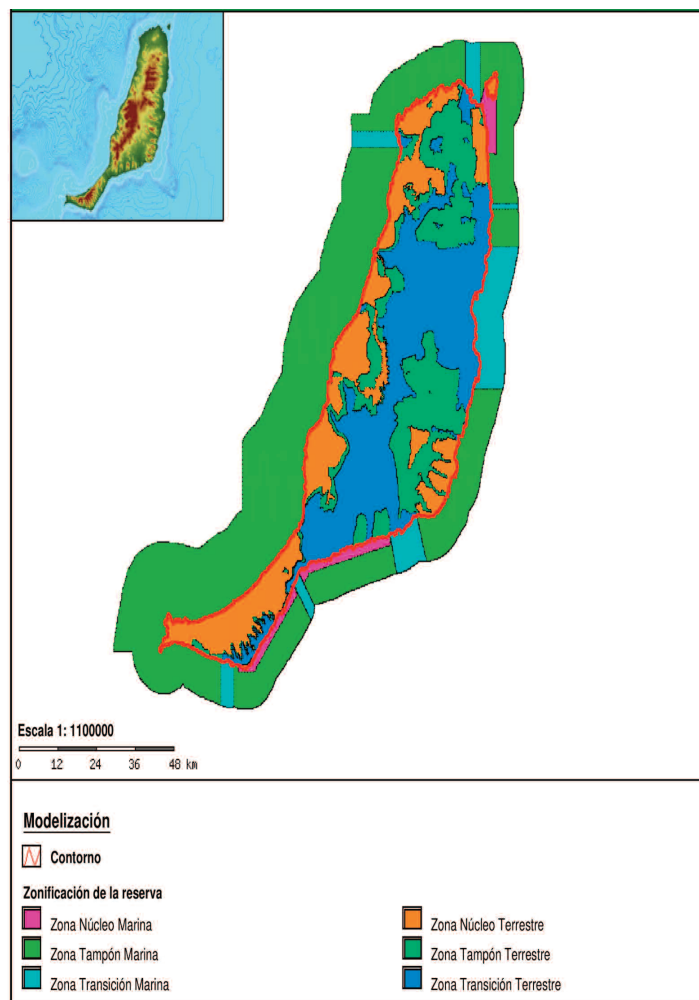


Figura 1. Zonificación de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura, Islas Canarias. Fuente: Visor Espacial RBDigital

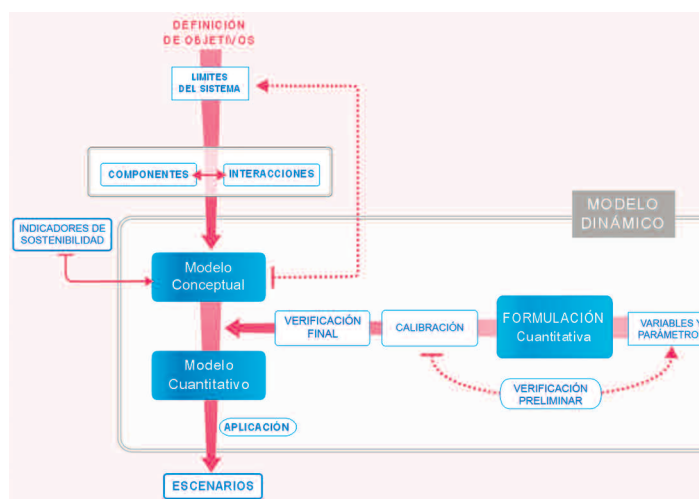


Figura 2. Proceso metodológico seguido para la elaboración del modelo dinámico de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura.

Enfoque metodológico

La Figura 2 sintetiza el proceso metodológico seguido para la elaboración del modelo de simulación dinámica de la RBF. Es un proceso iterativo que se inicia con el desarrollo de un modelo conceptual con las principales variables, sus interacciones y bucles de realimentación; y en el que se integran los indicadores de sostenibilidad más relevantes (Anexo 1). Estos indicadores proceden de una primera propuesta del Cabildo de Fuerteventura (Cáceres 2010) atendiendo a los objetivos específicos del Plan de Acción de la RBF (Plan de Acción RBF 2013), y de las sugerencias de algunos miembros del Comité Científico de la Reserva (comunicación personal).

Una vez integrados, constituyen variables del propio modelo. A continuación, se formulan las distintas ecuaciones que definen las variables que conforman el modelo y se determinan los parámetros. Las ecuaciones se han desarrollado a partir de información de expertos y literatura científica específica. El valor de los parámetros, constantes del modelo, se ha determinado mayoritariamente a partir de la literatura científica, servidores estadísticos y otras fuentes documentales de los organismos de Canarias (ver [Anexos](#)). En los casos en los que no se ha contado con información, se ha efectuado un proceso de calibración automática por comparación con las series históricas disponibles ([Oliva 2003](#)). Este modelo cuantitativo se somete a diversas pruebas de verificación estructural y calibración (incluyendo test de consistencia dimensional, análisis de sensibilidad, test de condiciones extremas y test de bondad de ajuste), para lograr la mejora iterativa del modelo ([Barlas 1996](#)). El modelo ha sido calibrado para el periodo 1996-2011, comparando los resultados de la simulación con los valores observados de 20 variables para las que existen series históricas disponibles, como se detalla más adelante. Una vez alcanzado el grado de confianza requerido, el modelo se consideró listo para su aplicación.

Resultados y discusión

Descripción del modelo

En este apartado se describe el modelo dinámico de la sostenibilidad de la RBF elaborado, que se estructura en 5 sectores (socio-turístico, usos del suelo, biodiversidad, recursos hídricos y calidad ambiental) y cuenta con: 2 variables de estado, que representan acumulaciones del sistema; 430 variables auxiliares, que facilitan la definición de los cambios de las variables de estado a lo largo del tiempo; y 23 parámetros. El modelo integra 30 indicadores de sostenibilidad ambiental y socioeconómica, bien como variables de estado bien como variables auxiliares, relacionados con los objetivos del Plan de Acción de la Reserva de la Biosfera ([Plan de Acción RBF 2013](#)) y, en algunos casos, propuestos por miembros del Comité Científico de la RBF (comunicación personal). La [Figura 3](#) muestra un diagrama simplificado del modelo conceptual de la RBF. En este trabajo, nos hemos centrado en tres sectores del modelo, que se detallan a continuación.

Sector socioturístico

El turismo representa el principal motor de la creación de empleo y riqueza en Fuerteventura ([Fig. 4](#)).

