

Dinámica de Sistemas para comprender los procesos de desertificación

Jaime Martínez-Valderrama^{1,*} , Javier Ibáñez Puerta², Rolando Gartzia³, Francisco J. Alcalá^{4,5}

(1) Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio "Ramón Margalef", Universidad de Alicante, Carretera de San Vicente del Raspeig s/n, 03690 San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

(2) Departamento de Economía Agraria, Estadística y Gestión de Empresas, ETSIAAB, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid, España.

(3) Departamento de Ingeniería Civil, Universidad Católica de Murcia, 30107, Murcia, España.

(4) Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Ríos Rosas 23, 28003 Madrid, España.

(5) Instituto de Ciencias Químicas Aplicadas, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chile, 7500138 Santiago, Chile.

* Autor de correspondencia: Jaime Martínez-Valderrama [jaime.mv@ua.es]

> Recibido el 17 de marzo de 2021 - Aceptado el 10 de septiembre de 2021

Como citar: Martínez-Valderrama, J., Ibáñez, J., Gartzia, R., Alcalá, F.J. 2021. Dinámica de Sistemas para comprender los procesos de desertificación. *Ecosistemas* 30(3): 2191. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2191>

Dinámica de Sistemas para comprender los procesos de desertificación

Resumen: La desertificación es un proceso complejo y contraintuitivo cuyo estudio demanda un enfoque multidisciplinar. Ello la convierte en un campo de investigación ideal sobre el que aplicar la Dinámica de Sistemas (DS). Se trata de una metodología de construcción de modelos dinámicos de simulación por ordenador que se concibe como herramienta de apoyo para el estudio y la gestión de problemas que, especialmente, muestren las características aludidas.

Este artículo repasa los fundamentos de la metodología, muestra sus ventajas y desventajas, e ilustra su funcionamiento con un caso de estudio de desertificación. A través de este modelo, que describe un sistema de pastoreo en el que tanto la erosión como la invasión de matorrales son dos amenazas contrapuestas y latentes, se explican dos de las principales señas de identidad de la DS: la detección de bucles de realimentación y la implementación de multiplicadores. Mediante los primeros se trata de explicitar los mecanismos subyacentes al comportamiento del sistema y con los "multis" se demuestra la necesidad de considerar el comportamiento de un sistema en situaciones extremas, propias de problemas como la desertificación.

El trabajo presenta, además, diversas maneras de utilizar un modelo DS. Más allá de la evolución temporal de las variables que forman parte del modelo, es posible acoplar distintos tipos de análisis que resultan muy útiles en el estudio y prevención de la desertificación, como es la estimación de riesgos de desertificación y los análisis de sensibilidad que permiten detectar los factores más determinantes de este problema.

Palabras clave: análisis de sensibilidad; bucles de realimentación; comportamiento inesperado; enfoque holístico; riesgo

System Dynamics for understanding desertification processes

Abstract: Desertification is a complex and counter-intuitive process whose study requires a multidisciplinary approach. This makes it an excellent field of research in which to apply System Dynamics (SD). It is a methodology for the construction of dynamic computer simulation models that is conceived as a support tool for the study and management of problems that, in particular, show the characteristics mentioned above.

This article reviews the basics of the methodology, shows its advantages and disadvantages, and illustrates how it works with a desertification case study. Through this model, which describes a rangeland system in which both erosion and shrub encroachment are two opposing and latent threats, two of the main hallmarks of SD are explained: the detection of feedback loops and the implementation of multipliers. The former is an explicit attempt to explain the mechanisms underlying the behaviour of the system, while the "multis" demonstrate the need to consider the behaviour of a system in extreme situations, inherent to problems such as desertification.

The work also presents several ways of using a SD model. Beyond the temporal evolution of the variables that make up the model, it is possible to couple different types of analysis that are very useful in the study and prevention of desertification, such as the estimation of desertification risks and sensitivity analyses that allow the detection of the most determining factors of this problem.

Keywords: feedback loops; holistic approach; risk; sensitivity analysis; unexpected behavior

Una herramienta propicia para el estudio de la desertificación

Un problema con muchas aristas

La Convención de Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación definió desertificación como “la degradación de la tierra en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, resultante de varios factores, incluyendo variaciones climáticas y actividades humanas”, donde por degradación de la tierra se entiende su “pérdida de productividad biológica y económica, y de complejidad” (UN 1994).

Se trata de una definición que explícitamente alude a varios ámbitos de investigación (climatología, usos del suelo, biología, economía). Al mirar con más detalle procesos concretos de desertificación, es necesario integrar aún más disciplinas. Así, por ejemplo, es preciso considerar la edafología cuando las causas de la degradación de la tierra son la erosión o la salinización del suelo, o la hidrología e hidrogeología cuando la causa es el deterioro de las masas de agua superficial y subterránea. O se deben incorporar las ciencias agrarias, si el uso del suelo es agrario, o la agronomía y la ecología si se trata de un uso de ganadería extensiva en una zona de pastos naturales.

El estudio de la desertificación requiere, por tanto, un claro enfoque multidisciplinar. Aunque el problema puede abordarse con distintos objetivos (monitorización, prospectiva) y metodologías (técnicas estadísticas y de modelado, geomática, teledetección), en todos los casos resulta conveniente adoptar un enfoque sistémico, es decir, tener en cuenta que la desertificación es el resultado de la interacción dinámica, y generalmente compleja, entre un buen número de factores y procesos que son propios de ámbitos de conocimiento muy diversos (Costanza 1996; Reynolds y Stafford Smith 2002; Vetter 2005; Stafford Smith et al. 2007; Maestre et al. 2012; Engler et al. 2018).

Complejidad y carácter contraintuitivo de la desertificación

Desde que Aubreville definiera el fenómeno por primera vez (Aubreville 1949), el número de definiciones no ha parado de crecer hasta superar la centena (Reynolds et al. 2007), lo cual es buena muestra de su complejidad e inaprehensibilidad. Con frecuencia, las decisiones humanas, incluso en el ámbito científico, se basan en modelos mentales excesivamente simplistas. Dicho con otras palabras, las personas tendemos a utilizar modelos lineales (Fig. 1A), que asumen relaciones causales simples entre los componentes de un sistema (cada causa conlleva un efecto que, a su vez, es causa de un efecto posterior), y que además ocurren automáticamente. Sin embargo, como muestra la Figura 1B, los procesos complejos lo son porque ocurren en sistemas donde: i) prácticamente todo influye en todo; ii) existen numerosas relaciones no lineales; iii) las causas y los efectos distan en el tiempo y en el espacio; es decir, hay retardos; iv) la información es limitada o ambigua, y lleva tiempo obtenerla; y v) las soluciones a corto y a largo plazo son muchas veces contradictorias (Moxnes 2000; Sterman 2000; Turner et al. 2016).

Esta complejidad es la base del comportamiento contraintuitivo, o paradójico, que muchas veces encontramos en sistemas sometidos a condiciones poco habituales, como ocurre en la desertificación (el cual es, por definición, un estado novedoso del sistema). Así, por ejemplo, la mejora en la eficiencia del uso del agua puede conducir a escenarios de mayor estrés hídrico (Perry 2017), la desincentivación de la ganadería, en lugar de dar como resultado una menor presión sobre los recursos pastables, consigue justamente lo opuesto (Ibáñez et al. 2014b) o los planes de reforestación que buscan frenar la desertificación contribuyen a secar esas regiones (Mátyás y Sun 2014).

Ventajas e inconvenientes de la Dinámica de Sistemas

Los epígrafes anteriores muestran la conveniencia de utilizar la Dinámica de Sistemas (DS) para estudiar la desertificación. A continuación, resumimos sus ventajas en el estudio de procesos mul-

tidisciplinares y complejos (Meadows 1980; Morecroft 1988; Sterman 2000), y también sus inconvenientes (Kelly et al. 2013).

Sus puntos fuertes son: 1) Permite incluir y hacer interactuar variables de disciplinas muy diferentes (p.e. variables socioeconómicas y biofísicas); 2) Permite establecer entramados de relaciones lineales o no lineales entre las variables tan complejos como sea necesario; 3) Al tener el tiempo como base para la formulación de ecuaciones, permite representar explícitamente los retardos existentes entre causas y efectos; 4) Al tener el tiempo también como base para la presentación de resultados, permite proyectar las simulaciones a lo largo de horizontes temporales tan dilatados como sea necesario, de manera que es posible observar diferencias de comportamiento entre el corto y el largo plazo; 5) Permite establecer fácilmente escenarios de simulación y explorar sus efectos sobre el comportamiento del sistema, lo cual ayuda a dar respuesta a múltiples preguntas; 6) Es una metodología abierta y flexible, ya que permite mejorar y acrecentar un modelo progresivamente y acoplar otras herramientas de análisis; 7) Propone técnicas para afrontar limitaciones de información.

