



Universidad
Rey Juan Carlos

GRADO EN BIOLOGÍA
Curso Académico 2023/24
Trabajo de Fin de Grado

**CARACTERIZACIÓN Y MODELIZACIÓN DEL NICHOS
CLIMÁTICO DE RICINUS COMMUNIS**

Autor: Nicolás Echarren Lucendo

Directora: Tamara Villaverde Hidalgo

Índice

1. Resumen	3
2. Introducción	3
3. Materiales y métodos	6
3.1. <i>Especie de estudio</i>	6
3.2. <i>Obtención de las ocurrencias</i>	6
3.3. <i>Obtención de variables ambientales</i>	8
3.4. <i>Análisis de caracterización de nicho</i>	8
3.5. <i>Estimación de la probabilidad de presencia de Ricinus</i>	10
3.6. <i>Cálculo de los rangos ambientales</i>	12
3.7. <i>Cuantificación de presencia en biomas</i>	13
4. Resultados	13
4.1. <i>Descripción de la distribución</i>	13
4.2. <i>Caracterización del nicho nativo e invadido</i>	13
4.3. <i>Calidad de los modelos predictivos, elección y análisis de la contribución de las variables</i>	14
4.4. <i>Distribución de la probabilidad de presencia con una modelización de la península ibérica</i>	15
4.5. <i>Distribución de la probabilidad de presencia con una modelización del noreste de África</i>	16
4.6. <i>Cuantificación de los biomas ocupados</i>	16
5. Discusión	18
6. Conclusión	23
7. Líneas Futuras	23
8. Referencias	24
9. Apéndices	29

1. Resumen

Ricinus communis, comúnmente conocido como ricino, es una especie invasora de gran importancia económica y cultural. Originaria de la región del noreste de África, su uso más antiguo se remonta al Pleistoceno Tardío (c. 24.000 años). Recogido en el tratado médico egipcio conocido como Papiro Ebers, esta especie ha sido ampliamente utilizada, llegándose a naturalizar en ecosistemas con características ecológicas diferentes a las de su entorno original. El ricino se distribuye en zonas templadas y tropicales de ambos hemisferios y ha llegado a convertirse en especie invasora en varias zonas del mundo. Sin embargo, aún no existen estudios detallados que confirmen si ocupa exclusivamente entornos similares a su hábitat nativo o si está expandiendo su nicho climático. De esta forma, el objetivo principal de este estudio es caracterizar y modelar el nicho ecológico climático del ricino en su entorno nativo (noreste de África) y en un entorno invadido (península ibérica). El propósito es determinar las diferencias entre ambos nichos, evaluar si esta especie está expandiendo su nicho y establecer las regiones potencialmente habitables para el ricino. Mediante el empleo de ocurrencias en ambas zonas y 19 variables bioclimáticas, se caracterizó y modelizó el nicho del ricino. Nuestros resultados muestran que el ricino ocupa zonas con climas ausentes en su área de distribución nativa, lo que indica una amplia plasticidad ecológica que podría haber facilitado su naturalización en diferentes zonas del mundo.

2. Introducción

La introducción de especies alóctonas por parte del ser humano ha tenido principalmente fines sociales y económicos. La intensificación del comercio, la alteración de los ecosistemas y el desarrollo de la sociedad, han acelerado e intensificado este proceso, finalizando en muchas ocasiones en invasión biológica (Theoharides & Dukes, 2007; Vilà et al., 2008). Las especies introducidas suelen ser variedades agrícolas u ornamentales fuertes, con resistencia a enfermedades, sequías, inundaciones, temperaturas extremas, etc. (Theoharides & Dukes, 2007; González, 2012). El éxito de la naturalización e invasión de estas especies se relacionan principalmente con el origen geográfico, la extensión del rango nativo y la capacidad de dispersión (Theoharides & Dukes, 2007). Aunque geográficamente dos entornos pueden estar muy alejados, sus condiciones climáticas pueden ser sumamente parecidas (Godoy et al., 2008). Una especie podría ocupar nuevos territorios con condiciones climáticas análogas a la zona de origen, si se dieran las circunstancias apropiadas de transporte, y si superaran los filtros bióticos y abióticos existentes para establecerse (Theoharides & Dukes, 2007; Godoy et al., 2008). La conjunción de dichas condiciones ambientales que caracterizan y permiten a las poblaciones

mantenerse en el espacio es lo que definimos como *nicho fundamental* (Guisan et al., 2014). Algunas invasiones biológicas son el resultado del establecimiento de las especies en regiones alejadas geográficamente, pero dentro de su nicho fundamental (Aravind et al., 2022). Si la especie mantiene dichos requerimientos ecológicos propios a lo largo del tiempo y el espacio, existe un *conservadurismo de nicho* (Broennimann et al., 2007). En caso contrario, existe un *cambio de nicho*. El cambio de nicho en una especie se define, por tanto, como los cambios en los requerimientos físicos y ambientales a lo largo del tiempo y el espacio geográfico, debidos a cambios ecológicos y/o evolutivos (Broennimann et al., 2007; Pack et al., 2022). Tanto el cambio de nicho como el conservadurismo de nicho pueden tener importantes implicaciones para comprender los efectos del cambio climático, las invasiones biológicas y la especiación (Broennimann et al., 2007).

La mayor parte de las especies invasoras tiende a conservar el nicho (Petitpierre et al., 2012; Guisan et al., 2014; Aravind et al., 2022), lo que puede incrementar el riesgo de invasión en regiones con nichos similares (Petitpierre et al., 2012). Sin embargo, es común observar ejemplos de especies capaces de ocupar y proliferar en nichos distintos a los entornos donde se originaron (Atwater et al., 2018), siendo un ejemplo clásico de invasora *Lantana camara* (Sharma et al., 2005; Guisan et al., 2014; Pack et al., 2022). Por otro lado, puede ocurrir que en entornos nuevos, a pesar de tener climas similares a los ocupados en las zonas nativas, algunas especies invasoras no consigan establecerse. Cuando este proceso ocurre en una zona invadida, se denomina *abandono de nicho* (Atwater et al., 2018). Finalmente, algunas especies invasoras también pueden ocupar nichos ausentes en las zonas nativas en esos nuevos entornos; este proceso se denomina *expansión de nicho* (Atwater et al., 2018). Tanto el abandono de nicho como la expansión no deberían considerarse cambios en el nicho fundamental, ya que no necesariamente resultan de procesos ecológicos y/o evolutivos (Atwater et al., 2018).

Ricinus communis L. (Euphorbiaceae), es una especie catalogada como invasora en muchas zonas del mundo. El origen del ricino se ha situado al noreste de África, entorno a la región etíope (Seeger, 1983; Kumar et al., 2017; Naik, 2018; Xu et al., 2021; Rojas-Sandoval & Acevedo, 2022). Se trata de una especie cuyo uso más antiguo conocido se remonta al Pleistoceno tardío (c. 24.000 años) (d'Errico et al., 2012). En Border Cave (Sudáfrica), se encontraron aplicadores de veneno de flechas que contenían restos de ácido ricinoleico y ricinoeládico, siendo la evidencia conocida más antigua del uso de venenos con fines de caza (d'Errico et al., 2012; Polito et al., 2019). También se han encontrado restos de plantas y aceites del ricino dentro de sarcófagos, principalmente de sacerdotes, con alrededor de 4000 años

(Scarpa & Guerci, 1982; Figueiral et al., 2021). No obstante, se estima que la domesticación del ricino comenzó hace 3200 años entre África oriental y Asia occidental (Xu et al., 2021). Su primera mención se encuentra en el Papiro Ebers, un tratado médico egipcio, en el cual se le dedica un capítulo completo describiendo sus usos médicos (Polito et al., 2019). Dentro de este, se menciona el empleo de sus hojas, raíces y semillas para calmar el dolor, hacer crecer el pelo, tratar eczemas, entre otros muchos usos (Lobera, 2020). Durante el proceso de domesticación, se produjo una selección de rasgos agronómicos claves para su uso, como son la altura de la planta, el diámetro del tallo, el número de nodos o el peso y tamaño de las semillas, comenzando de esta forma el proceso de separación de las poblaciones silvestres (Xu et al., 2021). Se estima que hace aproximadamente 2500 años, la forma domesticada del ricino llegó a Europa a través del comercio desde, probablemente, Egipto (Xu et al., 2021). En Europa, el ricino fue introducido y cultivado como mínimo entre los siglos XIV y XVI (Figueira et al., 2021), siendo el pliego más antiguo el conservado en el Herbario “In Tibi” (sigo XVI; Stefanaki et al. 2019). Dada su presencia en Europa, su llegada al nuevo mundo probablemente se produjera con la llegada de los colonizadores y comerciantes europeos a lo largo de los siglos XV y XVI (Xu et al., 2021). Sin embargo, existen excepciones como su introducción a la isla de Curazao donde se introdujo desde Egipto y Palestina (Buurt, 1999). En la actualidad, es ampliamente explotada en India, China o Estados Unidos con fines industriales, cosméticos, médicos y decorativos (Seegeler, 1983; Kumar et al., 2017; Chouhan et al., 2021; Rojas-Sandoval & Acevedo, 2022). Entre sus usos más destacables se encuentran la fitorremediación, dada su capacidad para desarrollarse en suelos contaminados por metales pesados; y la bioenergía, debido a que su aceite se puede emplear en la formación de biodiesel, fertilizante, pienso y lubricante de ciertos motores (Kumar et al., 2017; Naik, 2018; Xu et al., 2021). Su estrecho vínculo con el ser humano desde la antigüedad hasta la actualidad ha condicionado la distribución global de esta especie, llegando a cultivarse en cuatro continentes. Pese a su gran atractivo económico, presenta un alto potencial invasor en una gran cantidad de regiones del mundo (Taiwán, Zambia, Grecia, Reunión...) (Gordon et al., 2011; Rojas-Sandoval & Acevedo 2022). Su distribución se concentra especialmente en regiones tropicales y subtropicales (Seegeler, 1983; Rojas-Sandoval & Acevedo, 2022). Dentro de estas regiones, crece sobre sustratos bien drenados y con intervalos amplios de pH (de 4,5 a 8,3), siendo por lo general muy hábil para crecer sobre cualquier tipo de suelo, excepto suelos densamente arcillosos o pantanosos (Naik, 2018). Como invasora, es frecuente encontrarla sobre praderas, tierras de cultivo, tierras perturbadas y, especialmente, en los bordes de carreteras (Rojas-Sandoval & Acevedo, 2022). En la península ibérica, el ricino se cultiva como ornamental, pero se encuentra naturalizado en muchas áreas,

siendo muy común en ecosistemas áridos y semiáridos, matorrales mediterráneos o incluso dunas (Rojas-Sandoval & Acevedo, 2022), en terrenos baldíos, herbazales nitrófilos y zonas ruderales (Benedí, 2015).