Uno de los factores clave es la población turística equivalente (*pte*), definida como la población turística equivalente a la residente en función de la entrada anual de turistas y el número medio de pernoctaciones; este indicador permite analizar la presión del turismo sobre el territorio y los recursos naturales, con independencia de la estacionalidad ([BPIA 2012](#)). Su modelización ([Ecuación 1](#)) se ha basado principalmente en el índice de elección turística, calculado en función de: i) la evolución del producto interior bruto de los principales mercados emisores de turistas hacia la isla ([Garín-Muñoz 2006](#)), ii) la oferta de alojamiento turístico ([Cruz 2009](#)) y iii) el índice de satisfacción turística ([Santana-Jiménez y Hernández 2011](#)), detallado en la [ecuación 2](#). Así mismo, se ha considerado el efecto de la Primavera Árabe sobre la llegada de turistas al mercado canario ([Canalis 2013](#)).

$$pte = pte_i \cdot PIB_e \cdot eat \cdot ist \cdot efpa \cdot iet_f \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde: *pte_i*: *pte* inicial; *PIB_e*: PIB de los principales mercados emisores de turistas; *eat*: efecto de la oferta de plazas alojativas, en función del índice de ocupación turística; *ist*: índice de satisfacción turística; *efpa*: efecto de la Primavera Árabe; *iet_f*: parámetro de calibración automática.

$$ist = p_{pc} \cdot ipt_f \cdot pin \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde: *p_{pc}*: factor playa disponible *per cápita*; *ipt_f*: factor del índice de precios turísticos; *pin*: indicador del paisaje

Además de las plazas turísticas, el modelo incluye otra variable de estado: la población residente ([Fig. 4](#)). Los flujos migratorios están fuertemente influidos por la oferta de empleo turístico, que en Fuerteventura representa una media del 33 % del empleo total ([ISTAC 2012](#)), el cual depende a su vez de la *pte*. La suma de la población residente y equivalente incide en el factor playa disponible *per cápita*, que juega un papel importante en el índice de satisfacción turística y, a su vez, en el de elección turística.

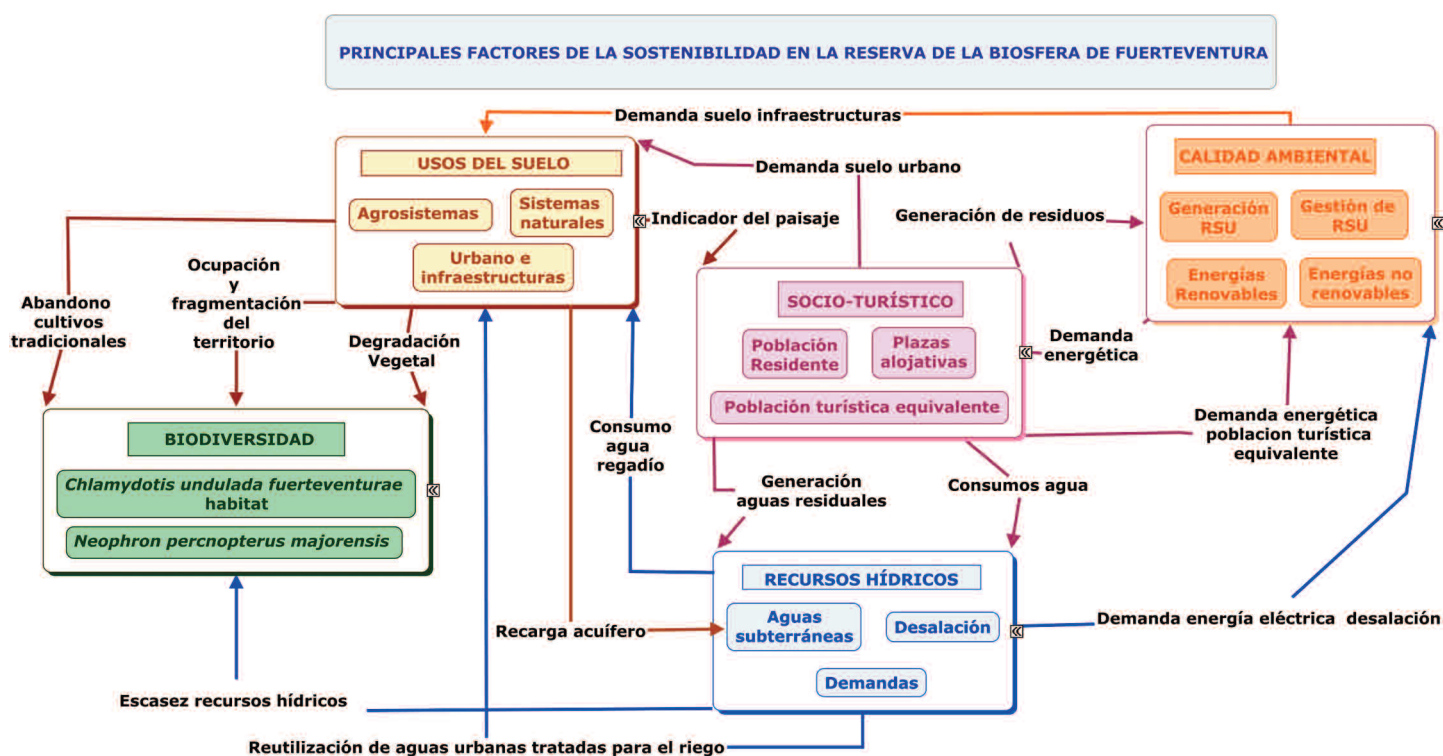


Figura 3. Diagrama conceptual del MDRBF.

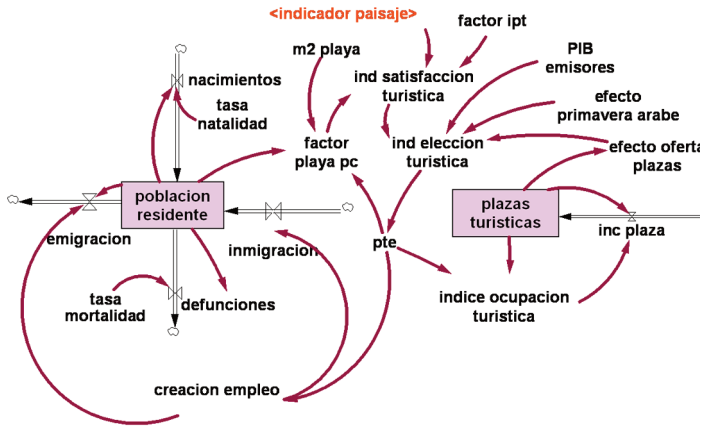


Figura 4. Diagrama simplificado del subsector socioturístico en el MDRBF. Las variables de nivel aparecen recuadradas; los flujos, con flecha gruesa; las variables auxiliares, con flecha simple; las variables compartidas con otros sectores aparecen en otro color.