Las principales desventajas están ligadas a su implementación. Los programas para implementar modelos DS (como Vensim, Stella, Powersim, etc) se han afanado en simplificar el proceso de creación de un modelo y en crear modos de presentación que resulten atractivos tanto a sus diseñadores como a sus usuarios. Por ello, resulta sencillo crear modelos complejos con muchas variables que transmiten la falsa impresión de ser “mejores” que otros más sencillos. En este sentido, parece que cuantas más variables y relaciones haya, el modelo será más realista. Son varios los problemas al proceder de esta manera. Es probable que muchas de las relaciones propuestas no estén respaldadas por datos. Además, los principiantes pueden llegar a creer que hacer un modelo dinámico es muy sencillo, y lo único que hay que hacer es ir añadiendo variables y flechas. Sin atrevernos a afirmar, como otros autores, que modelar es un arte (Kapur 1982), lo cierto es que la fase de elección de variables, su clasificación y determinar las relaciones entre ellas y su sentido, es la fase más crucial de la construcción de un modelo y la que más tiempo consume.

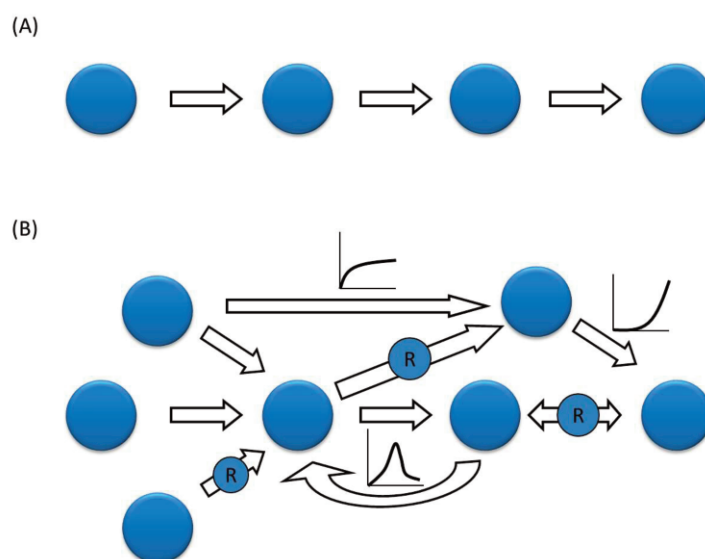


Figura 1. A) Relaciones causa-efecto en un modelo mental lineal; **B)** Relaciones entre las variables de un sistema complejo en el que hay múltiples causas y efectos que forman bucles de realimentación, retardos y relaciones no-lineales.

Figure 1. A) Cause-effect relationships in a linear mental model; **B)** Relationships between variables in a complex system in which there are multiple causes and effects that form feedback loops, delays and non-linear relationships.

De lo anterior se deriva que la inclusión de bucles de retroalimentación inciertos o postulados puede crear un comportamiento complejo del modelo que no se corresponde con el del mundo real y que suele ser muy difícil de verificar o validar. Finalmente, el tratamiento del espacio es muy limitado y aunque existen maneras de sobrellevar estas restricciones (por ejemplo, vectorizando las variables), la complejidad logística que se añade lo hace incompatible con la filosofía sistémica que impregna la DS.

La Dinámica de Sistemas en acción

La DS nace con una clara vocación pragmática. Jay Forrester, ingeniero industrial del MIT, recibió el encargo de estudiar las preocupantes fluctuaciones de las ventas de la empresa Sprague Electric, que causaba pérdidas importantes debido al desajuste entre la capacidad de almacenamiento de pedidos y los encargos recibidos. Para ello fue desarrollando un método en el que eran fundamentales las variables de nivel —el *stock* de la empresa—, los flujos de entrada y salida de mercancías, y los retardos, tanto de información como materiales. En otras palabras, el stock de productos de la empresa (principal variable del nivel del sistema bajo estudio) estaba sujeto a retardos en la comunicación de nuevos pedidos y la llegada de los mismos a los almacenes, y a retrasos en el servicio de entrega de productos, provocando un desajuste entre la salida y entrada de mercancías en los almacenes. Esta era la raíz de las oscilaciones observadas y Forrester concluyó, valiéndose de los cimientos de su recién creada DS, que la clave para aplacar las oscilaciones (cuya completa eliminación era imposible), era reducir los tiempos de retardo del sistema.

En su libro *Industrial Dynamics* (Forrester 1961), Forrester recoge los principios y reglas para modelar sistemas dinámicos haciendo uso de todos los conceptos que fue creando para solventar el problema de oscilaciones al que se enfrentó. El lector interesado puede consultar en manuales más actualizados y con aplicaciones de la DS para distintos ámbitos (Martínez-Vicente y López Díaz-Delgado 2000; Bala et al. 2017; Martín García 2020) los mimbres de esta metodología explicados con un enfoque puramente didáctico. En este artículo, por el contrario, mostraremos algunos casos prácticos y daremos nuestra visión sobre el tipo de análisis y resultados que se consiguen con esta herramienta en el estudio de la desertificación.

Qué es la Dinámica de Sistemas y qué pretende

La DS es una técnica para construir modelos matemáticos de simulación dinámica por ordenador puesta al servicio de una idea fundamental: que la estructura de relaciones causales entre los elementos de un sistema constituye la causa principal de su comportamiento. La DS asume, además, que dicha estructura de relaciones forma un entramado de bucles de realimentación que incluye relaciones no lineales y retardos. El principal resultado de un modelo DS es la obtención de las trayectorias temporales de todas sus variables para el periodo de simulación que se haya definido.

Aracil (1986: 33 y siguientes) indica las tres líneas de desarrollo científico-técnico que confluyen en la DS: i) la teoría de los sistemas realimentados, que suministra estructuras básicas que permiten generar la variedad de comportamientos dinámicos encontradas en la realidad; ii) los métodos tradicionales de gestión de sistemas sociales, consistentes en utilizar “modelos mentales” que reflejan la experiencia acumulada por decisores y expertos; y iii) la simulación por ordenador, que permite conseguir la operatividad sobre la que, en último extremo, se basa el interés práctico de la DS.

Matemáticamente, un modelo DS es un sistema de ecuaciones diferenciales de primer orden en el tiempo. Cada ecuación expresa la tasa de variación en el tiempo de una variable de nivel, tasa que siempre es igual al balance entre sus flujos de entrada y de salida. La resolución analítica de estos sistemas resulta impracticable en el momento en que son mínimamente complejos. Por ello, todos los programas dedicados a modelos DS resuelven dichas ecuaciones mediante métodos numéricos aproximados. El más común, utilizado por defecto en los mencionados programas, es el método de Euler.

En relación al estudio de sistemas socioecológicos, la DS rechaza, en cierto modo, las predicciones puntuales y centra su interés en la comprensión de las causas básicas del comportamiento del sistema. Trata de buscar una explicación al comportamiento internamente generado en los sistemas bajo estudio y “en la predicción de la naturaleza del efecto que posibles cambios en la estructura pudieran tener para mejorar el comportamiento del sistema.” (Aracil 1977: 32). Esta doble función descriptiva y predictiva de los modelos DS puede contribuir a la comprensión de los procesos de desertificación (sobre todo a la interacción que se produce entre variables biofísicas y socioeconómicas) y a anticipar (en ese sentido los modelos DS son sistemas de alerta temprana) los cambios que se produzcan en el sistema ante distintos escenarios (p.ej. cambio climático, implementación de distintas políticas, etc.).

Ámbito y aplicaciones de la DS

El ámbito de la DS, que inicialmente se centró en problemas relacionados con la producción industrial y la estrategia logística, se propagó rápidamente a otros campos. Tras *Industrial Dynamics*, la siguiente obra de Forrester abordó el ordenamiento urbano (Forrester 1969) y su entrada en materias relacionadas con el medioambiente y la sostenibilidad tomó cuerpo con la realización del primer informe al Club de Roma, titulado *Los límites del crecimiento* (Meadows et al. 1972). Mediante un modelo que representaba el consumo de recursos mundial, su disponibilidad y la evolución de la población y su demanda de alimentos y energía, el estudio puso en primera línea a la DS.

En Ford (1999) se compilan modelos aplicados a estudios ambientales muy diversos. En Honti et al. (2019) y en Elsayah et al. (2017) encontramos revisiones actualizadas sobre sostenibilidad. En relación a la desertificación, podemos diferenciar los trabajos que se centran en actividades ganaderas y pastoreo y los que estudian la agricultura y el agua. Dentro de los primeros encontramos estudios en el Mediterráneo (Etienne et al. 2008; Martínez-Valderrama et al. 2018), Asia (Allington et al. 2015) o Australia (Godde et al. 2019). Dentro de los segundos hay modelos que inciden en la sobreexplotación de los recursos hídricos (Martínez Fernández y Selma 2004), otros más enfocados a la gestión del agua en la agricultura (Turner et al. 2016), algunos que estudian las aguas subterráneas (Martínez-Valderrama et al. 2011; Alcalá et al. 2015; Barati et al. 2019) y otros dedicados a las aguas urbanas (Zarghami y Akbariyeh 2012).

¿Está bien el modelo?