Hasta la fecha, no existen trabajos que estudien detalladamente las características climáticas de los hábitats invadidos por el ricino. Comprender si el ricino se limita a ocupar espacios ambientales similares a su entorno nativo, o si por el contrario, está expandiendo su nicho, es crucial para entender, predecir y gestionar la propagación de esta especie. Así pues, el objetivo del presente trabajo es caracterizar el espacio climático nativo (noreste de África) e invadido (península ibérica) de *R. communis* con el fin de determinar si existe solapamiento de nicho entre ambas poblaciones y determinar las zonas con potencial invasor a nivel global.

3. Materiales y métodos

3.1. Especie de estudio

Ricinus communis es una especie monoica con porte herbáceo, arbustivo o subarbóreo de crecimiento rápido que puede alcanzar los 5-7 m (Benedí, 2015; Rojas-Sandoval & Acevedo, 2022). Produce frutos en forma de cápsulas esquizocárpicas con tres semillas con eleosoma rico en lípidos (Martins et al., 2011; Benedí, 2015; Sasidharan & Venkatesan, 2019). El principal tipo de dispersión de las semillas es por autocoria, en concreto, por dispersión balística (ballocoria), y de forma secundaria, por mirmecoria (atraídas por el eleosoma) (Martins et al., 2011; Sasidharan & Venkatesan, 2019). Presenta inflorescencias en cimas bracteadas, reunidas en panículas cónicas y erectas, con las cimas basales masculinas y las terminales femeninas (Benedí, 2015). Las flores son unisexuales (Benedí, 2015). La temperatura es un determinante del género de las flores haciendo que, las temperaturas moderadas promuevan la feminidad, mientras que las altas temperaturas promueven la masculinidad (Seegeler, 1983). Florece durante todo el año, produciendo cada flor entre 1500 a 150.000 semillas por periodo reproductivo (Martins et al., 2011). Presenta semillas carunculadas, aplanadas dorsiventralmente, lisas, jaspeadas, brillantes, con apariencia de garrapata (Benedí, 2015; Naik, 2018). Las semillas contienen toxoalbúmina (ricina), lo que las hace altamente tóxicas (Benedí, 2015). La germinación es epigea y puede producirse en una amplia gama de condiciones de edad, temperatura y luz (Martins et al., 2011; Naik, 2018).

3.2. Obtención de las ocurrencias

Para comparar el área nativa del ricino con el área invadida en la península ibérica, utilizamos las ocurrencias obtenidas a través de *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) (GBIF,

2020; GBIF, 2023a, b). La búsqueda se limitó a observaciones humanas y especímenes de herbario con coordenadas. El rango de registros de ocurrencia descargado para la península y el noreste de África es del 1849 al 2023 y del 1932 al 2023, respectivamente. Además, se descargaron las ocurrencias disponibles a nivel global desde el 1816 hasta el 2020 con estos mismos criterios, para el cálculo del porcentaje de acierto de la modelización.

Para la delimitación de las ocurrencias de la zona nativa, se escogieron todos los países dentro del noreste de África: Yibuti, Kenia, Somalia, Somalilandia, Etiopía y Eritrea. Las ocurrencias para la península ibérica excluyen las islas atlánticas de ambos países. Para limpiar los datos globales, se excluyeron todas aquellas ocurrencias de zonas que alcanzaran valores menores a 4°C (Seeger, 1983; Falasca et al., 2012), empleando la BIO6 (Temperatura mínima del mes más frío) de *Worldclim* (Fick & Hijmans, 2017). Estas ocurrencias fueron excluidas porque el ricino no tolera las heladas invernales, y es cultivada en aquellas zonas donde la temperatura baja por debajo de 4°C. Tras el proceso de limpieza de datos, se obtuvieron 6848 ocurrencias para la península ibérica, 1360 para el noreste de África y 23217 a nivel mundial. La Figura 1 muestra la distribución de estas ocurrencias en las dos primeras zonas. Para obtener los mapas de distribución, se emplearon los paquetes *maptools*, *ggplot2*, *ggspatial* y *rnaturalearthdata* (Wickham, 2016; Bivand et al., 2023; Dunnington, 2023; South et al., 2024).

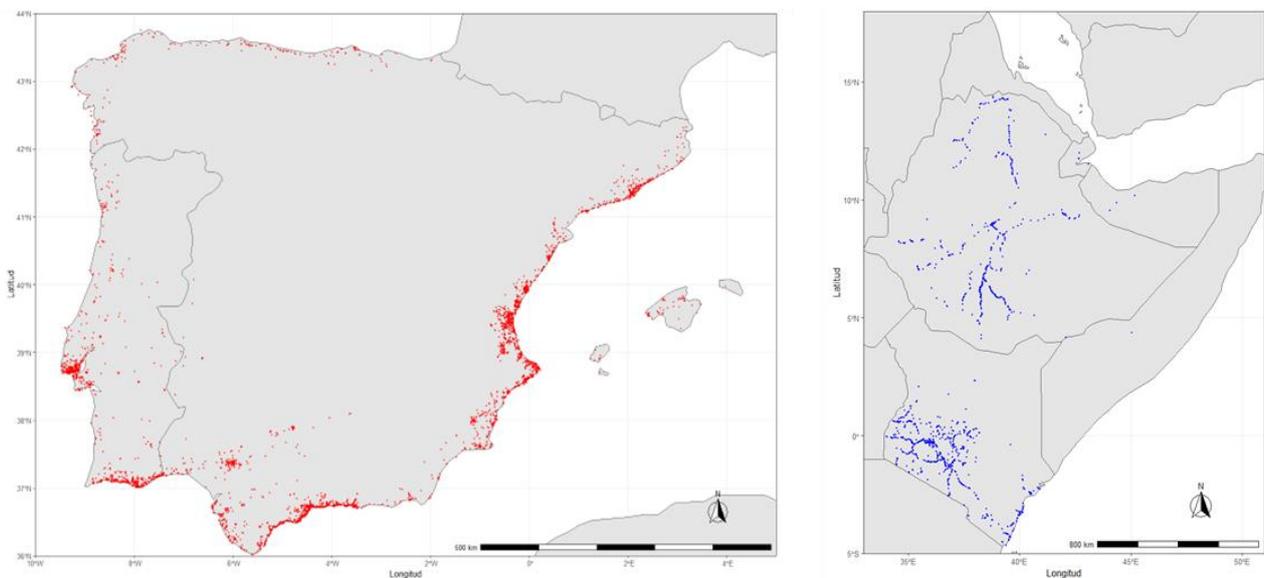


Figura 1. Mapa de distribución de las ocurrencias de la península ibérica (izquierda) y el noreste de África (derecha) empleadas en los análisis de caracterización y modelización.

3.3. Obtención de variables ambientales

Para realizar los análisis de caracterización y modelización de nicho, utilizamos las 19 variables ambientales disponibles en la plataforma *Worldclim* (Tabla S1; Fick & Hijmans, 2017). Estos datos fueron obtenidos desde R (R Core Team, 2024), empleando la función *getData* del paquete *raster* (Hijmans, 2023), con una resolución de 2,5 arcmin. Las ocurrencias del ricino se utilizaron para extraer sus respectivos valores bioclimáticos con los paquetes *sp* y *raster* (Pebesma & Bivand, 2005; Bivand et al., 2013). Las zonas de estudio se acotaron utilizando el paquete *maptools* y se obtuvieron los valores bioclimáticos de estas zonas con el paquete *raster*, que permite transformar la información climática acotada en un *dataframe*.

3.4. Análisis de caracterización de nicho

La caracterización de nicho del ricino se realizó utilizando las ocurrencias de la zona nativa e invadida y las 19 variables bioclimáticas en el paquete *ecospat* (Di Cola et al., 2017; Broennimann et al., 2023). En primer lugar, se realizó un Análisis de los Componentes Principales (PCA) de los datos climáticos obtenidos para las ocurrencias de la zona nativa e invadida empleando la función *dudi.pca* del paquete *Ade4* (Dray & Dufour, 2007). Este análisis sintetiza la matriz de datos climáticos disponibles en un pequeño número de combinaciones lineales (componentes) no correlacionadas entre sí, maximizando la cantidad de información contenida en cada una de ellas (Abdi & Williams, 2010; Broennimann et al., 2012). En el paquete *ecospat*, la función *dudi.pca* realiza una síntesis bidimensional de toda la variabilidad bioclimática de las zonas de estudio (Dray & Dufour, 2007). Se emplearon los resultados de este PCA para representar el nicho nativo e invadido (Figura 2) aplicando las funciones *ecospat.grid.clim.dyn* y *ecospat.plot.niche.dyn*. Para el cálculo del solapamiento entre ambos nichos así como la dinámica del nicho, se emplearon las funciones *ecospat.niche.overlap* y *ecospat.niche.dyn.index*, respectivamente. Para estudiar la dinámica de nicho se calcularon los índices de expansión, estabilidad y desocupación de nicho, los cuales representan, de forma respectiva: (i) el espacio ocupado por ocurrencias en el nicho invadido, que no existían en el nicho nativo; (ii) el solapamiento de ocurrencias en las zonas nativas e invadidas con nichos similares; y (iii), falta de ocurrencias (desocupación) en la zona invadida con nicho similar al que ocupan otras ocurrencias en la zona nativa (Guisan et al., 2014).