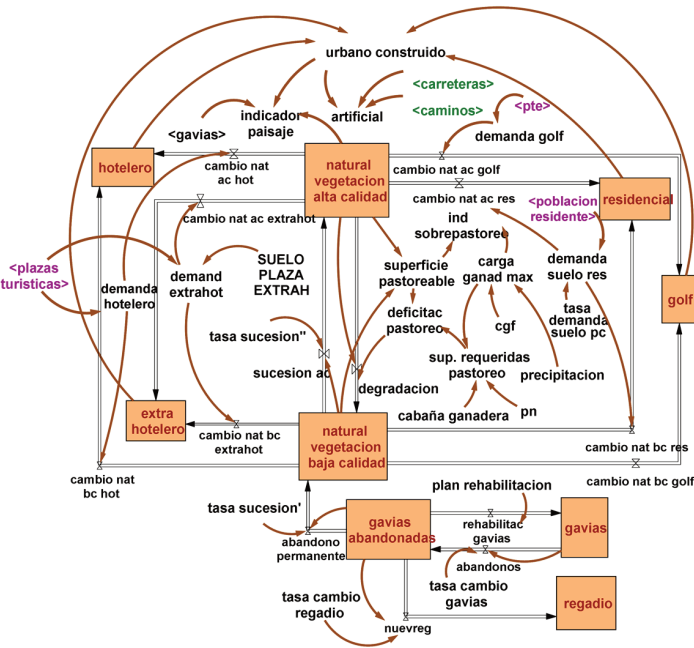


Figura 5. Diagrama simplificado del sector de usos del suelo en el MDRBF.

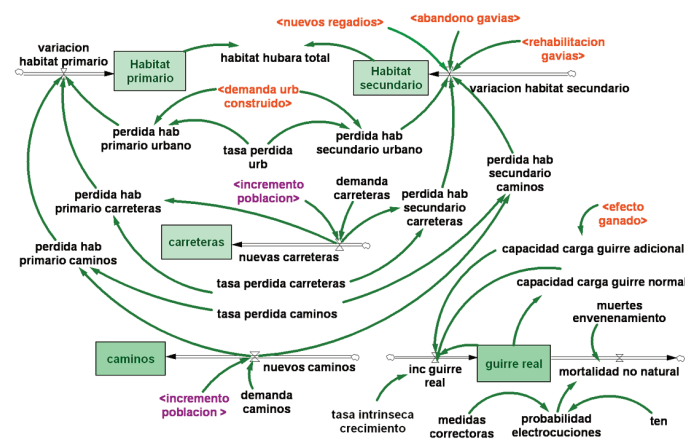


Figura 6. Diagrama simplificado del sector de la biodiversidad en el MDRBF.

Sector de Usos del Suelo

Este sector incluye 9 variables de estado (Fig. 5) correspondientes a cada uno de los usos del suelo: usos urbanos e infraestructuras (de tipo residencial, hotelero, extrahotelero y campos de golf); usos agrícolas (regadío, gavias activas y gavias abandonadas); y el natural de alta y baja calidad. Estos dos tipos de vege-

tación se han obtenido del mapa de vegetación del Servidor Cartográfico de Canarias, GRAFCAN, cuya información permite diferenciar las comunidades vegetales no alteradas de aquellas resultantes de procesos antrópicos y perturbaciones (del Arco et al. 2010).

La demanda de nuevos alojamientos turísticos y residenciales por parte de la población residente y turística equivalente representa el principal motor de cambio en los usos del suelo y, en particular, en la ocupación de superficie de uso natural. Asimismo, Fuerteventura asiste a la pérdida paulatina de cultivos tradicionales de secano, en particular, el abandono de las gavias, dejando paso a cultivos de regadío. Sin embargo, las gavias ofrecen multitud de funciones ambientales (Díaz et al. 2011), y es por ello que desde el Cabildo de Fuerteventura se ha promovido la puesta en marcha de un plan de rehabilitación de gavias abandonadas (Cabildo de Fuerteventura 2009).

Como ya se ha indicado, la RB se enfrenta a un problema de degradación de la vegetación. Algunos autores sugieren que el pastoreo es el principal responsable (Gangoso et al. 2006; Schuster et al. 2012), mientras que otros mantienen que el pastoreo es altamente deseable para el mantenimiento de ciertos agroecosistemas en el archipiélago (Arévalo et al. 2007; Fernández-Lugo et al. 2013). Cabe plantearse ¿en qué medida afecta el pastoreo a la degradación de la vegetación? Como contribución a una primera respuesta a esta cuestión, el efecto del pastoreo sobre la vegetación natural de alta calidad se ha formulado teniendo en cuenta, por un lado, la capacidad de carga ganadera máxima o sostenible que ofrece el territorio insular, muy dependiente de la precipitación de cada año; y por otro, la cabaña ganadera que efectivamente pastorea en Fuerteventura. Cuando ésta supera la capacidad de carga ganadera sostenible, el indicador de sobrepastoreo alcanza valores superiores a 1, y por tanto, se produce degradación de la vegetación natural de alta calidad (Ecuación 3). Dado que los efectos de la vegetación no desaparecen de forma inmediata tras cesar el sobrepastoreo (pérdida de biomasa aérea, reducción de la capacidad de producción de semillas y rebrotes, etc), se ha establecido por calibración automática un periodo de persistencia de tales efectos en torno a 4 años.

$$is = pac \frac{cab \cdot pn}{pcp \cdot cgf} \tag{Ecuación 3}$$

Donde *is*: indicador de sobrepastoreo; *pac*: proporción de natural de alta calidad en la superficie pastoreable; *cab*: cabaña ganadera en la isla de Fuerteventura; *pn*: necesidades alimenticias cubiertas por el pastoreo; *pcp*: precipitación anual; *cgf*: factor de capacidad de carga ganadera.

Los procesos de sucesión secundaria también están incluidos en el modelo, considerando: primero, el que se produce tras el abandono de zonas agrícolas; y el segundo, más lento, dadas las características bioclimáticas de la Reserva, correspondiente a la recuperación de la vegetación natural de alta calidad.

Sector de la Biodiversidad

En esta primera versión del modelo general de la sostenibilidad de RBF, el sector de la biodiversidad se centra en dos de las especies faunísticas más emblemáticas de la isla: la hubara canaria (*Chlamydotis undulada fuerteventurae*) y el guirre (*Neophron percnopterus majorensis*). Ambas, subespecies endémicas de las Islas Canarias y en peligro de extinción según el Catálogo de Especies Amenazadas (España 2011), por lo que es importante conocer en qué medida los cambios acontecidos en la isla en la última década afectan a tales especies (Fig. 6).

La pérdida del hábitat es el principal factor de amenaza para la población de hubara canaria en la isla (Carrascal et al. 2008; Schuster et al. 2012). En el modelo dinámico, las dos variables de estado que representan esta evolución, el hábitat primario y el secundario, diferenciados por la densidad de hubara que albergan, están afectadas por el aumento de usos urbanos, carreteras, caminos y cultivos, cuyas tasas de pérdida se han definido de acuerdo

con la información aportada por Carrascal et al. (2008). Por otro lado, el abandono gradual de gavias ha permitido su aprovechamiento, formando parte del hábitat secundario.