Tras la construcción de un modelo, la primera pregunta que surge es si este modelo está bien o no, es decir, si representa adecuadamente el sistema que hemos elegido estudiar. La prueba que por antonomasia se utiliza para verificar la bondad de un modelo dinámico es la correspondencia entre los datos observados y las trayectorias temporales generadas. Si bien este es un test obligatorio, la filosofía que rodea a la DS advierte de que esta prueba no es concluyente y, además, hay otros test complementarios que son esenciales para comprobar si nuestro modelo es útil. En este sentido, un modelo debe de ser evaluado según el fin para el que fue concebido.

En su artículo *All models are wrong* (Sterman 2002), el autor quiere llamar la atención sobre las limitaciones de la validación tradicional de un modelo. En el extremo, sostiene, ningún modelo soportaría esta comparación con la realidad, porque un modelo no es la realidad, sino una deliberada simplificación de la misma. La Figura 2 ayuda a ilustrar esta idea. Supongamos que alguien en el año 1500 quiere hacer una proyección de la población mundial. Si utiliza un ajuste estadístico perfecto, que se ciñe a los datos observados, tendrá un modelo lineal que estimará en menos de mil millones de personas la población en el año 2000. Esta manera de proceder ignora los mecanismos sobre los que se sustenta la dinámica de la población. No tiene en cuenta que hay un bucle positivo latente que, cuando se den las condiciones (control de enfermedades, alimentación) va a activarse y provocar un creci-

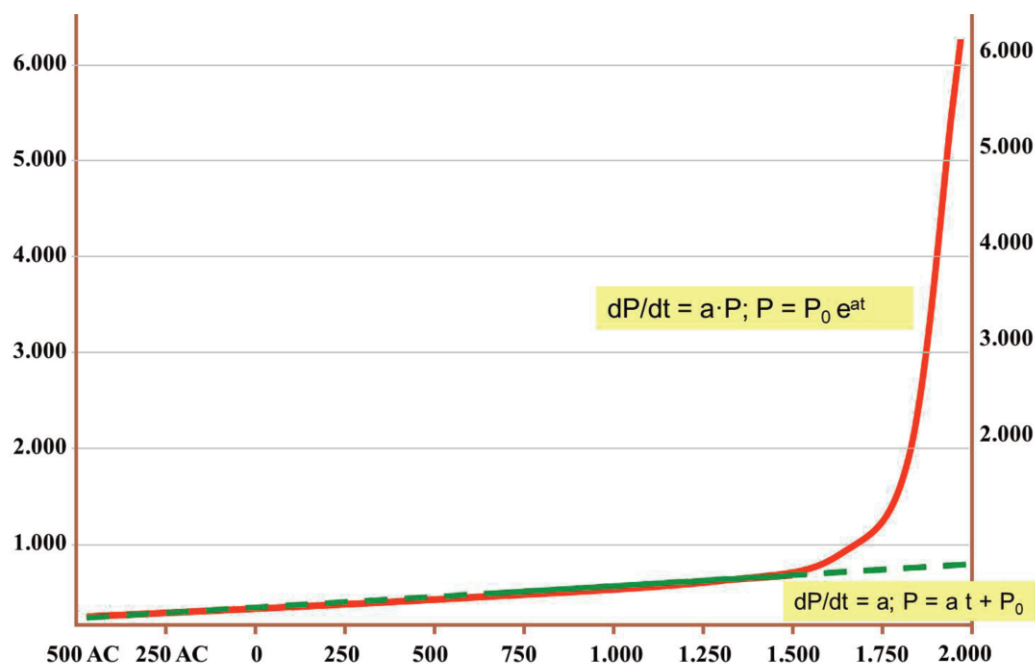


Figura 2. Modelo para estudiar la evolución de la población mundial con un modelo lineal (línea verde discontinua) y otro no lineal (línea roja).

Figure 2. Model for studying the evolution of world population with a linear model (green dashed line) and a non-linear model (red line).

miento exponencial sin precedentes. En efecto, en 2000 la población es muchísimo más alta que la sugerida por un modelo lineal que representa muy bien el pasado. A la DS no le importa tanto saber si en el año 2000 hay 6000 millones de personas o 7000 (cuanto más se acerque mejor, obviamente), lo que verdaderamente le interesa es detectar (a tiempo) el comportamiento exponencial que estaba escondido en la maraña de relaciones causales.

Por tanto, además de utilizar las observaciones históricas sobre el sistema, un modelo DS debe superar este otro tipo de pruebas (Barlas 1989; Sterman 2000):

- i) Se adecua a los objetivos planteados en su construcción. Puede parecer una obviedad, pero es sumamente importante plantearse la pregunta ¿para qué se necesita un modelo DS? antes de abordar su construcción. Si esto se olvida (y ocurre con frecuencia), el trabajo puede terminar resultando muy ineficaz.
- ii) Es coherente y plausible, lo cual, referido a un modelo sobre desertificación, supone conseguir que durante el periodo inicial de la simulación refleje estados y procesos típicos o representativos del sistema real actual (Bennett et al. 2013).
- iii) Es consistente, esto es, no colapsa cuando se le somete a escenarios extremos. Además, ello debe estar asegurado por la propia estructura de relaciones del modelo, y no por limitaciones impuestas ad hoc, que no existen como tales en la realidad.
- iv) Es transparente en su representación de los procesos y teorías considerados, de manera que permita involucrar en su explotación práctica a decisores y agentes afectados.

Finalmente, cabe indicar que es muy recomendable realizar la construcción de un modelo DS mediante versiones sucesivas con dimensión y complejidad creciente. Cada versión debe ser explorada en profundidad para ir comprendiendo el funcionamiento del sistema progresivamente, detectar los puntos clave de su dinámica y obtener pistas sobre cómo solventar carencias de información o conocimiento y cómo abordar la práctica de la gestión. Téngase en cuenta que las primeras versiones de un modelo pueden considerarse como meros parámetros lo que en versiones posteriores serán submodelos. Por ejemplo, lo que en una versión inicial sea el parámetro “precio del trigo” puede pasar a ser, en versiones posteriores, un subconjunto de ecuaciones destinado a recrear todo el funcionamiento del mercado del trigo en la zona de estudio.

Un modelo para estudiar el pastoreo y los problemas de desertificación

En esta sección nos valdremos de un modelo, diseñado con el propósito de estudiar procesos de desertificación relacionados con la actividad ganadera (Ibáñez et al. 2014b), para repasar sucintamente los principales elementos y fases de desarrollo de los que consta un modelo DS. El caso de Lagadas (Grecia) resulta especialmente interesante, ya que pueden desencadenarse dos procesos de desertificación: por un lado, la pérdida de cubierta vegetal como consecuencia del sobrepastoreo da lugar a procesos de erosión, muy típicos en el mediterráneo (García-Ruiz et al. 2013); por el otro, la ausencia de pastoreo hace que la vegetación leñosa cope el espacio disponible, reduciendo la oferta de pasto. Este tipo de degradación, consecuencia del abandono, da lugar a los denominados “desiertos verdes” (Perevolotsky y Seligman 1998) que implica el deterioro económico de los sistemas de pastoreo.

La Figura 3 representa el diagrama de Forrester del sistema bajo estudio; en la esquina inferior derecha podemos ver el diagrama causal de un detalle del mismo modelo (hemos utilizado las flechas en rojo para señalar qué parte se ha destacado). La diferencia entre un tipo de diagrama y otra es sencilla: en el de Forrester se utilizan una serie de símbolos –inspirados en un símil hidrodinámico con bañeras (variables de nivel) que se llenan y vacían mediante una serie de grifos (variables de flujo) – para especificar el tipo de variables. Las variables de nivel son rectángulos y las de flujo utilizan una flecha doble con un símbolo que representa una llave de paso.

En ambos diagramas se puede especificar la polaridad de las flechas. Mediante ello se indica si la relación entre variables es directa (signo positivo), es decir, ambas se mueven en la misma dirección, o inversa (signo negativo), cuando su comportamiento es opuesto. Por ejemplo, el suelo y la biomasa de arbustos tienen una relación positiva o directa, puesto que cuanto más suelo hay mayor es la productividad de biomasa y por tanto hay más arbustos; lo contrario también es cierto: cuanto menos suelo hay, menos arbustos. En una relación inversa, por ejemplo, la establecida entre la alimentación suplementaria del ganado y los beneficios, ocurre lo siguiente: cuanto mayor sea la primera, menores serán los beneficios. Y, al contrario: cuanto menos se gaste en piensos, mayores serán los beneficios.