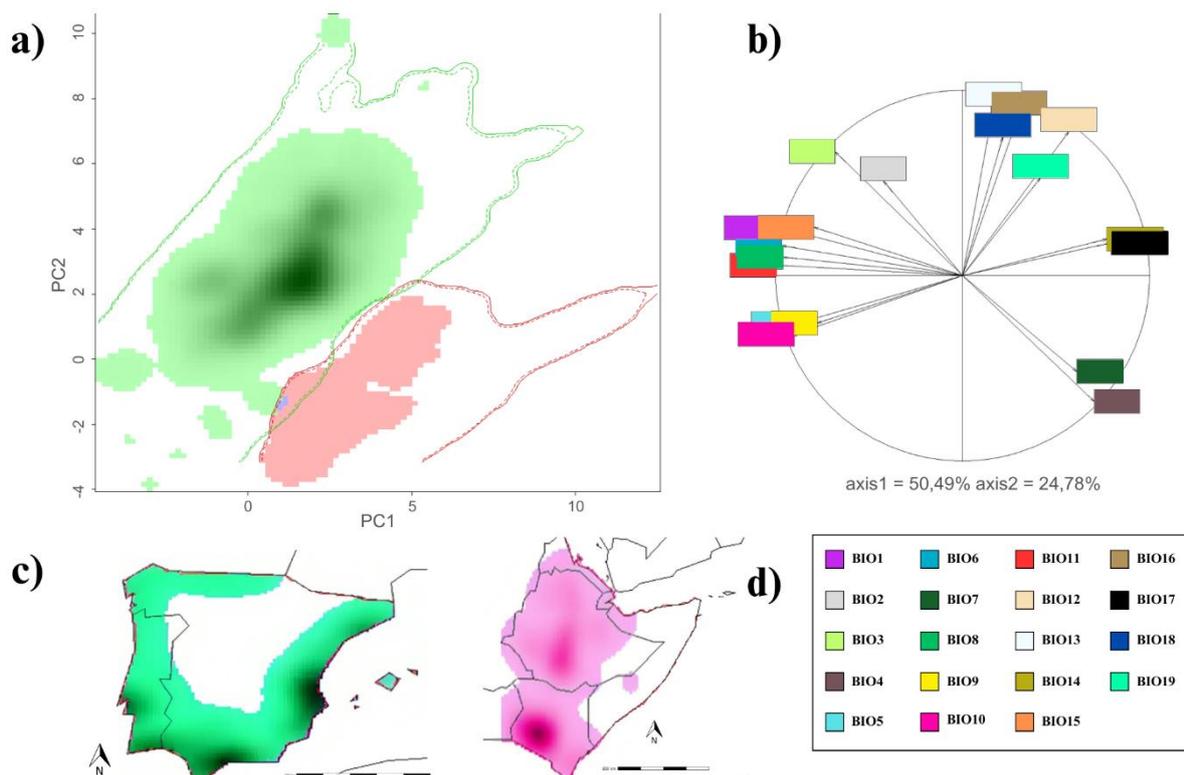


Figura 2. a) PCA de la dinámica del nicho de *R. communis* en el rango nativo (área rosa) frente al rango invadido (verde), correspondiendo el área azul al solapamiento de nicho y los espacios más oscuros a la densidad de ocurrencia. b) Círculo de correlación que muestra la importancia de las variables empleadas en el PCA a lo largo de los dos primeros ejes principales (PC1 = 50,49%, PC2 = 24,78%). c) Proyección del espacio climático al espacio geográfico del área invadida (izquierda verde) y el área nativa (derecha rosa). d) Variables bioclimáticas empleadas con sus respectivos colores en el círculo de correlación.

El porcentaje de solapamiento se determinó mediante el índice D de Schoener, en el cual, un valor 0 supone que no hay solapamiento de nichos, mientras que 1 implica que los nichos son idénticos (Warren et al., 2008). Para la proyección geográfica de las densidades de ocurrencia (Figura 2.c), se empleó la función *ecospat.grid.clim.dyn* empleando el mapa de *wrld_simpl* de *maptools*. Se realizaron análisis de equivalencia y similitud de nicho, para los cuales empleamos las funciones *ecospat.niche.equivalency.test* y *ecospat.niche.similarity.test*, respectivamente. La prueba de equivalencia de nicho analiza si el solapamiento se mantiene al reasignar de forma aleatoria las ocurrencias del ambiente nativo e invadido (Warren et al., 2008; Broennimann et al., 2012; Di Cola et al., 2017). La prueba de similitud compara el solapamiento observado entre los nichos con el solapamiento del nicho nativo observado frente al nicho creado de forma aleatoria dentro del rango invadido (Warren et al., 2008; Broennimann et al., 2012; Di Cola et al., 2017). Con el fin de comprobar la existencia de conservación de nicho, se indicó el

argumento *higher* en los dos análisis. Ambas pruebas se repitieron 100 veces, con el fin de que la hipótesis, en caso de rechazarse o aceptarse, pueda hacerlo con un alto grado de confianza.

3.5. Estimación de la probabilidad de presencia de *Ricinus*

Para detectar zonas con alta probabilidad de presencia del ricino, pero aún sin invadir, se modelizó el nicho nativo e invadido empleando el software MaxEnt en su versión 3.4.4 (Phillips et al., 2024). En función de la información bioclimática disponible, el software contrasta la información climática de las ocurrencias con la zona de estudio generando un modelo entrenado para estimar un área de probabilidad de presencia en otras zonas del mundo (Broennimann et al., 2012; Phillips & Dudík, 2008). MaxEnt fue seleccionado frente a otros modelos predictivos al resultar más idóneo para los datos obtenidos (presencias e información bioclimática). Además, al no ser un modelo estocástico, los resultados son muy similares con cada ejecución, y, además, resulta rápido computacionalmente (Guillera-Aroita et al., 2011). MaxEnt no requiere estrictamente de datos de ausencia para modelizar el área, por tanto, se emplearon únicamente los datos de presencia usados para el análisis de caracterización de nicho explicado arriba. Se utilizó la información ambiental proveniente de *Worldclim* (Fick & Hijmans, 2017).

Para reducir el número de variables ambientales correlacionadas, calculamos el factor de inflación de la varianza (VIF) mediante el método Pearson, empleando la función *vif* del paquete *usdm* (Naimi et al., 2014). Este análisis determina la multicolinealidad para un conjunto de variables predictoras (Naimi et al., 2014). De esta forma, se excluyeron variables con valores VIF superiores a 3,9 (Naimi et al., 2014). Se seleccionaron las variables ambientales resultantes para realizar los análisis en MaxEnt.

La superficie seleccionada para la proyección predictiva del modelo fue toda la superficie terrestre, a excepción de la Antártida. Se seleccionaron las opciones C-log-log, para el formato de salida (*Output format*), y bil para el tipo de archivo de salida (*Output fyle type*). La función C-log-log se trata de una función de vínculo que traduce los valores crudos sin procesar en valores de probabilidad de presencia interpretables. Se indicó el tipo de archivo de salida bil para generar un ráster con el fin de ser cartografiado en QGIS v3.36.1 (QGIS, 2024). Por otra parte, se seleccionaron 500 iteraciones máximas, la opción *crossvalidate* para el tipo de ejecución replicada (*Replicated run type*) y 10.000 para el máximo número de puntos de fondo. Seleccionamos un 25% de los datos de para pruebas aleatorias (*random test percentage*), representando el 75% restante los datos de entrenamiento. Se realizó la prueba *Jackknife* para medir la importancia de las variables y su contribución al modelo. Se consideró que una variable

era contributiva cuando superaba el 15% en el porcentaje de contribución. Así mismo, se calculó el área bajo la curva (según sus siglas en inglés, AUC) de la Curva Característica Operativa del Receptor (según sus siglas en inglés, ROC) para establecer la calidad del modelo. La curva ROC se genera enfrentando la tasa de verdaderos positivos, o sensibilidad, en el eje y frente a la tasa de falsos positivos, o 1 – especificidad, en el eje x (Phillips et al., 2006). El área AUC determina el rendimiento de los modelos comparando la probabilidad de que el valor de idoneidad predicho para una ocurrencia real sea mayor frente a una aleatoria (Phillips et al., 2006).

El mapa de distribución potencial global generado con las ocurrencias de la península ibérica (Figura 2.a) mostró regiones de baja probabilidad en las cuales se alcanzan temperaturas inferiores a 4°C, incompatibles con la vida del ricino (Seeger, 1983; Falasca et al., 2012). Para solucionar este problema, exportamos los mapas tipo ráster generados por MaxEnt a QGIS. Dentro del programa: (i) excluimos aquellas zonas donde la probabilidad de crecimiento fuera inferior al 50% de probabilidad; y (ii) cortamos la capa ráster aplicando la BIO6 como capa de máscara. Este procedimiento se aplicó tanto a la distribución potencial del ambiente invadido como al nativo. Se dividieron las áreas de probabilidad en función de sus respectivas regiones biogeográficas, empleando las capas disponibles en *UN Environment Programme World Conservation Monitoring* (UNEP-WCMC), de Olson et al. (2001). El cálculo de la extensión de las áreas se realizó en QGIS aplicando la calculadora de campos, concretamente, la función *\$area* dividida entre 10000. El cálculo de la superficie se produce teniendo en cuenta la configuración del elipsoide del proyecto (WGS84), obteniéndose el área elipsoidal (QGIS, 2024). Finalmente, se recopilaron todas las ocurrencias globales del ricino con el fin de determinar el porcentaje de acierto respecto a las ocurrencias globales de los modelos predictivos. Se calculó el porcentaje de acierto de las modelizaciones como la relación entre el número de ocurrencias dentro del polígono y el número total de ocurrencias a nivel global (23.217), expresada como un porcentaje. Finalmente, se determinó la superficie de intersección entre ambas modelizaciones aplicando la función *cortar*.