La población de guirre ha sido modelizada considerando factores de densodependencia y del efecto positivo del ganado sobre la capacidad de carga de la isla para albergar guirre. Sus principales factores de amenaza son los envenenamientos y las electrocuciones (Donazar et al. 2002). En el modelo se ha considerado la probabilidad de electrocución, incluyendo componentes deterministas y estocásticos, como medidas correctoras en tendidos eléctricos implementadas en la isla (Ecuación 4).

$$pg = \left(pg \cdot tic \cdot \frac{k + k_g - pg}{k + k_g} \right) - ((pe \cdot ten \cdot pg + f_{est}) + env) \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde: pg : población de guirre; tic : tasa intrínseca de crecimiento del guirre; k : capacidad de carga del guirre; k_g : capacidad de carga adicional generada por la existencia del ganado; pe : probabilidad de electrocución incluyendo las medidas correctoras llevadas a cabo en la isla; ten : longitud de los tendidos eléctricos; f_{est} : factor estocástico en la probabilidad de electrocución; env : envenenamientos

Verificación del MDRBF

Se han aplicado una serie de pruebas de verificación del modelo (Barlas 1996), incluyendo: test de consistencia dimensional, análisis de sensibilidad, test de condiciones extremas, y test de bondad de ajuste para las 20 variables con series históricas disponibles. El modelo ha superado satisfactoriamente dichos test de verificación. El análisis de sensibilidad, muy útil para evaluar la robustez de los modelos (Graham et al. 2002, Gárate y Blanco 2013, en este número), se ha llevado a cabo para los 20 parámetros establecidos por calibración automática, de los que sólo uno (ligado al índice de elección turística) ha mostrado una sensibilidad elevada.

En relación con los test de condiciones extremas (Li et al. 2012), el modelo arroja los resultados esperados cuando se le somete a distintas condiciones extremas como caída inesperada de la llegada de turistas, demanda acelerada de suelo urbano construido, sequías extremas, eliminación total del plan de rehabilitación de gavias, o incremento de la cabaña ganadera que pastorea.

La comparación de los resultados de la simulación con series observadas constituye una medida de la bondad de ajuste y, por tanto, de la habilidad del modelo para replicar el comportamiento real del sistema y capturar las cuestiones clave del mismo (Solecki y Oliveri 2004; Martínez-Fernández et al. 2013). Se ha determinado la raíz del error cuadrático medio normalizado (NRMSE, Ecuación 5), calculado de acuerdo con Andarizan et al. (2011) y Sepaskhah et al. (2013), y el porcentaje del error absoluto medio (MAPE, Ecuación 6), calculado siguiendo a Goh y Law (2002) y Oliva (2003). El conjunto de los estadísticos de Theil (Theil 1966; Oliva 2003) se ha mostrado particularmente apropiado para modelos dinámicos e incluyen, además del RMSE y MAPE, una medida de la distribución del error. Así, U^M , U^S y U^C representan el error atribuido al sesgo, a la diferencia de varianzas y a la covariación incompleta, respectivamente. Un error grande no compromete necesariamente la utilidad del modelo (Graham et al 2002; Grant y Swannack 2008) pero, en tal caso, dicho error debería estar concentrado fundamentalmente en los componentes U^S y U^C (Sterman 1984; Oliva 2003).

$$NRMSE = \frac{100}{A} \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (S_t - A_t)^2} \quad (\text{Ecuación 5})$$

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n \left| \frac{S_t - A_t}{A_t} \right| \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde: \bar{A} : valor real medio; n : número de observaciones; S_t : valor simulado en el tiempo t ; A_t : valor real en el tiempo t

La **Tabla 1** recoge los principales resultados del cálculo de la bondad de ajuste para las 20 variables que disponen de series observadas, siendo similares los valores para ambos estadísticos. Un total de 15 variables presentan un porcentaje del error absoluto medio (MAPE) por debajo del 10 %, que diversos autores consideran un excelente grado de ajuste (Goh y Law 2002). Mientras que un grado de ajuste bueno, entre el 10 - 20 %, es conseguido por un total de 4 variables. Tan sólo una variable, la inmigración, tiene un grado de ajuste solamente aceptable según estos autores; pudiendo estar relacionado con la falta de fiabilidad de esta serie de datos observados (**Tabla 1**).

En cuanto al cálculo del NRMSE, 13 variables presentan un excelente grado de ajuste de acuerdo con Andarizan et al. (2011) y Sepaskhah et al. (2013), 5 variables consiguen un grado de ajuste bueno, y aceptable para 2 de ellas: la inmigración y el suelo ocupado por los campos de golf.

Cabe señalar que para las dos variables con menor grado de ajuste, el error deriva casi en su totalidad de la covariación incompleta. Los resultados indican un grado de ajuste elevado entre los resultados de la simulación y las series históricas, lo que refuerza la utilidad del MDRBF para analizar la sostenibilidad en la Reserva.

Tabla 1. Resumen de los principales resultados del cálculo de la bondad de ajuste.

Variables	MAPE (%)	RMSE (%)	UM	US	UC
población residente	4.38	5.61	0.39	0.01	0.60
nacimientos	6.66	8.87	0.39	0.04	0.57
inmigración	20.44	21.03	0.03	0.11	0.86
pte	9.51	11.64	0.04	0.00	0.96
plazas turísticas	7.25	9.21	0.21	0.04	0.45
índice ocupación turística	8.92	11.20	0.26	0.02	0.72
empleo turístico	4.78	5.95	0.41	0.01	0.58
hábitat total hubara	0.93	1.15	0.03	0.44	0.53
población guirre real	6.29	6.47	0.06	0.66	0.28
urbano construido	2.97	3.46	0	0.33	0.67
caminos	0.96	1.53	0.29	0.14	0.57
carreteras	0.78	1.11	0.48	0.07	0.45
cultivos activos	10.14	11.39	0.02	0.45	0.53
regadíos	11.75	13.69	0.05	0.66	0.29
gavias activas	10.49	11.55	0.15	0.54	0.31
natural total	0.29	0.43	0.44	0.55	0.01
superficie campos golf	10.01	24.45	0.01	0.01	0.98
tasa motorización	3.34	4.05	0.03	0.32	0.65
parque vehículos	4.82	4.97	0.57	0.21	0.22
consumo eléctrico	6.30	7.84	0.28	0.01	0.71
Error medio	6.55	8.28	0.19	0.23	0.58

Simulaciones

Los resultados del proceso de verificación ofrecen un elevado grado de confianza en el modelo para su aplicación en el análisis de la evolución de los factores clave de la sostenibilidad y sus principales interacciones en la Reserva. La población turística equivalente refleja una tendencia ascendente, así como el efecto de la crisis económica que dio comienzo en 2007, con una gran repercusión en el factor PIB, produciéndose una marcada caída de los turistas llegados en 2009 (**Fig. 7a**). Diversos factores como el inicio de la recuperación económica en los principales países emisores de turistas hacia Fuerteventura y la contracción de los precios turísticos en la isla en los años 2009 y 2010, han favorecido la recuperación de la pte a partir de entonces.

La actividad turística es uno de los factores clave en el extraordinario crecimiento demográfico acontecido en Fuerteventura, habiéndose duplicado la población residente en sólo 10 años (1996-2006) y superando los 100 000 residentes en 2011 (Fig. 7b). Esta evolución no sólo se explica por un fuerte crecimiento vegetativo, sino que se debe principalmente a un saldo migratorio positivo motivado por el poder de atracción poblacional de la actividad turística y de las diversas ramas productivas que es capaz de estimular (Santana-Jiménez y Hernández 2011).