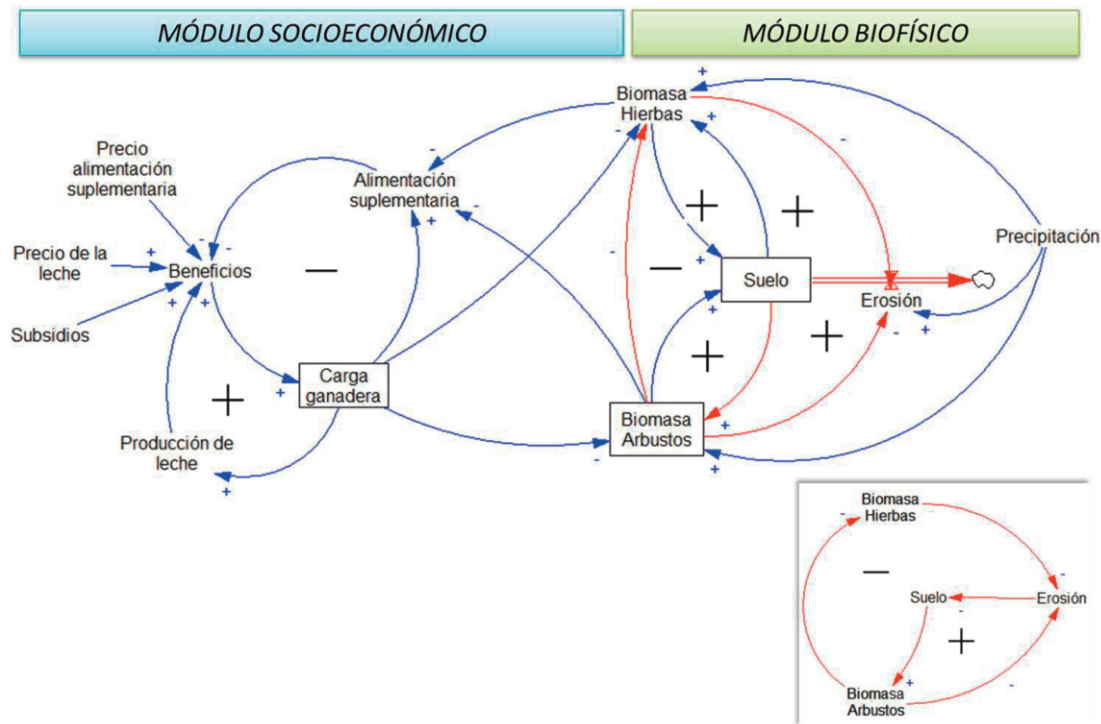


Figura 3. Diagrama de Forrester del modelo Lagadas. Detalle: Conversión a diagrama causal de una parte del modelo.

Figure 3. Forrester diagram of the Lagadas model. Detail: Conversion to causal diagram of a part of the model.

El modelo representa el comportamiento de una hectárea media con una carga ganadera que se alimenta de hierbas, arbustos y pienso. Con ello se obtiene leche que se vende en el mercado y, además, los ganaderos reciben subsidios por cada animal que tienen. Se trata de un modelo anual en el que la cabaña ganadera aumenta o disminuye dependiendo de los resultados económicos percibidos por los ganaderos.

Una de los primeros aprendizajes que nos da este tipo de diagramas es exponer, mediante los bucles de realimentación que se establecen al ir uniendo variables, los motores de funcionamiento del sistema. El bucle más sencillo consta de dos variables. Como dijimos, hay una relación directa entre suelo y arbustos. Pero también la hay entre arbustos y suelo. Es decir, cuantos más arbustos haya, habrá más suelo, puesto que la materia vegetal que produce el arbusto se va incorporando al suelo, y la red reticular aporta firmeza a su estructura. La concatenación de dos relaciones positivas nos da un bucle positivo, que reforzaría la relación entre arbustos y suelo de manera exponencial. Sin embargo, como advertimos, puede que la naturaleza explosiva de este bucle trabaje en un sentido destructor: cuanto menos suelo, menos arbustos, lo que llevaría a la desertificación del lugar.

Sin embargo, y ahí radica parte de la complejidad de los sistemas dinámicos, un modelo DS resulta ser un entramado de bucles positivos y negativos. Dependiendo de sus interacciones el peso se irá trasladando de unos a otros y, en consonancia, el comportamiento del sistema mostrará diversas facetas. Conocer bien estos bucles y tener la capacidad de intervenir en ellos es clave para lograr comportamientos sostenibles del sistema.

Como mejor se aprecian los bucles de realimentación es mediante el diagrama causal. Para ilustrar este aspecto hemos querido destacar una parte del diagrama de Forrester (flechas rojas), cuya versión en diagrama causal está en la esquina inferior derecha de la **Figura 3**. Para ello hemos sustituido el flujo de salida del suelo (erosión), por una relación inversa. En efecto, que una variable de flujo vacíe un nivel implica que esa variable impacta negativamente en el nivel. Esta transformación permite apreciar mejor la existencia de dos bucles, uno negativo y otro positivo. Este último se conforma con la concatenación de dos relaciones negativas y una positiva.

El número par de relaciones negativas resulta en una relación positiva y, en consecuencia, el signo del bucle es positivo. Como podemos ver: a mayor erosión, menos suelo; a menos suelo, menos arbustos (relación positiva); y a menos arbustos, más erosión (relación negativa o inversa). Eliminando las variables intermedias tenemos que, a más erosión, más erosión, y por tanto el bucle es de naturaleza positiva o explosiva.

El bucle negativo está compuesto por cuatro relaciones, siendo tres de ellas de tipo inverso. La lectura es la siguiente: a más suelo, más arbustos; por tanto, menos biomasa de hierba (ya que ambos tipos de vegetación compiten por el espacio); en consecuencia, más erosión; y para finalizar menos suelo. En síntesis, se trata de un bucle negativo, puesto que, a más suelo, menos suelo. Cuando este tipo de bucles gobiernan un sistema, este muestra un comportamiento estabilizador puesto que tiende a mantener el valor de la variable de nivel.

Sobre un mismo sistema se pueden realizar distintos modelos y, para cada uno de ellos, diferentes diagramas causales o de Forrester. En todo caso siempre existe un compromiso entre el rigor y la claridad. Podríamos haber incluido todas las variables de flujo del sistema, y no solo la erosión, pero ello hubiera contribuido a componer un diagrama mucho más farragoso, con más variables y flechas que hubiesen comprometido su comprensión.

Es importante destacar dónde termina un modelo, es decir, cuáles son sus fronteras. Una manera muy sencilla para detectarlas en los diagramas es buscando aquellas variables a las que no llegan flechas, aquellas que no son dependientes de otras. Estas son las variables exógenas del modelo y a través de ellas se establecen los escenarios de simulación. La variable 'Precipitación' en la **Figura 3** es un claro ejemplo de variable exógena. Cuando esta variable exógena toma un único valor evidentemente pierde su condición de 'variable' y se convierte en parámetro. Pero la precipitación, como variable exógena, podría establecerse como un conjunto de valores a lo largo del tiempo, o podría generarse, aleatoriamente, tomando distintos valores en cada período de simulación.

Como decíamos, existen distintos modelos sobre un mismo sistema. Ello quiere decir que, según el problema que se quiera estudiar y la disponibilidad de datos, esa variable se podría endogeneizar, ex-

pandiendo las fronteras del modelo hacia nuevas variables exógenas que determinarían el comportamiento de la precipitación. El modelo Lagadas ha vivido distintas transformaciones y adaptaciones para abordar distintos sistemas y problemas. Por ejemplo, para estudiar el impacto de las sequías en los sistemas mediterráneos de pastoreo se incluyó un módulo en el que se explicita el comportamiento de la precipitación (Martínez-Valderrama et al. 2021).

Las variables de un modelo DS deben ser definidas con precisión para ser plenamente operativas. Así, la variable ‘Suelo’ que aparece en el diagrama, es en realidad el espesor de suelo medido en mm. Determinar qué variable es un nivel y cuál es flujo, cuál es la causa y cuál el efecto, o hasta dónde modelamos (es decir, dónde establecemos los límites del modelo) es una tarea larga y creativa, sujeta al objetivo de nuestro estudio y la disponibilidad de información. Por ejemplo, en un modelo anual como este no tiene sentido que la variable ‘Hierba’, compuesta por especies anuales, sea un nivel, puesto que su biomasa aérea no se acumula de un año a otro. Sin embargo, si nuestro modelo fuese mensual o diario, tendría sentido que lo fuese. La precisión se extiende a las flechas que aparecen en el diagrama y cada una de ellas está respaldada por una ecuación matemática. Así, detrás del diagrama de un modelo, visualmente atractivo, hay un sistema de ecuaciones diferenciales.