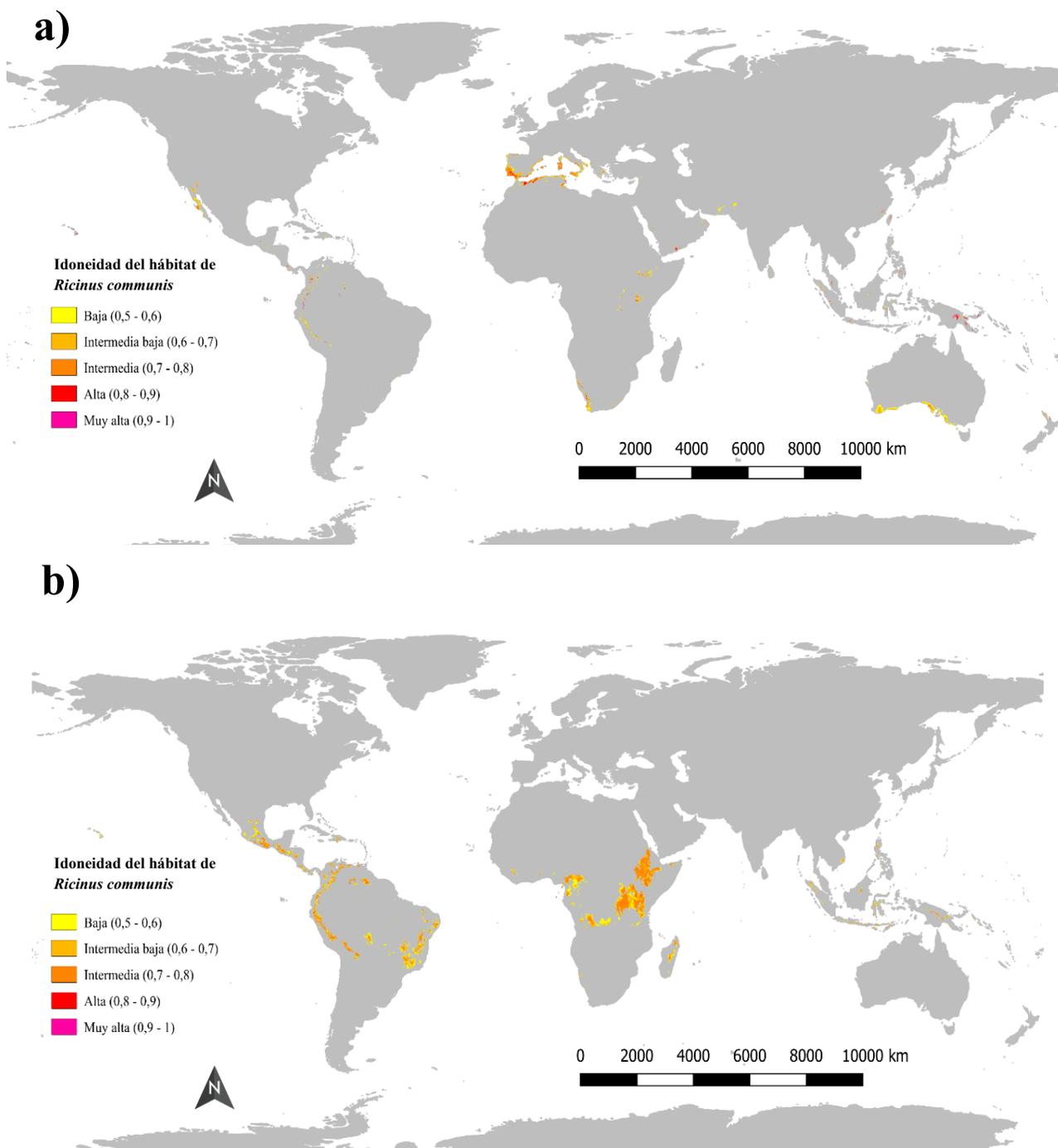


Figura 3. a) Mapa de la modelización predictiva de *R. communis* según los registros de ocurrencia en la península ibérica y; b) el noreste de África. Las regiones de alta probabilidad de presencia se sitúan en el rango de alta a muy alta probabilidad (0,8 a 1).

3.6. Cálculo de los rangos ambientales

La estimación de los rangos de las variables bioclimáticas se realizó empleando las funciones *min*, *max* y *mean* predeterminadas de R, y para la moda la función *mlv* del paquete *modeest* (Poncet, 2019). La representación gráfica de los rangos ambientales (Figura 4) se realizó

empleando la función *geom_boxplot* del paquete *ggplot2* (Wickham, 2016) y se graficó empleando el paquete *patchwork* (Pedersen, 2024). Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) para las diferencias entre los tipo de rangos de las variables ambientales (Figura 4).

3.7. Cuantificación de presencia en biomas

Para identificar los biomas en los que se encuentra *Ricinus communis* (Tablas 2 y 3), se emplearon las capas vectoriales de Olson et al. (2001). Mediante QGIS, se asignaron biomas a las regiones modelizadas y a las zonas con altas probabilidades de presencia (superiores a 0,8), individualmente. Se estimó la superficie ocupada por cada bioma y se contabilizó el número de ocurrencias presentes dentro de las regiones modelizadas aplicando la función *contar puntos en un polígono*. El cálculo del porcentaje de acierto para cada bioma se estableció como la proporción entre el número de ocurrencias presentes dentro de la zona predictiva y el bioma, dividido entre el número total de ocurrencias en el bioma. Luego, se calculó el área ocupada por cada bioma. Se estimó el porcentaje de solapamiento como la superficie ocupada de intersección de cada bioma dividido entre la suma de la superficie ocupada de cada bioma en ambas modelizaciones, expresada como un porcentaje (Tablas 2 y 3).

4. Resultados

4.1. Descripción de la distribución

La Figura 1 muestra las ocurrencias obtenidas en el noreste de África. En este entorno, las ocurrencias del ricino disponibles coinciden con los bordes de las carreteras de la zona, mostrando patrones rectilíneos de distribución. Kenia y Etiopía concentraban la mayor proporción de puntos dentro de la región. Yibuti presentó tres ocurrencias, al igual que Somalilandia. Dentro de Somalia únicamente se encontró una sola ocurrencia, mientras que en Eritrea no se encontraron registros. La distribución de *R. communis* en la península ibérica (Figura 1) detalló la preferencia que presenta esta especie por los ambientes costeros ibéricos. Se observó su presencia en el interior peninsular a través del valle del Guadalquivir y entorno a grandes ciudades de la península, tales como Sevilla, Valencia, Lisboa o Barcelona.

4.2. Caracterización del nicho nativo e invadido

La representación gráfica de los nichos estudiados reveló un mínimo solapamiento (D de Schoener = 0,00165), representada por el área azul en la Figura 2.a. Los índices respectivos a la expansión, estabilidad y desocupación fueron 0,983, 0,0174 y 0, respectivamente. Los valores de p para el análisis de equivalencia y similitud fueron de 1 y 0,0396, respectivamente.

4.3. Calidad de los modelos predictivos, elección y análisis de la contribución de las variables

Se escogieron las variables con menor correlación (Tablas 2 y 3) resultantes del análisis VIF para los modelos predictivos. Las variables coincidentes en ambos entornos tras la selección del análisis fueron las BIO4 (estacionalidad de la temperatura), BIO8 (temperatura media del trimestre más húmedo) y BIO14 (precipitación del mes más seco). Los modelos predictivos del ambiente nativo e invadido obtuvieron niveles altos de rendimiento, mostrando valores AUC de 0,966 y 0,951, respectivamente.

Respecto al porcentaje de contribución, para los datos de la península ibérica, las variables ambientales que más contribuyeron al modelo fueron la BIO8, BIO15 (estacionalidad de las precipitaciones) y BIO18 (precipitación del trimestre más cálido), con valores de 29,9%, 49,3% y 17,1%, respectivamente. Respecto a la prueba de *jackknife*, la BIO8 demostró mayor ganancia cuando se emplea de forma aislada, siendo la variable ambiental con más información útil por sí misma y no presente en el resto, en concordancia a lo observado en el análisis VIF (Tabla 1). Para el noreste de África, las variables ambientales que presentaron contribuciones medias más elevadas fueron BIO3 (isotermalidad), BIO8 y BIO14, con valores de 36,4%, 7,5% y 56,3%, respectivamente. La BIO14 fue la variable que más ha influido en la distribución potencial. Para la prueba *jackknife*, la BIO3 demostró ser la variable con la información más útil por sí misma respecto al resto, lo cual concuerda con lo observado en el análisis VIF (Tabla 1). La BIO8 fue seleccionada como contributiva dado que presentó un valor elevado de contribución en la anterior modelización y, por tanto, resulta muy útil para comparar ambos modelos.

Los rangos de las variables ambientales más contributivas (Figura 4) fueron los siguientes. Para el noreste de África, las áreas se encontraron en valores desde el 37 al 88% de isotermalidad (BIO3), situándose la moda en el 84% y la media en el 77,5%; para la precipitación del mes más seco (BIO14), el rango se situó entre 0 y 62 mm de lluvia, con una media de 7,82 mm y moda de 1 mm; y para la temperatura media del mes más lluvioso (BIO8), el rango se situó entre 12,8°C y 33°C, con una media de 19,6°C y una moda de 20,1°C. Para la península ibérica, el coeficiente de variación de la estacionalidad de las precipitaciones (BIO15) se situó en un rango de 23% al 78%, encontrándose la media en el 55,5% y la moda en el 64%; la BIO8, en un rango de 7,9°C a 20,5°C, siendo la media de 14,5°C y la moda de 13,1°C; y la BIO18, entre 15 y 255 mm, situándose la media en los 59,7 mm y la moda en los 18mm.

Tabla 1. Conjunto seleccionado de variables ambientales junto al factor de inflación de la varianza (VIF) para la península ibérica y el noreste de África.