La población turística equivalente y la residente representan los principales motores de cambio de otros indicadores de sostenibilidad territorial, como el indicador de superficie urbana construida (Spilanis et al. 2009; BPIA 2012). La transformación del territorio a suelos urbanos y otros usos artificiales constituye uno de los cambios de uso que puede inducir en mayor medida procesos de insostenibilidad, pese a los aparentemente modestos valores de ocupación que suponen respecto al territorio total. La Figura 8a muestra cómo el suelo urbano construido se ha triplicado en el periodo de simulación.

Un uso sostenible y eficiente del territorio requiere mantener una adecuada proporción de sistemas naturales y rurales ambientalmente activos. Con este objetivo, recogido en el Plan de Acción de la RBF, la proporción de gavias funcionalmente activas representa un indicador clave, dados los beneficios ambientales de este tipo de paisaje agrario tradicional. Los cambios socioeconómicos acontecidos en la isla han favorecido un progresivo abandono de la agricultura tradicional; tendencia que ha sufrido un cambio importante desde 2002 con la ejecución de planes puntuales de rehabilitación de gavias (Fig. 8b), sin los cuales la superficie de gavias activas al final del periodo de simulación sería entorno a un 50 % menor.

Los efectos de ocupación del suelo y fragmentación del territorio asociados al crecimiento generalizado de los usos artificiales suponen uno de los principales factores de amenaza a la biodiversidad de la RBF. Para la hubara canaria, la pérdida del hábitat potencial representa su principal factor de amenaza en la isla. A partir de la cartografía disponible de los factores que determinan el hábitat de hubara (Carrascal et al. 2008) se ha podido estimar el hábitat potencial en tres años: 1996, 2002 y 2010. Su comparación con los resultados de la simulación ofrecen un buen ajuste los años indicados. La Figura 9a refleja la reducción del hábitat potencial de la hubara, fruto del aumento en la longitud de carreteras y caminos, así como de la transformación de hábitat debida a la expansión de los núcleos urbanos principales y residenciales dispersos, el aumento de la superficie de cultivos activos y la disminución de gavias abandonadas. La Figura 9b muestra una tendencia creciente para la población del guirre en el periodo de simulación, directamente relacionada con el aumento del ganado y con la reducción del número de colisiones y electrocuciones a partir de 2006, gracias a la puesta en marcha de medidas de gestión dirigidas a reducir la mortalidad en tendidos eléctricos.

El análisis de la evolución de estas dos especies es fundamental debido a la necesidad de desarrollo de estrategias para su protección dado su estatus de amenaza. A pesar de que, como algunos autores afirman (Carrascal et al. 2012), el uso de estas especies clave no garantiza la conservación de la riqueza de especies, son consideradas especies bandera que pueden facilitar el apoyo social a las políticas de conservación de la biodiversidad (Walpole y Leader-William 2002; Verissimo et al. 2011).

Por otro lado, el modelo ha permitido analizar la afección directa del pastoreo sobre la vegetación natural de alta calidad, como contribución a la controversia suscitada entre aquellos que sugieren que el pastoreo es el principal responsable de dicha afección (Gangoso et al. 2006; Schuster et al. 2012), y los que mantienen que el pastoreo es altamente deseable para el mantenimiento de ciertos agroecosistemas (Arévalo et al. 2007; Fernández-Lugo et al. 2013). En este sentido, de acuerdo con los resultados de la simulación, el modelo no sustenta la idea de que exista una degradación conti-

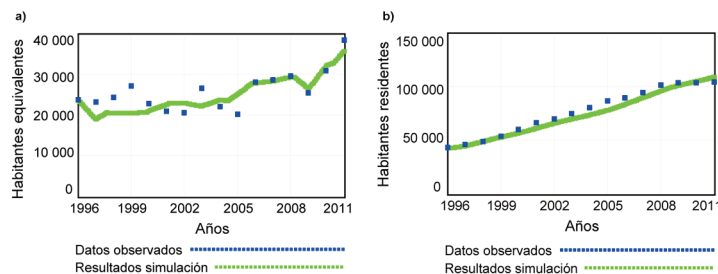


Figura 7. Datos observados y resultados de la simulación entre 1996 y 2011. a) Población turística equivalente. b) Población residente. Fuente datos observados: ISTAC.

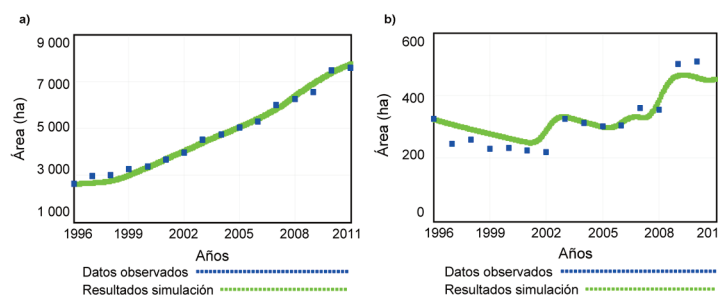


Figura 8. Datos observados y resultados de la simulación entre 1996 y 2011. a) Suelo urbano construido (incluyendo usos residenciales y turísticos). b) Superficie ocupada por gavias activas. Fuente datos observados: ISTAC, Catastro y Estadística Agraria.

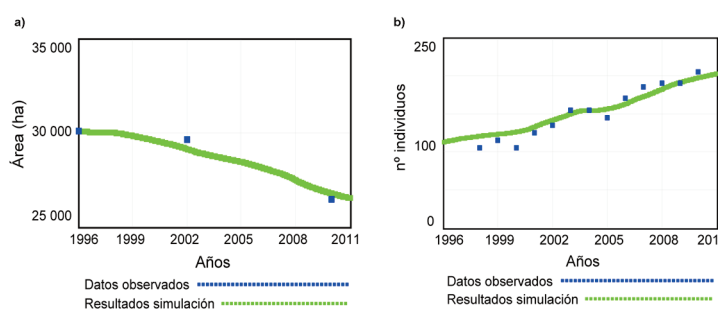


Figura 9. Datos observados y resultados de la simulación entre 1996 y 2011. a) Hábitat potencial de la hubara. b) Población de guirre real. Fuente datos observados: A partir de información cartográfica y literatura científica sobre ambas especies.

nua por el ganado, puesto que el indicador de sobrepastoreo se mantiene en general con valores por debajo de 1 (Fig. 10). Sin embargo, en sequías especialmente intensas, como la acontecida entre los años 2009 y 2010, sí se produce una degradación de la vegetación natural de alta calidad, cuyos efectos podrían mantenerse durante varios años. Con el fin de minimizar los efectos del pastoreo sobre la vegetación en los años más secos, numerosos autores vienen reclamando un mayor control del ganado (Schuster et al. 2012; Scholz y Palacios 2013). Sin embargo, una reducción de la cabaña ganadera podría inducir impactos negativos sobre la población insular de especies de carroñeros amenazadas, como el guirre (Donázar et al. 2002; Gangoso et al. 2006). Esto sugiere la existencia de una contradicción potencial entre objetivos ambientales bajo una misma medida de gestión, dado que la optimización de unos implica una reducción de otros (MEA 2005; Rodríguez et al. 2006).