Las ecuaciones de un modelo DS admite todo tipo de formulaciones. Aunque un modelo DS intenta que todas sus variables (incluyendo las exógenas) tengan un respaldo real (por ejemplo, precipitación, precios, subvenciones), se pueden incluir ecuaciones econométricas (recordemos que en las ecuaciones del tipo $y = ax + b$, los parámetros a y b solo tienen un significado estadístico) e incluso variables estocásticas. Haremos hincapié en una de las formulaciones estándar sugeridas por la DS, que consiste en multiplicar una cierta variable o parámetro por factores o “multis”. Estos representan el efecto de otras variables sobre ella (Serman 2000). Los multis son importantes en el estudio de la desertificación ya que permiten cubrir la relación completa entre dos variables. Es decir, no se limitan al rango de valores observados, sino que especulan sobre el comportamiento de la función en los extremos, donde no hay valores históricos. Por ejemplo, en nuestro modelo se ha incluido un multi (Fig. 4) para determinar cómo varía la producción de leche según la ingesta de calorías. Es fácil encontrar información que detalle cómo se comporta esta función en el rango medio de valores (línea roja en Fig. 4), a partir de una ingesta de

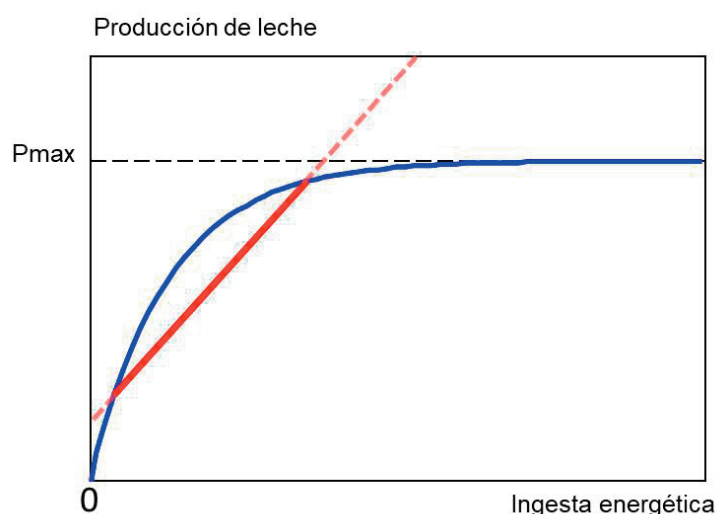


Figura 4. “Multi” utilizado para implementar la relación entre ingesta de calorías y producción de leche (línea azul) y relación empírica entre esas variables (línea roja). Valores inconsistentes obtenidos tras la extrapolación de una función lineal empírica (línea roja discontinua).

Figure 4. “Multi” used to implement the relationship between calorie intake and milk production (blue line) and empirical relationship between these variables (red line). Inconsistent values obtained after extrapolation of an empirical linear function (red dashed line).

calorías que tiene sentido para que haya producción. Sin embargo, no se diseñan experimentos para ver qué ocurre si los animales comen poco o nada, o lo que ocurre si ingieren una cantidad superior a sus necesidades. Los modelos DS necesitan, para su consistencia interna, tener asegurado el recorrido completo de la función. Así, el multi del ejemplo completa los datos empíricos con dos certezas: (i) la función pasa por la coordenada (0,0), esto es, que si no hay ingesta de calorías no hay producción; y (ii) por mucho que coma un animal, la producción tiene un límite, es decir, se satura. Es interesante destacar que el uso de multis es una fuente de no-linealidad al modelo. A pesar de completar la función con información “blanda”, estas funciones superan a las relaciones lineales incompletas, que dan como resultado, cuando el modelo es sometido a condiciones extremas (insistimos, algo propio de la desertificación), a comportamientos incoherentes. En la Figura 3 vemos cómo la extrapolación de la función lineal (línea roja discontinua) da valores positivos de producción de leche cuando no hay ingesta energética, o valores que exceden la producción máxima de leche cuando la ingesta de calorías excede el rango de valores con la que fue estimada.

Uso y explotación de los modelos DS

La construcción de un modelo DS conlleva un enorme aprendizaje sobre el funcionamiento del sistema que se está estudiando (Richmond 1993). Sin embargo, este es el punto de partida para empezar a obtener resultados. En esta sección daremos cuenta de los más comunes, pero también mostraremos las capacidades menos conocidas de un modelo DS, que resultan del acoplamiento con distintos tipos de análisis. La Figura 5 muestra una síntesis de estas alternativas que describimos sucintamente en las siguientes secciones.

Trayectorias temporales

Un modelo DS permite asociar cada escenario de simulación con un comportamiento dinámico del sistema modelado, esto es, con un conjunto de trayectorias temporales de las variables implicadas. Por esta razón, el uso habitual dado a estos modelos es el de simular las consecuencias esperables ante distintos cambios en el escenario que rodea a un sistema. Sin embargo, estas trayectorias no deben considerarse predicciones, puesto que el sustrato de las ecuaciones empleadas es de naturaleza socio-ecológica, es decir, no responden a leyes de carácter físico y universal. Así como un modelo que meramente se apoye en este tipo de leyes puede saber con precisión la fecha del próximo eclipse, los modelos que responden a formulaciones económicas, sociales e incluso biológicas, tratan de explorar el futuro, pero no pueden predecir lo que va a ocurrir (Aracil 1986; Serman 2000; Perry y Millington 2008).

En este contexto resulta sumamente útil la comparación entre diversas simulaciones, es decir, responder a la pregunta ‘¿qué pasaría si?’. Las respuestas a esta cuestión nos permiten obtener conclusiones muy útiles sobre el funcionamiento del sistema. Los resultados de esta exploración serán de índole más cualitativa que cuantitativa. Se trataría de responder a preguntas del tipo: ¿cómo se explica la existencia de un cierto fenómeno?, ¿es alto o bajo el riesgo de desertificación en un área?, ¿juegan las actividades humanas un papel importante en un proceso de desertificación?, o ¿qué medidas se perfilan como más idóneas de cara a resolver el problema? En este sentido, la DS se presenta como un “camino de ida y vuelta entre lo cualitativo y lo cuantitativo” (Martínez-Vicente y López Díaz-Delgado 2000). El siguiente ejemplo compara el escenario base del modelo de Lagadas con otro en el que se reducen los subsidios a la mitad.

Cuando el sistema está equilibrado la hierba domina la zona de pastoreo y los arbustos, dispersos, son ramoneados por el ganado para complementar su dieta para, principalmente, sentir que se han saciado (el aporte de lignina de la vegetación leñosa contribuye a ello). Además, con el fin de aumentar los rendimientos, los ganaderos dan pienso a los animales gracias a los subsidios recibidos.

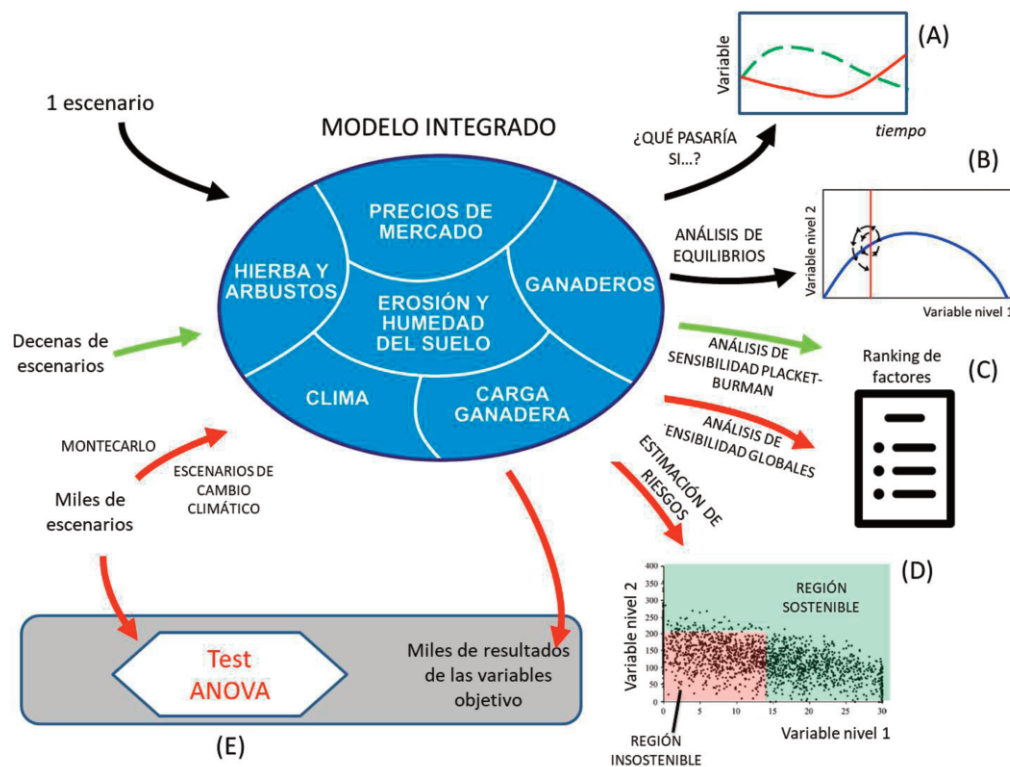


Figura 5. Modelo integrado compuesto por diferentes módulos que puede ser utilizado para analizar el sistema de distintas formas: **A)** Variaciones sobre un escenario base para responder a preguntas del tipo ¿Qué pasaría si...?; **B)** Cálculo de los equilibrios de un sistema; **C)** Análisis de la jerarquía de los factores del sistema; **D)** Estudio del riesgo de desertificación; **E)** Implementación de test ANOVA utilizando el modelo como un laboratorio virtual.

Figure 5. Integrated model composed of different modules that can be used to analyse the system in different ways: **A)** Variations on a base scenario to answer What if questions; **B)** Analysis of the system equilibria; **C)** Analysis of the hierarchy of system factors; **D)** Desertification risk assessment; **E)** Implementation of ANOVA tests using the model as a virtual laboratory.