Código	Variables Ambientales	Valores VIF	
		Península ibérica	Noreste de África
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) ($\times 100$)	-	1,07
BIO4	Estacionalidad de la temperatura	2,76	1,72
BIO7	Temperatura Rango Anual	3,37	-
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo	2,17	1,41
BIO12	Precipitación anual		1,67
BIO14	Precipitación del mes más seco	2,43	1,51
BIO15	Estacionalidad de las precipitaciones (coeficiente de variación)	2,56	-
BIO18	Precipitación del trimestre más cálido	3,93	-

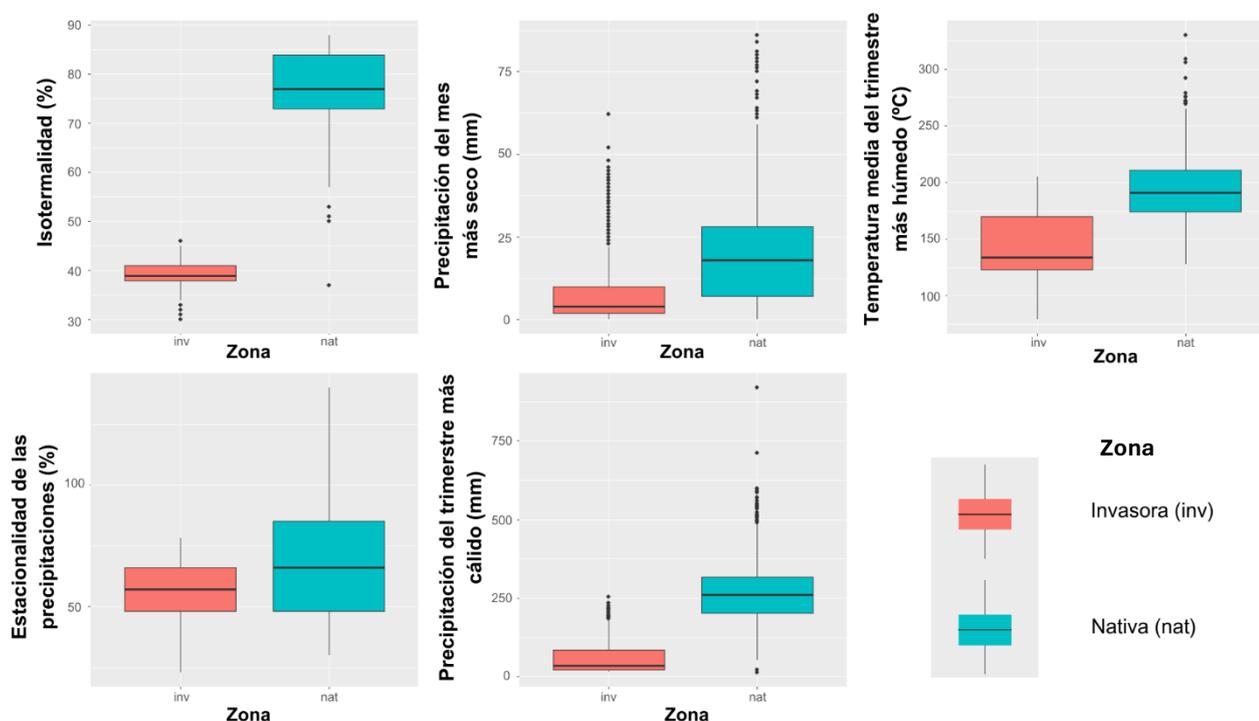


Figura 4. Rangos de las variables bioclimáticas con mayor contribución a los modelos predictivos. Todas las diferencias entre las zonas de las variables mostraron valores significativos ($p < 0,001$).

4.4. Distribución de la probabilidad de presencia con una modelización de la península ibérica

A partir de la generación de los mapas predictivos (Figura 3.a), observamos: (i) El nicho potencial para las ocurrencias en la península ibérica se concentró en la región paleártica, ocupando 33.8 M ha, principalmente en el Mediterráneo occidental, destacando pequeñas áreas con muy alta probabilidad de presencia en el Rif y la costa del mar Adriático; (ii) en Australasia,

apareció una superficie ocupada de 20M ha, destacando regiones de mayor probabilidad en Nueva Guinea y el norte de Nueva Zelanda y una extensa región al sur de Australia; (iii) en el Afrotrópico, se describió una región de 15 M ha, siendo destacable una pequeña área en Kenia con una probabilidad del 90 al 100%; (iv) en el Neotrópico, se registró una superficie total de 11 M ha, describiéndose un patrón paralelo a la cordillera andina, introduciéndose en las regiones de páramo; (v) el Neártico presentó una región de 5.7 M ha, prácticamente en la frontera del Neotrópico; (vi) la región Indo-Malaya aglutinó 4.5 M ha, destacando en cuanto probabilidad el sur de Filipinas, Taiwan y Malasia peninsular; (vii) por último, en la biorregión Oceánica, se describió un área de 281.978 ha, constituyendo la mayor parte del área el archipiélago hawaiano.

4.5. Distribución de la probabilidad de presencia con una modelización del noreste de África

Respecto al modelo predictivo generado a partir de las ocurrencias del noreste de África, se denotó: (i) el Afrotrópico aglutinó la mayor superficie del modelo con 196.7 M ha, describiendo un patrón tropical, principalmente; (ii) el Neotrópico abarcó una superficie de 72.8 M ha, con un patrón de distribución paralela a la cordillera andina y una extensa zona dentro de México, el Cerrado brasileño, la Caatinga y los bosques del interior de Bahía; (iii) prácticamente de forma solapante con el Neotrópico, la región neártica describió una superficie de 4.4 M ha; (iv) la región Indo-Malaya abarcó una superficie de 6.6 M ha; (v) Australasia aglutinó una superficie de 7 M ha; (vi) y por último, la región Oceánica presentó una superficie de 281.978 ha, predominando en el archipiélago hawaiano.

4.6. Cuantificación de los biomas ocupados

A partir de la cuantificación de las coincidencias con las superficies predictivas y la identificación de los biomas en las áreas de alta probabilidad (Tablas 2 y 3), se obtuvo: (i) en la modelización de la península ibérica, la superficie total ocupada fue 89,6 M ha y los biomas que abarcaron mayor superficie fueron el bosque y matorral mediterráneo, la pluvisilva y el matorral xerófilo; (ii) respecto a la modelización del noreste de África, la superficie total ocupada fue de 346 M ha, siendo los biomas principales la pluvisilva, las praderas, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales, las praderas y matorrales de montaña y el bosque subtropical de coníferas.

En relación con el porcentaje de acierto (Figura 5 y Tablas 2 y 3): (i) la modelización de la península ibérica predijo en mayor proporción las ocurrencias de los biomas de bosque y matorral mediterráneo, praderas y matorrales de montaña, y bosques templados de frondosas y mixtos (Tabla 2); (ii) los biomas de bosque subtropical de coníferas, praderas y matorrales de montaña, praderas, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales, y pluvisilva, destacaron como los biomas donde el porcentaje de acierto fue superior en la modelización del noreste de África (Tabla 3); (iii) el porcentaje de acierto del total del área predictiva de la península ibérica fue del 18,9%, mientras que para el noreste de África fue del 13,6%. Respecto a la intersección entre ambas modelizaciones (Tabla 4), la superficie ocupada total abarcó 15,9 M ha.

Tabla 2. Listado de biomas descritos y ocurrencias predichas dentro de las zonas de alta probabilidad resultantes de la modelización de las ocurrencias de la península ibérica.

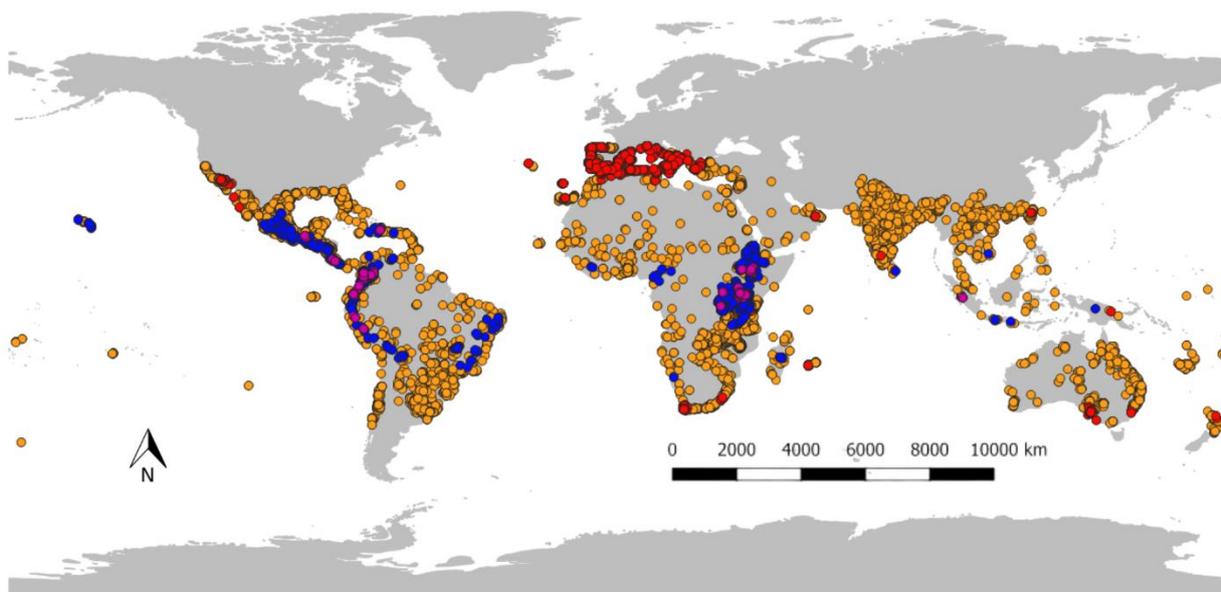
Biomas	Número de ocurrencias	Superficie ocupada (M ha)	Porcentaje de acierto (%)	Superficie ocupada por zonas de alta probabilidad (M ha)
Manglar	0	0,0525	0	>0,01
Pluvisilva	223	21,0	5,76	4,96
Praderas y matorrales de montaña	22	4,20	14,4	0,331
Bosque seco	3	0,291	0,159	0,0235
Praderas, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales	43	1,37	1,53	0,0735
Bosque subtropical de coníferas	8	0,471	1,25	0,0178
Matorral xerófilo	21	13,3	1,42	0,800
Bosques templados de frondosas y mixtos	227	2,41	14,4	0,215
Bosque templado de coníferas	14	0,503	3,28	0,0180
Bosque y matorral mediterráneo	3820	45,6	42,4	2,25
Sabana inundada	0	0,0541	0	0
Pastizales y matorrales templados	4	0,210	0,547	0
Tundra	0	>0,01	0	>0,01

Tabla 3. Listado de biomas descritos y ocurrencias predichas dentro de las zonas de alta probabilidad resultantes de la modelización de las ocurrencias del noreste de África.