Asimismo, el modelo ha permitido detectar otras contradicciones entre objetivos ambientales; por ejemplo, en torno a la medida ambiental de rehabilitación de gavias (Tabla 2). Por un lado, la recuperación de gavias favorece la pérdida de hábitat secundario de la hubara; por otro, las gavias activas constituyen un agroeco-

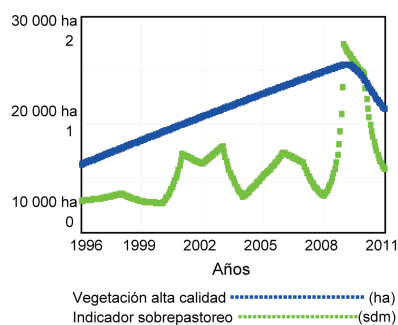


Figura 10. Evolución de la vegetación de alta calidad y el indicador de sobrepastoreo entre 1996 y 2011. Resultados de la simulación.

Tabla 2. Comparación de los valores obtenidos por tres indicadores de sostenibilidad (hábitat de hubara, en hectáreas; indicador del paisaje, adimensional; recarga acumulada del acuífero en el periodo de simulación, en hectómetros cúbicos) con el plan de rehabilitación de gavias abandonadas y en ausencia de este plan.

Indicadores	Con Plan Rehabilitación gavias abandonadas	Sin Plan Rehabilitación gavias abandonadas
Hábitat total hubara (Ha)	26 520	26 793
Indicador del paisaje (sd)	2.76	2.71
Recarga acumulada del acuífero (Hm ³)	175.09	172.3

sistema tradicional que contribuye positivamente a la calidad escénica del paisaje, mientras que su morfología favorece la concentración de nutrientes y de humedad en el suelo, contribuyendo a una fertilización natural de los cultivos y a la recarga del acuífero. Sin bien el impacto del Plan de Rehabilitación aplicado en el periodo de estudio (1996-2011) es hasta ahora limitado (menos de 400 ha rehabilitadas en todo el periodo) y no supone grandes cambios en los indicadores señalados, los datos de la **tabla 2** respaldan la existencia de esas contradicciones, que han de ser tenidas en cuenta de cara a futuras medidas de gestión, especialmente la posible implementación de programas más ambiciosos de rehabilitación de gavias.

En general, la existencia de contradicciones potenciales entre objetivos ambientales, así como conflictos entre opciones de desarrollo socioeconómico y de conservación, han de ser tenidos en cuenta en la toma de decisiones para una gestión más sostenible de la Reserva (Rodríguez et al. 2006; Vidal et al. 2013). La dificultad para la consecución de los objetivos de sostenibilidad reside en la complejidad de las relaciones causa-efecto que determinan el comportamiento de los sistemas socio-ecológicos (Marín et al. 2012). En este sentido, los catálogos de indicadores de sostenibilidad, tradicionalmente aplicados de forma estática (Prescott-Allen 2001; Spangenberg 2002), presentan insuficiencias, dada su incapacidad para abordar dicha complejidad y las interacciones entre indicadores, lo que puede conducir a una evaluación sesgada de los diagnósticos y opciones. El MDRBF elaborado permite comprender las sinergias entre factores en el sistema socio-ecológico de Fuerteventura, así como las interacciones entre indicadores de sostenibilidad, lo que puede ayudar a mejorar los diagnósticos y los procesos de toma de decisiones por parte de todos los actores involucrados.

Trabajos posteriores se centrarán en la aplicación del MDRBF para explorar la evolución del sistema bajo distintos escenarios, con el objetivo último de contribuir a la sostenibilidad a largo plazo de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura.

Conclusiones

Como contribución al análisis de la sostenibilidad de sistemas socio-ecológicos como las Reservas de la Biosfera insulares, se ha elaborado un modelo dinámico de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura calibrado para el periodo 1996-2011. Las pruebas de verificación han mostrado resultados satisfactorios, lo que indica la utilidad del modelo como herramienta de apoyo a la gestión sostenible de esta Reserva.

El modelo ha posibilitado la integración de los principales indicadores de sostenibilidad considerados para esta Reserva de la Biosfera, lo que facilita la evaluación dinámica de los avances y retos pendientes en la sostenibilidad general de la Reserva.

Más allá de los habituales conflictos entre opciones de desarrollo socioeconómico y políticas de conservación de la naturaleza, el modelo permite identificar y analizar contradicciones potenciales entre distintos objetivos ambientales e indicadores de sostenibilidad, contradicciones que con frecuencia pasan inadvertidas utilizando únicamente catálogos estáticos de indicadores.

Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en parte dentro del proyecto: "Herramienta avanzada para la gestión sostenible y el desarrollo de un sistema de información y participación en las Reservas de la Biosfera" financiado por el Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, dentro del Subprograma: Avanza Competitividad I+D+i 2010-2012. Ha contado igualmente con el apoyo del proyecto "IDIGEO: Plataforma para la Investigación y Desarrollo de Sistemas de Información Geomática", MICINN, Convocatoria ACTEPARQ 2009. Agradecemos muy especialmente el apoyo y soporte de Interra S.L., coordinador principal de ambos proyectos.

Referencias

- Andarizan, B., Bannayanb, M., Stedutoc, P., Mazraeha, H., Baratid, M.E., Baratie, M.A., Rahnama, A. 2011. Validation and testing of the AquaCrop model under full and deficit irrigated wheat production in Iran. *Agricultural Water Management* 100: 1-8.
- Archavaleta, M., S. Rodríguez, N. Zurita, A. García (coord.) 2010. *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres 2009*. Gobierno de Canarias. Tenerife. Islas Canarias. 579 pp.
- Arévalo, J. R., Chinae, E., Barquín, E. 2007. Pasture management under goat grazing on Canary Islands. *Agriculture, ecosystems and environment* 118 (1): 291-296.
- Barlas, Y. 1996. Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. *System dynamics review* 12(3), 183-210.
- BPIA (Banco Público de Indicadores Ambientales del MAGRAMA). 2012. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/informacion-ambiental-indicadores-ambientales/banco-publico-de-indicadores-ambientales-bpia/default.aspx>
- Cabildo de Fuerteventura 2009. Noticias. Disponible en: http://www.cabildofuerteventura.es/portal/p_14_final_Distribuidor_2.jsp?seccion=s_fnot_d4_v1.jsp&contenido=407&tipo=8&nivel=1400&codResi=1&language=es&codMenu=11
- Cáceres, Y. 2010. "Sistema de indicadores de sostenibilidad para la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura". Cabildo de Fuerteventura y Reserva de la Biosfera.
- Canalis, X. 2013. ¿La Primavera Árabe beneficia realmente a España?. *Destinos turísticos y Geopolítica*. Marzo 2013. pp: 38-39
- Carrascal, L.M., Palomino, D., Seoane, J., Alonso, C.L. 2008. Habitat use and population density of the houbara bustard *Chlamydotis undulata* in Fuerteventura (Canary Islands). *African Journal of Ecology* 46: 291-302.
- Carrascal, L.M., Cayuela, L., Palomino, D., Seoane, J. 2012. What species-specific traits make a bird a better surrogate of native species richness? A test with insular avifauna. *Biological Conservation* 152: 204-211.
- Cruz, A. 2009. Factores de atracción turística: similitudes y diferencias en los principales destinos del Caribe Insular. *TURYDES* 2 (6): 1-18.
- del Arco, M.J., González-González, R., Garzón-Machado, V., Pizarro-Hernández, B. 2010. Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19 (11): 3089-3140.
- del Valle, E., Maldonado, J., Sainz, H., Sánchez de Dios, R. 2004. Áreas importantes para la flora amenazada española. En: Bañares, A., Blanca,