Cuando la actividad va económicamente bien la carga ganadera aumenta y con ello disminuye la cantidad de hierba. Si además este aumento coincide con años más secos, es fácil que se den episodios de erosión que penalicen la productividad primaria. Ello obliga a aumentar los aportes de piensos si se pretende mantener el nivel productivo y por tanto a aumentar los costes, lo que se traduciría en una disminución de la carga ganadera, al ser una actividad menos rentable. Ello restaura la cantidad de pasto original (si la erosión no ha sido severa) y comienza un nuevo ciclo de bonanza.

Este equilibrio puede alterarse por la combinación de distintos factores. Si, por ejemplo, el precio de la leche sube, la actividad puede ser rentable pese a la disminución de biomasa (y cubierta vegetal) y el aumento de los costes de la alimentación suplementaria. Ello puede favorecer los procesos de erosión al activar los bucles positivos que veíamos en la **Figura 3**. La simulación alternativa (línea azul **Fig. 6**) muestra un ejemplo en el que se desincentiva la actividad ganadera al reducir los subsidios. Como se observa, la carga ganadera se retrae en la medida que lo hacen las ayudas económicas, rebajando la presión sobre el medio y disminuyendo las tasas de erosión. Sin embargo, al mismo tiempo, los pastizales, a falta de pastoreo, se ven invadidos por la por especies leñosas, lo que contribuye a proteger el suelo, pero, al mismo tiempo, anula la capacidad productiva de los pastizales. En el extremo, el pastizal sería invadido por arbustos, dando lugar a un improductivo –desde el punto de vista económico– “desierto verde”.

Riesgo de desertificación

La evolución de un sistema socio-ecológico puede ser sostenible o no serlo, en cuyo caso, en el ámbito de las zonas áridas, se tratará de un proceso de desertificación. Así pues, sostenibilidad y desertificación orientan al sistema hacia estados muy diferentes en el largo plazo. Partiendo de esta idea, un modelo DS que recree un sistema socio-ecológico puede emplearse para evaluar la probabilidad de que, en el caso de que se mantuviera inde-

finidamente un escenario similar al que lo afecta en la actualidad, el sistema termine alcanzando un estado de desertificación en el largo plazo.

El fundamento teórico sobre el que se basa este análisis de sostenibilidad puede verse en [Ibáñez et al. \(2007\)](#) y [Martínez-Valderrama et al. \(2011\)](#). Sucintamente, se trata de: i) Establecer un conjunto amplio (cientos o miles) de escenarios paramétricos, esto es, de valores constantes para todas las variables exógenas del modelo (las variables exógenas deben tratarse, por tanto, como parámetros); ii) Simular el modelo bajo los mencionados escenarios durante un periodo de simulación lo suficientemente amplio para que todas las variables alcancen un estado de equilibrio; iii) Seleccionar un número reducido de variables del modelo (variables índice) que permitan definir estados de desertificación del sistema, y registrar los valores de equilibrio que tomaron dichas variables en las simulaciones. Representados en un diagrama de fases, estos valores se visualizan como nubes de puntos de equilibrio (**Fig. 5D**). En el modelo de marras, las variables índice pueden ser el espesor del suelo y la biomasa de arbustos; iv) Estimar el riesgo de desertificación como los porcentajes de valores en equilibrio de las variables índice que resultan dentro de determinadas ‘regiones de desertificación’, delimitadas por valores umbral de las variables índice. Volviendo a nuestro ejemplo, podría definirse una “región de desertificación por erosión” como aquella con un suelo inferior a 5 cm. El riesgo de este tipo de desertificación será entonces igual al porcentaje de espesores de suelo en el equilibrio que resulten menores que 5 cm de entre el número total de simulaciones. Simultáneamente, puede definirse una “región de desertificación por invasión de matorral” como aquella con una superficie de matorral (otra variable índice) superior al 90% del área total. Para definir estos umbrales de desertificación es deseable contar con la opinión de expertos o de estudios que ayuden a determinarlos; v) Para complementar la estimación de riesgos de desertificación se pueden evaluar los tiempos necesarios para alcanzar los umbrales.

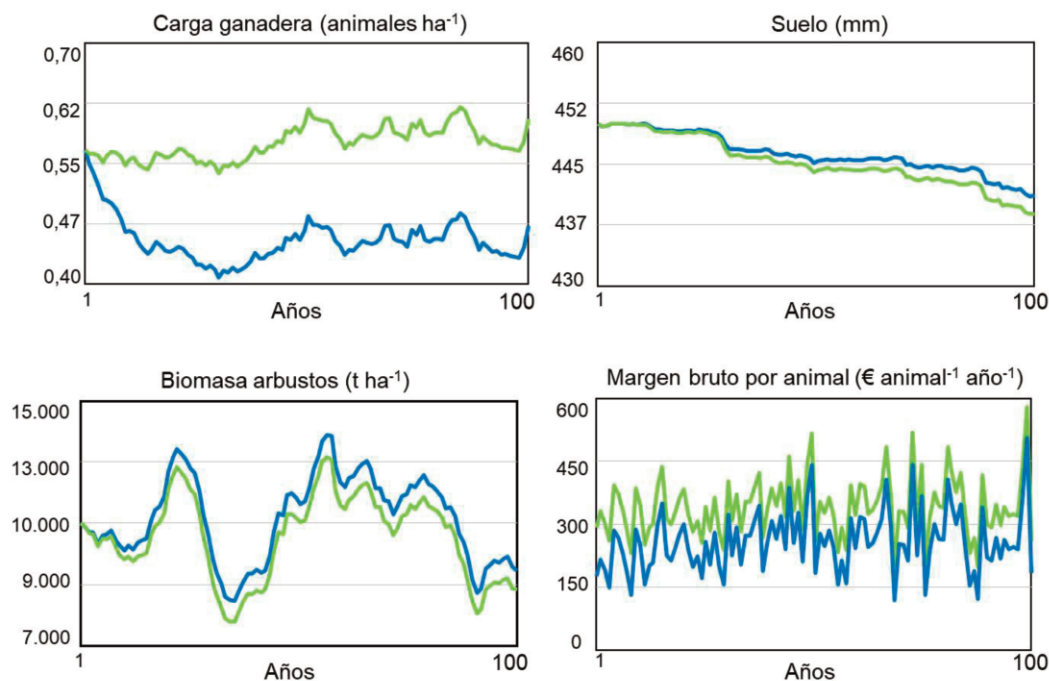


Figura 6. Trayectorias temporales de las principales variables del modelo Lagadas bajo el escenario “Base” (línea verde) y otros en el que las subvenciones se reducen en un 50% (línea azul).

Figure 6. Time trajectories of the main variables of the Lagadas model under the “Base” scenario (green line) and others in which subsidies are reduced by 50% (blue line).

Téngase en cuenta que un modelo podría mostrar que un riesgo de desertificación es del 100% pero teniendo ésta lugar al cabo de miles de años, lo cual relativizaría dicho riesgo. Será preciso entonces dotar al modelo con ecuaciones que permitan computar los tiempos transcurridos hasta que las variables índice, en cada simulación, sobrepasan sus umbrales. De esta manera, cada escenario tendrá asociado un “tiempo hasta la desertificación” cuya media proporcionará una estimación en cada caso.

La aplicación de esta metodología nos ha permitido estimar el riesgo de desertificación para los diversos “paisajes de desertificación” (Martínez-Valderrama et al. 2016), incluidos en el Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (MAGRAMA 2008). Los resultados nos dicen que los sistemas agro-silvo-pastorales son el uso del suelo es el más sostenible, puesto que ni el suelo ni la vegetación tienen un riesgo apreciable de deterioro en un horizonte de 100 años. Sin embargo, el riesgo de perder suelo por debajo de umbrales críticos es del 100% para el caso de cultivos de secano como la rotación girasol-trigo en el valle del Guadalquivir, con un plazo medio para que ello ocurra de 61 años.

Jerarquía de los factores de desertificación

Una de las principales preocupaciones alrededor de la desertificación es discernir entre las causas climáticas y antropogénicas (Reynolds y Stafford Smith 2002; Wang et al. 2006; Xu et al. 2011). Por otra parte, conocer cuáles son los factores con más incidencia sobre los sistemas socio-ecológicos es esencial para su sostenibilidad. El propósito de un Análisis de Sensibilidad (AS) en este contexto es conocer cómo de sensibles son determinadas “variables objetivo”, a la modificación de distintos parámetros del modelo (de nuevo aquí deben convertirse las variables exógenas en parámetros). O, dicho en sentido inverso, cuáles son los efectos de los parámetros sobre las variables objetivo. Los resultados de un AS son, pues, rankings de parámetros por orden de impacto, uno por cada variable objetivo.

Saltelli et al. (2008) y Gan et al. (2014) describen las metodologías de AS más comunes, que pueden dividirse en locales y globales. Un AS local evalúa el efecto que tiene cada parámetro sobre cada variable objetivo manteniendo constantes el resto de parámetros.