Biomas	Número de ocurrencias	Superficie ocupada (M ha)	Porcentaje de acierto (%)	Superficie ocupada por zonas de alta probabilidad (M ha)
Bosque seco	274	12,6	14,5	0,0271
Pluvisilva	1120	138	28,9	0,421
Bosque subtropical de coníferas	352	16,8	55,3	0
Matorral xerófilo	212	17,6	14,3	0
Praderas, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales	937	126	33,4	0,165
Praderas y matorrales de montaña	261	27,5	51,3	0,0143
Sabana inundada	0	0,0346	0	0
Lagos	1	6,52	20	0

Tabla 4. Listado de biomas descritos dentro de las áreas de intersección entre ambas modelizaciones.

Biomás	Superficie ocupada (M ha)	Porcentaje de intersección (%)
Pluviselva	10,7	6,72
Praderas y matorrales de montaña	3,07	9,66
Bosque seco	0,242	1,87
Praderas, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales	1,30	1,02
Bosque subtropical de coníferas	0,407	2,35
Matorral xerófilo	0,150	0,486



Tipo de ocurrencia

- Ocurrencias no predichas
- Ocurrencias predichas por el modelo africano
- Ocurrencias predichas por ambos modelos
- Ocurrencias predichas por el modelo ibérico

Figura 5. Mapa de tipos de ocurrencias registradas reales (GBIF, 2020) correspondientes a las descritas en la Tabla 2, 3 y 4.

5. Discusión

Este es el primer estudio que demuestra que el ricino ha ampliado su nicho climático en una zona invadida. Nuestros resultados revelan un bajo solapamiento del nicho climático del ricino entre la zona nativa y la península ibérica (D de Schoener = 0,165%), siendo los nichos ni equivalentes ni similares. La capacidad del ricino para prosperar en nuevos ambientes ausentes en la zona nativa sugiere la idea de que presenta rasgos que facilitan el establecimiento en nuevos entornos, como puede ser una tolerancia climática amplia. Esta plasticidad climática, sumada a otros caracteres, como son una rápida generación de semillas en su ciclo de vida, así como la presencia de un endospermo rico que facilita la germinación y los primeros estadios de desarrollo, refuerzan la idea de que la capacidad del ricino para invadir puede ser alta.

Dentro de la península ibérica, aparece en los entornos con los climas más suaves, persistiendo en zonas con ausencia o poca frecuencia de heladas en invierno, dado que no sobrevive a temperaturas inferiores de 4°C (Seegeler, 1983; Falasca et al., 2012). Dentro del noreste de África, crece en entornos tropicales, subtropicales y semiáridos en condiciones suaves (Seegeler 1983; Rojas-Sandoval & Acevedo, 2022). La estabilidad del nicho entre ambas zonas, correspondiente a 1,74%, corresponde a la proporción del nicho compartido por ambos entornos con ocurrencias del ricino (Guisan et al., 2014). Por lo tanto, el ricino ha ampliado su nicho tras la introducción en la península ibérica con respecto a la zona nativa, posiblemente debido a interacciones bióticas y abióticas favorables en la zona (Atwater et al., 2018). Pese al bajo valor, algunas pocas poblaciones mantienen condiciones climáticas similares en ambos nichos.

Los resultados de la caracterización del nicho en la zona nativa e invadida nos indica que existe una expansión de nicho (Figura 2.a). Concretamente, un 98,3% de las ocurrencias aparecen en ambientes inexistentes de la zona nativa. Paralelamente, el índice de desocupación de nicho es 0, lo que indica que todos los nichos en la península ibérica con condiciones climáticas similares a las de la zona nativa, han sido ocupados por el ricino. Ya que los valores de desocupación altos indican introducciones recientes (Guisan et al., 2014; Atwater et al., 2018), el valor de desocupación obtenido indicaría un establecimiento antiguo del ricino en la península ibérica. Estos valores podrían indicar un proceso de naturalización de larga duración. Una de las evidencias de la naturalización del ricino más antiguas que tenemos en la península proviene de un pliego de Cavanilles recolectado hace 231 años en Sagunto (Valencia), depositado en el herbario del Real Jardín Botánico (RJB) de Madrid. En el diario de campo de Cavanilles, guardado como archivo histórico en el RJB, Cavanilles indica que la planta crecía de forma naturalizada en la zona.

El ricino es una especie preferentemente tropical, muy condicionada por las bajas temperaturas y heladas invernales. Dentro del noreste de África, el modelo predictivo de presencia obtuvo como variables ambientales más contributivas la isotermalidad (BIO3) y la precipitación del mes más seco (BIO14). La isotermalidad cuantifica la proporción de la variación de la temperatura entre el día y la noche, con las oscilaciones entre el verano y el invierno (anuales) (O'Donnell & Ignizio, 2012). Un valor de 100% implica que la variación de la temperatura diaria equivale al rango de variación de temperatura anual, mientras que valores inferiores a 100% indican que las oscilaciones diarias son menores que respecto a las oscilaciones anuales (O'Donnell & Ignizio, 2012). En la zona nativa, el ricino puede encontrarse en áreas en las cuales la isotermalidad ronda el 77,5% (Figura 4). Este resultado es coherente respecto al patrón

tropical descrito por el modelo predictivo. En consonancia a lo descrito anteriormente, el ricino rehúye de las condiciones de variación de temperatura altas, proliferando en condiciones ambientales relativamente constantes. Respecto a la segunda variable más importante en el modelo, correspondiente a la precipitación del mes más seco (BIO14), vemos que los valores están entorno a 7,82 mm (Figura 4), lo que implica que el periodo de sequía influye en el patrón de distribución de *R. communis*. Durante los meses más secos, la especie tolera áreas con bajas precipitaciones. Xu et al. (2021) realizaron una modelización de nicho utilizando 82 ocurrencias mundiales y detectaron que las variables más importantes para sus modelos eran la temperatura media anual (BIO1) seguido de la precipitación anual (BIO12). El presente estudio aumenta significativamente el número de ocurrencias utilizadas para la modelización (1360 para la zona nativa y 6848 para la zona invadida), aunque en este estudio modelizamos dos zonas.

Dentro del modelo predictivo de la península ibérica, las variables ambientales más contributivas fueron la BIO15, BIO8 y BIO18. La BIO15, correspondiente a la estacionalidad de las precipitaciones, encontramos que en las ocurrencias empleadas en la modelización se sitúan en un amplio rango, aunque la mayoría se sitúan en el 64%. Este valor nos indica que la variación de las precipitaciones a lo largo del año es moderado, habiendo estaciones lluviosas y secas. La característica principal del clima mediterráneo es la definición de un periodo de estrés hídrico cálido marcado frente a un periodo fresco de lluvias posterior (Ballesteros et al., 2015). Sin embargo, la duración y localización de ambas etapas varía en función de la ubicación geográfica y la orografía, generando que en los valores estacionales exista una gran variabilidad interanual (Ballesteros et al., 2015). Concretamente, la zona costera mediterránea, donde mayoritariamente se distribuye ricino (Figura 1), es una zona con gran variabilidad en sus precipitaciones, con gradientes muy pronunciados Norte-Sur y Este-Oeste (González-Hidalgo et al., 2009). De esta forma, el ricino en la península ibérica prefiere zonas con una variabilidad en las precipitaciones intermedia. La segunda variable más importante en la modelización utilizando muestras de la península fue la BIO8 (29,9%), la temperatura media del trimestre más húmedo, con un rango de temperaturas menor que respecto a su entorno nativo, situándose la mayor parte de ocurrencias en los 13,1°C (Figura 4). Pese este descenso, estos resultados coinciden con la descripción de entornos húmedos, cálidos y suaves característicos de la costa mediterránea (Seager et al., 2019). El ricino ocurre en localizaciones con temperaturas inferiores durante el periodo húmedo respecto a su entorno nativo, siendo otro indicativo de su ampliación de nicho climático. La precipitación del mes más cálido (BIO18) es una variable relevante en el contexto ibérico, caracterizado por la sequía estival del mediterráneo. Esta

variable presentó un porcentaje de contribución del 17,1% con una gran amplitud en el rango, aunque la mayor parte de las ocurrencias se sitúan en valores de precipitación generalmente bajos (Figura 4). Se encuentra en un intervalo similar al obtenido por la BIO14 (precipitación del mes más seco) en el noreste de África. Una posible explicación podría ser la capacidad del ricino para desarrollarse en condiciones de sequía, teniendo una respuesta de crecimiento temprana y pronunciada, manteniendo una alta fijación neta de CO₂, con un control estomático eficiente (Sausen & Rosa, 2010) así como desarrollando un sistema radicular fuerte (Seegerler, 1983).