- G., Guemes, J., Moreno J.C. and Ortíz S., (eds). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, España. pp. 1069.
- Díaz, F.J., Tejedor, M., Jiménez, C., Dahlgren, R.A. 2011. Soil fertility dynamics in runoff-capture agriculture, Canary Islands, Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 144(1):253–261.
- Donázar, J. A., Palacios, C. J., Gangoso, L., Ceballos, O., González, M. J., Hiraldo, F. 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biological Conservation* 107 (1): 89-97.
- España 2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 46 de 23 de febrero de 2011, páginas 20912 a 20951. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies-amenazadas/real_decreto_139-2011_listado_proteccion_especial_y_amenazadas_tcm7-211970.pdf
- Feng, H., Yu, D., Deng, Y., Weinstein, M., Martin, G. 2012. System dynamic model approach for urban watershed sustainability study. *OIDA International Journal of Sustainable Development* 5 (06): 70-80.
- Fernández- Palacios, J. M., Whittaker, R. J. 2008. The Canaries: an important biogeographical meeting place. *Journal of Biogeography* 35 (3): 379-387.
- Fernández-Lugo, S., Bermejo, L.A., de Nascimento, L., Méndez, J., Naranjo-Cigala, A., Arévalo, J.R. 2013. Productivity: key factor affecting grazing exclusion effects on vegetation and soil. *Plant Ecology* 1-16.
- Forrester, J.W. 1961. *Industrial Dynamics*. The MIT Press, Cambridge Massachusetts, p.464.
- Gangoso, L., Donázar, J. A., Scholz, S., Palacios, C. J., Hiraldo, F. 2006. Contradiction in conservation of island ecosystems: plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation* 15 (7): 2231-2248.
- Gárate M., Blanco J.A. 2013. Importancia de la caracterización de la biomasa de raíces en la simulación de ecosistemas forestales. *Ecosistemas* 22 (3): 66-73.
- Garín-Muñoz, T. 2006. Inbound international tourism to Canary Islands: a dynamic panel data model. *Tourism Management* 27, 281–291.
- Goh, C., Law, R. 2002. Modeling and forecasting tourism demand for arrivals with stochastic nonstationary seasonality and intervention. *Tourism Management* 23 (5): 499-510.
- González, J. A., Montes, C., Rodríguez, R., Tapia, W. 2008. Rethinking the Galapagos Islands as a complex social-ecological system: implications for conservation and management. *Ecology and Society* 13 (2):13.
- Graham, A.K., Moore, J., Choi, C.Y. 2002. How robust are conclusions from a complex calibrated model, really?. A project management model benchmark using fit-constrained Monte Carlo analysis. *Proceedings of the XX System Dynamics Conference*. System Dynamics Society. Palermo. 28 July-1 August 2002.
- Grant, W.E., Swannack, T.M. 2008. *Ecological Modelling. A common-sense approach to theory and practice*. Blackwell Publishing. Oxford. UK.
- Halliday, A., Glaser, M. 2011. A Management Perspective on Social Ecological Systems: A generic system model and its application to a case study from Peru. *Human Ecology Review* 18 (1): 1-18.
- ISTAC 2012. *Encuesta de Población Activa (1998-2011)*. Las Palmas de Gran Canaria. España.
- Kelly, R.A., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., Henriksen, H.J., Voinov, A.A. 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environmental Modelling and Software* 47: 159-181.
- Lacitignola, D., Petrosillo, I., Cataldi, M., Zurlini, G. 2007. Modelling socio-ecological tourism-based systems for sustainability. *Ecological Modelling* 206 (1): 191-204.
- Li, F.J., Dong, S.C., Li, F.A., 2012. System dynamics model for analyzing the ecoagriculture system with policy recommendations. *Ecological Modelling* 227: 34–45.
- Marín, V.H., Rodríguez, L.C., Niemeyer, H.M. 2012. A socio-ecological model of the Opuntia scrublands in the Peruvian Andes. *Ecological Modelling* 227: 136– 146.
- Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A. 2004. Dynamics of water scarcity in irrigated landscapes: Mazarrón and Aguilas in south-eastern Spain. *System Dynamics Review* 20: 117-137.
- Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A., Calvo Sendín, J.F. 2000. Environmental and socioeconomic interactions in the evolution of traditional irrigated lands: a dynamic system model. *Human Ecology* 28: 279-299.
- Martínez-Fernández, J., Esteve Selma, M.A., Baños-González, I., Carreño, F., Moreno, A. 2013. Sustainability of Mediterranean irrigated agro-landscapes. *Ecological Modelling* 248:11-19.
- Martínez-Moyano, I.J., Richardson, G.P. 2013. Best practices in system dynamics modeling. *System Dynamic Review* 29: 102–123
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis*. - Island Press. London. UK. Disponible en: www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf
- Molina, F., Villa, A. 2008. La reserva de biosfera intercontinental de Mediterráneo Andalucía (España)-Marruecos como instrumento de Cooperación. *Ecosistemas* 17 (2): 17-27.
- Nguyen, N.C., Bosch, O.J., Maani, K.E. 2009. The importance of Systems Thinking and Practice for creating biosphere reserves as "learning laboratories for sustainable development". En: *Proceedings of the 53rd Annual Meeting of the ISSS-2009, Brisbane, Australia*. Vol. 1 (1).
- Oliva, R. 2003. Model calibration as a testing strategy for system dynamics models. *European Journal of Operational Research* 151 (3): 552-568.
- Patterson, T, Gulden, T, Cousins, K, Kraev, E. 2004, Integrating environmental, social and economic systems: a dynamic model of tourism in Dominica. *Ecological Modelling* 175: 121-136.
- Pérez, I., Tenza, A., Anadón, J.D., Martínez Fernández, J., Pedreño, A y Giménez, A. 2012. Exurban sprawl increases the extinction probability of a threatened tortoise due to pet collections. *Ecological Modelling* 245:19-30.
- Plan de Acción Reserva de la Biosfera de Fuerteventura 2013. Disponible en: <http://gestion.cabildofuer.es/fuerteventurabiosfera/>
- Prescott-Allen, R. 2001. *The wellbeing of nations: a country-by-country index of quality of life and the environment*. Island Press, Washington, DC. USA.
- Rodríguez, J.P., Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S.J., Agard, J., et al. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11 (1), 28.
- Rodríguez-Rodríguez, A., Mora, J.L., Arbelo, C., Bordon, J. 2005. Plant succession and soil degradation in desertified areas (Fuerteventura, Canary Islands, Spain). *Catena* 59 (2): 117-131.
- Santana-Jiménez, Y., Hernández, J.M. 2011. Estimating the effect of overcrowding on tourist attraction: The case of Canary Islands. *Tourism Management* 32 (2): 415-425.
- Scholz, S, Palacios, C.J. 2013. Los últimos bosques del desierto canario. *Quercus* 327, 34-43.
- Schuster, C., Iglesias-Lebrija, J.J., Carrascal, L.M. 2012. Tendencias poblacionales recientes de la avutarda hubara en las Islas Canarias: análisis metodológico y estado de conservación. *Animal Biodiversity and Conservation* 35(1):125-139.
- Sepaskhah, A.R., Amini-Nejad, M., Kamgar-Haghighi, A.A. 2013. Developing a dynamic yield and growth model for saffron under different irrigation regimes. *International Journal of Plant Production* 7 (3): 473-504.
- Solecki, W., Oliveri, C., 2004. Downscaling climate change scenarios in an urban land use change model. *Journal of Environmental Management* 72: 105–115.
- Spangenberg, J.H. 2002. Institutional sustainability indicators: an analysis of the institutions in Agenda 21 and a draft set of indicators for monitoring their effectivity. *Sustainable Development* 10 (2): 103-115.
- Spilanis, I., Kizos, T., Koulouri, M., Kondyli, J., Vakoufaris, H., Gatsis, I. 2009. Monitoring sustainability in insular areas. *Ecological indicators* 9 (1): 179-187.
- Sterman, J.D. 1984. Appropriate summary statistics for evaluating the historical fit of system dynamics models. *Dynamica* 10 (2): 51-66.
- Theil, H., 1966. *Applied Economic Forecasting*. North-Holland Publishing, Amsterdam.
- Torres Cabrera, J.M. 1995. *El suelo como recurso natural: procesos de degradación y su incidencia en la desertificación de la isla de Fuerteventura*. Tesis de Doctorado. Universidad de La Laguna (España).
- Van Kerkhoff, L. 2013. Developing integrative research for sustainability science through a complexity principles-based approach. *Sustainability Science* 1-13.
- Van Mai, T., Maani, K.E., Mohamed, B. 2010. Systems Thinking for Sustainable Tourism in the Cat Ba Biosphere Reserve of Vietnam. En: *Proceeding of the 28th International Conference of the System Dynamics Society*. Seoul, Korea.
- Verissimo, D., MacMillan, D.C., Smith, R.J. 2011. Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters* 4 (1): 1-8.
- Vidal, B., Martínez-Fernández, J., Sánchez Picón, A., Pugnaire, F. 2013. Trade-offs between maintenance of ecosystem services and socio-economic development in rural mountainous communities in southern Spain: a dynamic simulation approach. *Journal of Environmental Management* 131: 280-297.
- Walpole, M.J., Leader-Williams, N. 2002. Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and conservation* 11 (3): 543-547.