Por el contrario, un AS global (ASG) evalúa los efectos de cada parámetro sobre una variable objetivo variando todos los parámetros al mismo tiempo. Este tipo de análisis es el más recomendable, ya que proporciona estimaciones más robustas de los efectos buscados. Actualmente son muy comunes los métodos basados en descomponer la varianza de cada variable objetivo en términos que corresponden a cada parámetro por separado y a sus interacciones (Sobol 2001; Cariboni et al. 2007). Su mayor inconveniente es que requieren simular el modelo un elevado número de veces (cientos de miles), pero, con la velocidad actual de los procesadores, el inconveniente es menor.

No obstante, existen metodologías para realizar ASG menos exigentes en términos de simulaciones necesarias, aunque ello tiene cierto coste en términos de la robustez de los resultados. Ejemplos de ello son el análisis de Plackett–Burman (Plackett y Burman 1946; Beres y Hawkins 2001) o el análisis de efectos elementales (Morris 1991).

Pueden verse ejemplos de los mencionados AS acoplados a modelos de desertificación en Ibáñez et al. (2014a) y Martínez-Valderrama et al. (2016) (método Plackett-Burman); Ibáñez et al. (2016) (método de efectos elementales); o Ibáñez y Martínez-Valderrama (2018) e Ibáñez et al. (2020) (método de descomposición de la varianza).

Entre las principales conclusiones alcanzadas mediante los AS y los rankings generados, hemos podido comprobar la supremacía de los factores climáticos sobre el resto. En Ibáñez et al. (2020) queda claro, al menos para el caso de las dehesas, que la principal causa de degradación tiene que ver con el cambio climático, y no con el ganado. En la explicación de este resultado puede influir decisivamente la alimentación suplementaria, ya que este aporte protege la rentabilidad económica, puesto que, aunque aumenten los costes, los ingresos cubren parte de la variabilidad climática.

Otro resultado destacable es la gran vulnerabilidad de estos sistemas frente al comportamiento oportunista de los ganaderos. Cuando la estrategia es vender o comprar animales respondiendo rápidamente a la rentabilidad del momento, en lugar de optar por decisiones más pausadas que se basen en la rentabilidad de va-

rios años, entonces el estado de los recursos (pasto y suelo) empeora considerablemente. Basta con unos pocos ganaderos de tipo “oportunistas” para que esto ocurra. Solo si todos (o casi todos) los ganaderos descartan maximizar sus ingresos en el corto plazo, se obtendrían los mejores resultados tanto en el plano medioambiental como en el socioeconómico (Ibáñez y Martínez-Valderrama 2018).

Cabe finalmente señalar que, si los escenarios donde se establecen los cambios en los parámetros se especifican siguiendo un diseño estadístico, los efectos sobre las variables objetivo podrán evaluarse entonces mediante métodos estadísticos como el ANOVA (Martínez-Valderrama et al. 2021). En este sentido, el modelo de simulación se emplea como un laboratorio virtual que recibe unos valores y, tras procesarlos, asocia a cada uno de ellos unos resultados.

Conclusiones

La desertificación es un proceso complejo, sujeto a comportamientos inesperados y cuyo estudio requiere un enfoque multidisciplinar. Por ello, la exploración de los posibles comportamientos de un sistema socio-ecológico con riesgo de desertificación requiere de herramientas de investigación abiertas y flexibles que no sólo aporten resultados, sino que también permitan detectar carencias de conocimiento o información.

Este artículo ha pretendido dar una visión general sobre una de estas herramientas, la DS, una metodología enfocada a la detección y caracterización de los mecanismos y procesos que pueden dar lugar al deterioro de las tierras áridas. Los siguientes aspectos, vinculados a la implementación de la DS, resultan claves en el estudio de la desertificación: (i) Las predicciones cuantitativas que no se basen exclusivamente en leyes de comportamiento físico han de ser interpretadas cualitativamente; (ii) Es imprescindible, en situaciones que son novedosas para un sistema como es el hecho de que potencialmente pueda darse un proceso de desertificación, tener un conocimiento completo del comportamiento de las funciones incluidas en el modelo; (iii) El origen de la complejidad y comportamiento contraintuitivo de los sistemas socio-ecológicos radica en la existencia de retardos y el comportamiento no-lineal de las variables implicadas; por tanto, utilizar modelos que solo utilizan las funciones lineales o eliminan los retardos, excluye la posibilidad de adentrarse en comprensión de la complejidad del sistema.

Nuestra principal conclusión, tras años de estudio de la desertificación con modelos DS, es que esta herramienta constituye una excelente base sobre la que apoyar cualquier estudio dirigido a comprender y a gestionar un proceso de desertificación.

Contribución de los autores

Jaime Martínez-Valderrama: Conceptualización, Metodología, Redacción – borrador original, Redacción – Revisión y edición, Visualización, Supervisión. Javier Ibáñez: Conceptualización, Metodología, Redacción – borrador original, Redacción – Revisión y edición. Rolando Gartzia: Redacción – Revisión y edición. Francisco J. Alcalá: Redacción – Revisión y edición, Visualización.

Agradecimientos

Los autores son deudores de numerosos proyectos de investigación, gracias a los cuales han disfrutado de las condiciones necesarias para desarrollar modelos de simulación de Dinámica de Sistemas en el ámbito de la desertificación durante casi dos décadas. Nos atrevemos a citar aquí los más emblemáticos: DeSurvey (CE-Integrated Project Contract No. 003950), PADEG (Universidad de Extremadura, CGL2008/01215/BTE), MESOTOPOS (Junta de Andalucía, P08 RNM-4023) y BIODESERT (ERC Grant agreement no. 647038).

Referencias

- Alcalá, F.J., Martínez-Valderrama, J., Robles-Marín, P., Guerrero, F., Martín-Martín, M., Raffaelli, G., et al. 2015. A hydrological-economic model for sustainable groundwater use in sparse-data drylands: Application to the Amtoudi Oasis in southern Morocco, northern Sahara. *Science of the Total Environment* 537: 309-322.
- Allington, G.R.H., Li, W., Brown, D.G. 2015. Modeling System Dynamics in Rangelands of the Mongolian Plateau. En: *Proceedings of the Transdisciplinary Research Conference: Building Resilience of Mongolian Rangelands, Junio 9-10, 2015. Ulaanbaatar, Mongolia*, pp. 216-221. Colorado State University, Fort Collins, CO, Estados Unidos y Nutag Action and Research Institute, Ulán Bator, Mongolia.
- Aracil, J. 1977. Una introducción a la Dinámica de Sistemas. En: *Lecturas sobre Dinámica de Sistemas*, pp. 13-64. Madrid, España.
- Aracil, J. 1986. *Introducción a la Dinámica de Sistemas*. Alianza Editorial, Madrid, España.
- Aubreville, A. 1949. *Climats, Forêts et Désertification de l'Afrique Tropicale*. Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales, Paris, Francia.
- Bala, B.K., Arshad, F.M., Noh, K.M. 2017. *System Dynamics Modelling and Simulation*. Springer, Singapur.
- Barati, A.A., Azadi, H., Scheffran, J. 2019. A system dynamics model of smart groundwater governance. *Agricultural Water Management* 221: 502-518.
- Barlas, Y. 1989. Multiple tests for validation of system dynamics type of simulation models. *European Journal of Operational Research* 42: 59-87.
- Bennett, N.D., Croke, B.F.W., Guariso, G., Guillaume, J.H.A., Hamilton, S.H., Jakeman, A.J., et al. 2013. Characterising performance of environmental models. *Environmental Modelling and Software* 40: 1-20.
- Beres, D.L., Hawkins, D.M. 2001. Plackett–Burman technique for sensitivity analysis of many-parametered models. *Ecological Modelling* 141: 171-183.
- Cariboni, J., Gatelli, D., Liska, R., Saltelli, A. 2007. The role of sensitivity analysis in Ecological Modelling. *Ecological Modelling* 203: 167-182.
- Costanza, R. 1996. Ecological Economics: Reintegrating the Study of Humans and Nature. *Ecological Applications* 6: 978-990.
- Elsawah, S., Pierce, S.A., Hamilton, S.H., van Delden, H., Haase, D., Elmahdi, A., Jakeman, A.J. 2017. An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. *Environmental Modelling and Software* 93: 127-145.
- Engler, J.-O., Abson, D.J., Feller, R., Hanspach, J., von Wehrden, H. 2018. A social-ecological typology of rangelands based on rainfall variability and farming type. *Journal of Arid Environments* 148: 65-73.
- Etienne, A., Martínez-Valderrama, J., Díaz-Ambrona, C.H. 2008. Productive model of evergreen oak and annual pastures in Extremadura (Spain). En: Porqueddu, C., Tavares de Sousa, M.M. (eds.), *Sustainable Mediterranean grasslands and their multi-functions*, Options Méditerranéennes: Série A. Séminaires Méditerranéens, pp. 65-68. Zaragoza: CIHEAM / FAO / ENMP / SPPF.
- Ford, A. 1999. *Modeling the environment: an introduction to system dynamics models of environmental systems*. Island Press, Washington, DC, Estados Unidos.
- Forrester, J.W. 1961. *Industrial Dynamics*. The MIT Press, Cambridge, MA, Estados Unidos.
- Forrester, J.W. 1969. *Urban dynamics*. MIT Press, Cambridge, MA, Estados Unidos.
- Gan, Y., Duan, Q., Gong, W., Tong, C., Sun, Y., Chu, W., Ye, A. et al. 2014. A comprehensive evaluation of various sensitivity analysis methods: A case study with a hydrological model. *Environmental Modelling and Software* 51: 269-285.
- García-Ruiz, J.M., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., Beguería, S. 2013. Erosion in Mediterranean landscapes: Changes and future challenges. *Geomorphology* 198: 20-36.
- Godde, C., Dizyee, K., Ash, A., Thornton, P., Sloat, L., Roura, E., Henderson, B., Herrero, M. 2019. Climate change and variability impacts on grazing herds: Insights from a system dynamics approach for semi-arid Australian rangelands. *Global Change Biology* 25: 3091-3109.
- Honti, G., Dörgö, G., Abonyi, J. 2019. Review and structural analysis of system dynamics models in sustainability science. *Journal of Cleaner Production* 240: 118015.