Los resultados de la modelización de las ocurrencias de la península ibérica (Figura 3.a) parecen destacar la región del mediterráneo occidental como zonas con mayor extensión de probabilidad de ocurrencia. Esta modelización mostró que, en Australasia, el Afrotrópico y en el Neotrópico la probabilidad de asentamiento es alta. Dentro de estas regiones encontramos la pluvisilva, siendo el bioma con la mayor superficie de alta probabilidad de aparición (4,96 M ha). Paralelamente, también existe una tendencia hacia los entornos subtropicales, tales como los matorrales xerófilos, donde el área predictiva ocupada es extensa (13,3 M ha), aunque la superficie de alta probabilidad (0,800 M ha) es baja. La distribución resultante de la modelización de las ocurrencias del noreste de África (Figura 3.b) muestra una disyunción pantropical. La mayor parte de la superficie se encuentra en las regiones tropicales de África, Sudamérica y Asia. Específicamente, encontramos una gran proporción dentro del bioma de pluvisilva (138 M ha) y una superficie con alta probabilidad de 0,421 M ha. Este bioma, caracterizado por abundantes precipitaciones bien repartidas durante todo el año y por temperaturas altas y uniformes durante el año, concuerda con los valores de isothermalidad (BIO3, media = 77,5%). En segundo lugar, encontramos el bioma de praderas, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales (126 M ha), con una superficie con alta probabilidad (0,165 M ha) cercanos a los de la pluvisilva. Este bioma concuerda con las características ecológicas descritas tanto por la bibliografía (Seegerler, 1983) como en nuestros resultados. La modelización de las ocurrencias africanas no mostró ninguna zona de probabilidad dentro del Paleártico, a pesar de que la modelización de la península ibérica sí lo hizo en el entorno nativo. Es posible que, durante el proceso de domesticación del ricino, las variedades seleccionadas para su cultivo en Europa toleraran las condiciones climáticas aquí presentes.

En conjunto, nuestros resultados muestran que el ricino ha expandido sus hábitats hacia entornos que las poblaciones nativas aparentemente no pueden ocupar, características descritas en otras especies vegetales, como el género *Oryza* (Lin et al., 2015). Mientras que, en el noreste

de África, ricino parece dominar una cantidad limitada de biomas (8), en el ambiente invadido, encontramos una cantidad superior de biomas (14). Esto parece indicar que el ricino es capaz de diversificar los ambientes cuando es una especie invasora, y en su ambiente nativo, limitarse a los entornos más ambientalmente cerrados. De esta forma, las zonas de intersección presentan características más tropicales que mediterráneas.

En concordancia con los anteriores resultados, el porcentaje en la intersección entre ambos modelos predictivos es mínimo (3,65%). Lo cual reafirma la idea de la expansión de nicho de *R. communis*. Dentro de los biomas donde se registró la intersección (Tabla 4), en ninguno se superó el 10% en el solapamiento. El bioma con mayor intersección que encontramos fue el de praderas y matorrales de montaña, mientras que la pluvisilva resultó ser la zona más extensa.

Desde la caracterización climática hasta la modelización, todo parece indicar que *R. communis* ha expandido su nicho. Esta capacidad de tolerancia climática, sumada a la ayuda humana para expandirse, ha sido la causante de su amplia distribución global. Las características principales de la especie que podrían explicar su facilidad para establecer poblaciones en entornos tan dispares podrían ser su alta plasticidad fenotípica y capacidad de desarrollar alteraciones morfológicas frente los cambios en el ambiente (Muraguri et al., 2020; Xu et al., 2021). La plasticidad fenotípica permitiría a la especie establecerse en toda la disparidad de ambientes, logrando invadirlos de forma eficaz (Goyal et al., 2011), implicando una tolerancia climática alta. Esta característica no es exclusiva del ricino, existiendo muchos más ejemplos de especies vegetales tales como *Carpobrotus edulis*, *Lantana camara* o *Ageratina adenophora* (Sharma et al., 2005; Datta et al., 2019; Campoy et al., 2021). Esta capacidad ya ha sido descrita en *R. communis*, siendo capaz de modular sus rasgos vegetativos y reproductivos para mejorar su supervivencia en diferentes tipos de hábitat (Goyal et al., 2011).

Existen una serie de limitaciones que podrían condicionar los resultados descritos como son un bajo muestreo en la zona nativa o el uso de ocurrencias concentradas solo en bordes de carreteras en la zona nativa. Una solución sería realizar un muestreo homogéneo e intenso de la zona nativa, incluyendo zonas naturales, y repetir la caracterización y modelización de nicho (Ramírez-Albores et al., 2016). Por otra parte, aunque el ricino es claramente identificable y confundible con pocas especies, el uso de observaciones humanas implica otro pequeño porcentaje de error donde la persona identificadora fallara al catalogar la especie. Pese que prácticamente la inmensa mayoría de autores señalan el noreste de África como el entorno nativo de *R. communis*, este resultado está aún por confirmar con evidencias moleculares. Por

este motivo, el área seleccionada en este trabajo quizá ha sido demasiado amplia o, por el contrario, quedaran países sin seleccionar como Tanzania, Uganda, Sudán del Sur y/o Sudán.

6. Conclusión

Ricinus communis ha logrado expandir su nicho en la península ibérica con respecto a la zona nativa. Esta plasticidad climática de ricino nos indica que puede llegar a tener una capacidad invasora alta y, a su vez, complica los esfuerzos para la determinación de áreas potenciales de invasión. La capacidad de modificar y ampliar el nicho por parte de las especies invasoras (Atwater et al., 2018; Pack et al., 2022; Aravind et al., 2022) revela la necesidad de estudiar sus nichos climáticos para ayudar a la gestión y prevención de invasiones biológicas.

El estudio del nicho de las especies invasoras tiene fuertes implicaciones con los Objetivos de Desarrollo Sostenible. La predicción y determinación de la presencia de especies invasoras es crucial (ODS 15). La detección y control de las especies invasoras es fundamental en la lucha contra la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas terrestres. Concretamente, *R. communis* es capaz de alterar la composición, riqueza, diversidad y resiliencia de los ecosistemas (Carmona-Galindo et al., 2013; Silva & Fabricante, 2022). Por otra parte, este trabajo también se relaciona con el ODS 2 (Hambre cero). Las poblaciones del ricino pueden llegar a alterar cultivos agrícolas compitiendo por los recursos y resultando sumamente tóxica para el ganado, de forma natural (Silva & Fabricante, 2022). Mediante los estudios de nicho, podemos ahondar en nuestro conocimiento sobre como las especies invasoras pueden ampliar su distribución alterando nuevos ecosistemas, relacionándose de esta forma con el ODS 13 (Acción por el clima).

7. Líneas Futuras

El abordaje de la caracterización del nicho desde un punto de vista edafológico podría reforzar nuestros resultados o arrojar resultados diferentes. Aunque sabemos que el ricino ha ampliado su nicho, podría ser necesario llevar a cabo un estudio a nivel mundial para determinar en qué áreas se mantiene y en cuáles se está expandiendo. A pesar de que el ricino es una especie distribuida globalmente, se podría haber realizado la caracterización y modelización utilizando proyecciones de variables ambientales futuras. Esto permitiría determinar el impacto potencial del cambio climático en su distribución, tanto en la península como a nivel global. Por otro lado, se podría repetir la modelización proyectando los modelos a un escenario pasado, como el Holoceno y el último máximo glacial (c. 21000 años). Esto permitiría determinar cuán similar era al nicho actual y si se mantenían las diferencias con las poblaciones nativas.

8. Referencias

- Abdi, H.; Williams, L. J. (2010). Principal component analysis. *WIREs Computational Statistics* 2: 433-459.
- Aravind, N. A.; Shaanker, M. U.; Bhat, H. N.; Charles, B.; Shaanker, R. U.; Manzoor A. S.; Ravikanth G. (2022). Niche shift in invasive species: is it a case of “home away from home” or finding a “new home”? *Biodiversity and Conservation* 31: 2625–2638.
- Atwater, D. Z.; Ervine, C.; Barney, J. N. (2018). Climatic niche shifts are common in introduced plants. *Nature, Ecology & Evolution* 2: 34–43.
- Ballesteros, D.; Meloni, F.; Bacchetta, G. (Eds.). (2015). *Manual para la propagación de plantas autóctonas mediterráneas seleccionadas*. Ecoplantmed, ENPI, CBC-MED.
- Benedí, C. (1997) *Ricinus* L. En: Castroviejo, S.; Aedo, C.; Láinz, M.; Muñoz Garmendía, F.; Nieto Feliner, G.; Paiva, J.; Benedí, C. (eds.). *Flora iberica* 8: 149-152. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Bivand, R., Pebesma, E. & Gomez-Rubio, V. (2013). *Applied spatial data analysis with R*, 2^a ed. Springer, Nueva York, NY.
- Bivand, R.; Lewin-Koh, N. (2023). Maptools: tools for handling spatial objects. R package version 1.1-7.
- Broennimann, O.; Di Cola, V.; Guisan, A. (2023). Ecospat: spatial ecology miscellaneous methods. R package version 4.0.0.
- Broennimann, O.; Fitzpatrick, M. C.; Pearman, P. B.; Petitpierre, B.; Pellissier, L.; Yoccoz, N. G.; Thuiller, W.; Fortin, M.-J.; Randin, C.; Zimmermann, N. E.; Graham, C. H.; Guisan, A. (2012). Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography* 21: 481-497.
- Broennimann, O.; Treier, U. A.; Müller-Schärer, H.; Thuiller, W.; Peterson, A. T.; Guisan, A. (2007). Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* 10: 701-709.
- Buurt, G. (1999). Vijfhonderd jaar natuur op curaçao: Verleden, heden en toekomst. "los tiempos que pasarán y que nunca volverán. En: Coomans, H. E.; Coomans-Eustatia, M.; van het Leven, J. (eds.) *Veranderend Curacao*: 85-121. Stichting Libri Antilliani, Bloemendaal.