ANEXO 1. Indicadores de sostenibilidad incluidos en el modelo dinámico de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura. Se indica la fuente de los mismos, especificando si proceden de la propuesta de indicadores de sostenibilidad de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura (Cáceres 2010) atendiendo a los objetivos específicos del Plan de Acción de la RBF (Plan de Acción RBF 2013), en la tabla como "Plan de Acción, Cáceres, 2010"; o de las sugerencias de algunos miembros del Comité Científico de la Reserva (comunicación personal), en la tabla como "Comité Científico".

	Indicadores de sostenibilidad	Unidades	Fuente
Socioturístico	Índice de ocupación	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Índice de satisfacción turística	sdm	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Evolución de la capacidad alojativa	nº plazas	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Empleo generados por turista equivalente	empleos	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Relación turista equivalente-residente	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
Usos del suelo	Superficie no protegida con alta funcionalidad ambiental	Ha	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Proporción de superficie urbana construida	%	Comité científico
	Indicador del paisaje	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Superficie ocupada por vegetación alta calidad	Ha	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Densidad viaria	km/km2	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Playa per cápita	m2/hab	Plan Acción, Cáceres (2010)
Biodiversidad	Hábitat hubara canaria	Ha/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Población guirre real	individuos/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Muerte de especies clave por electrocución	individuos/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
Recursos hídricos	Consumo doméstico neto per cápita	m3/hab/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Consumo turístico neto per cápita	m3/hab/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Distribución del consumo por sectores	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Tasa de depuración de aguas residuales	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Tasa de reutilización de aguas residuales	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Energía consumida por la desalación	Kwh/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Proporción de pérdidas en las redes de distribución	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Recarga del acuífero	m3/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
Calidad ambiental	Índice de motorización	vehículo/hab/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Índice de autoabastecimiento energético	%	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Consumo energía primaria per cápita	kw/hab/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Consumo energía eléctrica per cápita	kw/hab/año	Plan Acción, Cáceres (2010)
	Producción anual de RSU	kg/año	Comité científico
	Recogida selectiva	kg/año	Comité científico
	Tasa de reciclado de residuos extraídos de la mezcla	%	Comité científico
	Residuos no reutilizados ni reciclados	kg/año	Comité científico

ANEXO 2. Variables de estado incluidas en el modelo dinámico de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura.

VARIABLES DE ESTADO	DEFINICIÓN	UNIDADES
Población residente	Habitantes residentes	nº habitantes
Plazas turísticas	Plazas turísticas (hoteleras y extrahoteleras)	plazas
Hotelero	Superficie ocupada por uso hotelero	hectáreas
Extrahotelero	Superficie ocupada por uso extrahotelero	hectáreas
Residencial	Superficie ocupada por uso residencial	hectáreas
Campos de Golf	Superficie ocupada por campos de golf	hectáreas
Natural vegetación alta calidad	Superficie ocupada por comunidades vegetales no alteradas	hectáreas
Natural vegetación baja calidad	Superficie ocupada por comunidades vegetales alteradas por procesos antrópicos y perturbaciones	hectáreas
Gavias abandonadas	Superficie ocupada por gavias abandonadas	hectáreas
Gavias	Superficie ocupada por gavias activas	hectáreas
Regadío	Superficie ocupada por cultivos en regadío	hectáreas
Carreteras	Longitud de carreteras	km
Caminos	Longitud de caminos	km
Hábitat primario	Hábitat primario de hubara canaria	hectáreas
Hábitat secundario	Hábitat secundario de hubara canaria	hectáreas
Guirre real	Población de guirre real	nº individuos
Aguas subterráneas	Volumen de aguas subterráneas	m ³
Aguas superficiales	Volumen de aguas superficiales	m ³
Capacidad de embalse	Volumen embalsable	m ³
Evolución PIB canario	Variación interanual del PIB canario	sdm