- Ibáñez, J., Martínez-Valderrama, J. 2018. Global effectiveness of group decision-making strategies in coping with forage and price variabilities in commercial rangelands: A modelling assessment. *Journal of Environmental Management* 217: 531-541.
- Ibáñez, J., Martínez-Valderrama, J., Schnabel, S. 2007. Desertification due to overgrazing in a dynamic commercial livestock-grass-soil system. *Ecological Modelling* 205: 277-288.
- Ibáñez, J., Lavado Contador, J.F., Schnabel, S., Pulido Fernández, M., Martínez-Valderrama, J. 2014a. A model-based integrated assessment of land degradation by water erosion in a valuable Spanish rangeland. *Environmental Modelling and Software* 55: 201-213.
- Ibáñez, J., Martínez-Valderrama, J., Papanastasis, V., Evangelou, C., Puigdefábregas, J. 2014b. A multidisciplinary model for assessing degradation in Mediterranean rangelands. *Land Degradation and Development* 25: 468-482.
- Ibáñez, J., Lavado Contador, J.F., Schnabel, S., Martínez-Valderrama, J. 2016. Evaluating the influence of physical, economic and managerial factors on sheet erosion in rangelands of SW Spain by performing a sensitivity analysis on an integrated dynamic model. *Science of the Total Environment* 544: 439-449.
- Ibáñez, J., Martínez-Valderrama, J., Contador, J.F.L., Fernández, M.P. 2020. Exploring the economic, social and environmental prospects for commercial natural annual grasslands by performing a sensitivity analysis on a multidisciplinary integrated model. *Science of The Total Environment* 705: 135860.
- Kapur, J.N. 1982. The art of teaching the art of mathematical modelling. *International Journal of Mathematical Education in Science and Technology* 13: 185-192.
- Kelly, R.A., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., et al. 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environmental Modelling and Software* 47: 159-181.
- Maestre, F.T., Salguero-Gómez, R., Quero, J.L. 2012. It is getting hotter in here: Determining and projecting the impacts of global environmental change on drylands. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367: 3062-3075.
- MAGRAMA 2008. *Programa de Acción Nacional contra la Desertificación*. Madrid. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, Madrid, España.
- Martín García, J. 2020. *Teoría y Ejercicios prácticos de Dinámica de Sistemas*. Tirant lo Blanch, Valencia, España.
- Martínez Fernández, J., Selma, M.A.E. 2004. The dynamics of water scarcity on irrigated landscapes: Mazarrón and Aguilas in south-eastern Spain. *System Dynamics Review* 20: 117-137.
- Martínez-Valderrama, J., Ibáñez, J., Alcalá, F.J., Dominguez, A., Yassin, M., Puigdefábregas, J. 2011. The use of a hydrological-economic model to assess sustainability in groundwater-dependent agriculture in drylands. *Journal of Hydrology* 402: 80-91.
- Martínez-Valderrama, J., Ibáñez, J., Del Barrio, G., Sanjuán, M.E., Alcalá, F.J., Martínez-Vicente, S., Ruiz, A., Puigdefábregas, J. 2016. Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Science of The Total Environment* 563-564: 169-178.
- Martínez-Valderrama, J., Ibáñez, J., Del Barrio, G., Alcalá, F.J., Sanjuán, M.E., Ruiz, A., Hirche, A., Puigdefábregas, J. 2018. Doomed to collapse: Why Algerian steppe rangelands are overgrazed and some lessons to help land-use transitions. *Science of the Total Environment* 613-614: 1489-1497.
- Martínez-Valderrama, J., Ibáñez, J., Ibáñez, M.A., Alcalá, F.J., Sanjuán, M.E., Ruiz, A., del Barrio, G. 2021. Assessing the sensitivity of a Mediterranean commercial rangeland to droughts under climate change scenarios by means of a multidisciplinary integrated model. *Agricultural Systems* 187: 103021.
- Martínez-Vicente, S., López Díaz-Delgado, E. 2000. *Iniciación a la Simulación Dinámica*. Ariel, Barcelona, España.
- Mátyás, C., Sun, G. 2014. Forests in a water limited world under climate change. *Environmental Research Letters* 9: 085001.
- Meadows, D.H. 1980. The Unavoidable a Priori. En Randers, J. (ed.), *Elements of the System Dynamics Method*, pp. 23-57. MIT Press, Cambridge, Estados Unidos.
- Meadows, D.L., Meadows, D.H., Randers, J., Behrens III, W.W. 1972. *The Limits to Growth*. Universe Books, New York, Estados Unidos.
- Morecroft, J.D.W. 1988. System Dynamics and Microworlds for Policymakers. *European Journal of Operational Research* 35: 301-320.
- Morris, M.D. 1991. Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics* 33: 161-174.
- Moxnes, E. 2000. Not only the tragedy of the commons: misperceptions of feedback and policies for sustainable development. *System Dynamics Review* 16: 325-348.
- Perevolotsky, A., Seligman, N.G. 1998. Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems - Inversion of a paradigm. *Bioscience* 48: 1007-1017.
- Perry, C. 2017. *Does improved irrigation technology save water? A review of the evidence*. FAO, Cairo, Egipto.
- Perry, G.L.W., Millington, J.D.A. 2008. Spatial modelling of succession-disturbance dynamics in forest ecosystems: Concepts and examples. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 191-210.
- Plackett, R.L., Burman, J.P. 1946. The Design of Optimum Multifactorial Experiments. *Biometrika* 33: 305-325.
- Reynolds, J.F., Stafford Smith, M. 2002. Do Humans Cause Deserts? En: Reynolds, J., Stafford Smith, M. (eds.), *Global Desertification. Do Human Cause Deserts*, pp. 1-21. Dahlem University Press, Berlín, Alemania.
- Reynolds, J.F., Smith, D.M.S., Lambin, E.F., Turner II, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P.J., et al. 2007. Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science* 316: 847-851.
- Richmond, B. 1993. Systems thinking: Critical thinking skills for the 1990s and beyond. *System Dynamics Review* 9: 113-133.
- Saltelli, A., Ratto, M., Andres, T., Campolongo, F., Cariboni, J., Gatelli, D., Saisana, M. 2008. *Global Sensitivity Analysis: The primer*. John Wiley and Sons, Chinchester, Reino Unido.
- Sobol, I.M. 2001. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation* 55: 271-280.
- Stafford Smith, D.M., McKeon, G.M., Watson, I.W., Henry, B.K., Stone, G.S., Hall, W.B., Howden, S.M. 2007. Learning from episodes of degradation and recovery in variable Australian rangelands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 20690-20695.
- Sterman, J.D. 2000. *Business Dynamics: Systems thinking and modeling for a complex world*. Mc Graw Hill. Boston, MA, Estados Unidos.
- Sterman, J.D. 2002. All models are wrong: Reflections on becoming a systems scientist. *System Dynamics Review* 18: 501-531.
- Turner, B.L., Menendez, H.M., Gates, R., Tedeschi, L.O., Atzori, A.S. 2016. System dynamics modeling for agricultural and natural resource management issues: Review of some past cases and forecasting future roles. *Resources* 5.
- UN (United Nations) 1994. *United Nations Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa*. Document A/AC. 241/27, 12. 09. 1994 with Annexe. New York, Estados Unidos.
- Vetter, S. 2005. Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments* 62: 321-341.
- Wang, X., Chen, F., Dong, Z. 2006. The relative role of climatic and human factors in desertification in semiarid China. *Global Environmental Change* 16: 48-57.
- Xu, D., Li, C., Zhuang, D., Pan, J. 2011. Assessment of the relative role of climate change and human activities in desertification: A review. *Journal of Geographical Sciences* 21: 926-936.
- Zarghami, M., Akbariyeh, S. 2012. System dynamics modeling for complex urban water systems: Application to the city of Tabriz, Iran. *Resources, Conservation and Recycling* 60: 99-106.