- Campoy, J. G.; Lema, M.; Fenollosa, E.; Munné-Bosch, S.; Retuerto, R. 2021. Functional responses to climate change may increase invasive potential of *Carpobrotus edulis*. *American Journal of Botany* 108: 1902-1916.
- Carmona-Galindo, V. D.; Hinton-Hardin, D.; Kagihara, J.; Pascua, M. R. T. (2013). Assessing the impact of invasive species management strategies on the population dynamics of castor bean (*Ricinus communis* L., Euphorbiaceae) at two southern California coastal habitats. *Natural Areas Journal* 33: 222-226.
- Chouhan, H. S.; Swarnakar, G.; Jogpal, B. (2021). Medicinal properties of *Ricinus communis*: a review. *International Journal of Pharmaceutical Sciences & Research* 12: 3632-3642.
- Datta, A., Schweiger, O., & Kühn, I. (2019). Niche expansion of the invasive plant species *Ageratina adenophora* despite evolutionary constraints. *Journal of Biogeography* 46: 1306 - 1315.
- d'Errico, F.; Backwell, L.; Villa, P.; Degano, I.; Lucejko, J. J.; Bamford, M. K.; Higham, T. F.; Colombini, M. P.; Beaumont, P. B. (2012). Early evidence of San material culture represented by organic artifacts from Border Cave, South Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 13214-13219.
- Di Cola, V. et al. (2017). Ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography* 40: 774-787.
- Dray, S.; Dufour, A. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22: 1-20.
- Dunnington, D. (2023). Ggsatial: spatial data framework for ggplot2. R package version 1.1.9.
- Falasca, S. L.; Ulberich, A. C.; Ulberich, E. (2012). Developing an agro-climatic zoning model to determine potential production areas for castor bean (*Ricinus communis* L.). *Industrial Crops and Products* 40: 185-191.
- Fick, S. E.; Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37: 4302-4315.
- Figueiral, I.; Chevillot, P.; Martin, S.; Ivorra, S.; Paone, F.; Saget-Basseuil, E.; de-Luca, B.; Cuzon, J. (2021). (Sub)urban gardens from Provence (Southern France, 14th–17th century) and the presence of *Ricinus communis*. *Vegetation History and Archaeobotany* 30: 313-329.

- GBIF.org. (2020). *GBIF Occurrence Download*. <https://doi.org/10.15468/dl.t3cbxd>
- GBIF.org. (2023). *GBIF Occurrence Download*. <https://doi.org/10.15468/dl.ha6t6x>
- GBIF.org. (2023). *GBIF Occurrence Download*. <https://doi.org/10.15468/dl.pb3grh>
- Godoy, O.; Valladares, F.; Castro-Díez, P.; Costa, M. (2008). Características de las plantas invasoras. En: Vilá, M.; Valladares, F.; Traveset, A.; Santamaría, L.; Castro-Díez, P. (eds) *Invasiones Biológicas*: 21-28. CSIC, Madrid.
- González, N. (2012). *Causes and consequences of exotic tree invasion in the Iberian peninsula*. Tesis doctoral, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.
- González-Hidalgo, J. C.; Lopez-Bustins, J.-A.; Štěpánek, P.; Martin-Vide, J.; de Luis, M. (2009). Monthly precipitation trends on the Mediterranean fringe of the Iberian Peninsula during the second-half of the twentieth century (1951–2000). *International Journal of Climatology* 29: 1415-1429.
- Gordon, D. R.; Tancig, K. J.; Onderdonk, D. A.; Gantz, C. A. (2011). Assessing the invasive potential of biofuel species proposed for Florida and the United States using the Australian weed risk assessment. *Biomass and Bioenergy* 35: 74-79.
- Goyal, N.; Pardha-Saradhi P.; Sharma G. P. (2014). Can adaptive modulation of traits to urban environments facilitate *Ricinus communis* L. invasiveness? *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 7941-7948.
- Guillera-Arroita, R. G.; Lahoz-Monfort, J. J.; Elith, J. (2022). Predictive performance of presence-only species distribution models: a benchmark study with reproducible code. *Ecological Monographs* 92: e01486.
- Guisan, A.; Petitpierre, B.; Broennimann, O.; Daehler, C.; Kueffer, C. (2014). Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 29: 260-269.
- Hijmans, R. (2023). Raster: geographic data analysis and modeling. R package version 3.6-26.
- Kumar, D.; Poonam; Baudhh, K.; Tiwari, J.; Singh, D. P.; Kumar, N.; (2017). *Ricinus communis*: an ecological engineer and a biofuel resource. *Phytoremediation Potential of Bioenergy Plants*: 139-167.

- Lin, L.; Tang, L.; Bai, Y.-J.; Tang, Z.-Y; Wang, W.; Chen, Z.-D. (2015). Range expansion and habitat shift triggered elevated diversification of the rice genus (*Oryza*, Poaceae) during the Pleistocene. *BMC Ecology and Evolution* 15: 182.
- Lobera, J. B. (2020). *La Veterinaria en el Antiguo Egipto: papiros de Kahún y de Ebers*. Academia de Ciencias Veterinarias de la Región de Murcia, Murcia.
- Naik, B. (2018). Botanical Descriptions of Castor Bean. En: Kole, C.; Rabinowicz, P. (eds.) *The Castor Bean Genome*: 1-14. Springer, Cham.
- Martins, V. F.; Haddad, C. R. B.; Semir, J. (2011). Responses of the invasive *Ricinus communis* seedlings to competition and light. *New Zealand Journal of Botany* 49: 263-279.
- Muraguri, S.; Xu, W.; Chapman, M.; Muchugi, A.; Oluwaniyi, A.; Oyeibanji, O.; Liu, A. (2020). Intraspecific variation within Castor bean (*Ricinus communis* L.) based on chloroplast genomes. *Industrial Crops and Products* 155: 112779.
- Naimi, B.; Hamm, N. A. S.; Groen, T. A.; Skidmore, A. K.; Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography* 37: 191-203.
- O'Donnell, M. S.; Ignizio, D. A. (2012). Bioclimatic predictors for supporting ecological applications in the conterminous United States. *U.S. Geological Survey Data Series* 691: 10.
- Olson, D. M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E. D.; Burgess, N. D.; Powell, G. V. N.; Underwood, E. C.; D'amico, J. A.; Itoua, I.; Strand, H. E.; Morrison, J. C.; Loucks, C. J.; Allnutt, T. F.; Ricketts, T. H.; Kura, Y.; Lamoreux, J. F.; Wettengel, W. W.; Hedao, P.; Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience* 51: 933-938.
- Pack, K. E.; Mieszkowska, N.; Rius, M. (2022). Rapid niche shifts as drivers for the spread of a non-indigenous species under novel environmental conditions. *Diversity and Distributions* 28: 596-610.
- Pebesma, E.; Bivand, R. (2005). Classes and methods for spatial data in R. *R News* 5: 9-13.
- Pedersen, T. (2024). Patchwork: the composer of plots. R package version 1.2.0.
- Petitpierre, B.; Kueffer, C.; Broennimann, O.; Randin, C.; Daehler, C.; Guisan, A. (2012). Climatic niche shifts are rare among terrestrial plant invaders. *Science* 335: 1344-1348.

- Phillips, S. J.; Anderson, R. P.; Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S. J.; Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S. J.; Dudík, M.; Schapire, R. E. (2024). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.4).
- Polito, L.; Bortolotti, M.; Battelli, M. G.; Calafato, G.; Bolognesi, A. (2019). Ricin: an ancient story for a timeless plant toxin. *Toxins (Basel)* 11: 324.
- Poncet, P. (2019). Modeest: mode estimation. R package version 2.4.0.
- QGIS.org. (2024). QGIS Geographic Information System. *QGIS Association*.
- Ramírez-Albores, J. E.; Bustamante, R. O.; Badano E. I. (2016). Improved Predictions of the Geographic Distribution of Invasive Plants Using Climatic Niche Models. *PLOS ONE* 11: e0156029.
- R Core Team (2024). R: a language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria.
- Rojas-Sandoval, J.; Acevedo, P. (2022). *Ricinus communis* (castor bean). *CABI Compendium*: 47618.
- Sausen, T. L.; Rosa, L. M. G. (2010). Growth and carbon assimilation limitations in *Ricinus communis* (Euphorbiaceae) under soil water stress conditions. *Acta Botanica Brasilica* 24: 648-654.
- Sasidharan, R.; Venkatesan, R. (2019). Seed elaiosome mediates dispersal by ants and impacts germination in *Ricinus communis*. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 246.
- Scarpa, A; Guerci, A. (1982). Various uses of the castor oil plant (*Ricinus communis* L.). A review. *J Ethnopharmacol* 5: 117-137.
- Seager, R.; Osborn, T.; Kushnir, Y.; Simpson, I.; Nakamura, J.; Liu, H. (2019). Climate variability and change of mediterranean-type climates. *Journal of Climate* 32: 2887–2915.
- Seegeler, C. J. P. (1983) *Oil plants in Ethiopia: their taxonomy and agricultural significance*. Centre for agricultural publishing and documentation, Wageningen.

- Sharma, G. P.; Raghubanshi, A. S.; Singh, J. S.; (2005). *Lantana* invasion: an overview. *Weed Biology and Management* 5: 157-165.
- Silva, F. O. da; Fabricante, J. R. (2022). Impacts of the biological invasion by *Ricinus communis* L. on the native biota of the Atlantic Forest, Aracaju, Sergipe State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 44: e52771.
- South, A.; Michael, S.; Massicotte, P. (2024). Rnaturalearthdata: world vector map data from natural earth used in 'rnaturalearth'. R package version 1.0.0.
- Stefanaki, A.; Porck, H.; Grimaldi, I. M.; Thurn, N.; Pugliano, V.; Kardinaal, A.; Salemink, J.; Thijssse, G.; Chavannes-Mazel, C.; Kwakkel, E.; van Andel, T. (2019). Breaking the silence of the 500-year-old smiling garden of everlasting flowers: The En Tibi book herbarium. *PLoS one* 14(6): e0217779.
- Theoharides, K. A.; Dukes, J. S. (2007). Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist* 176: 256-273.
- Vilà, M.; Castro, P.; García-Berthou, E. (2008). ¿Qué son las invasiones biológicas? En: Vilá, M.; Valladares, F.; Traveset, A.; Santamaría, L.; Castro-Díez, P. (eds.) *Invasiones Biológicas*: 53-64. CSIC, Madrid.
- Warren, D. L.; Glor R. E; Turelli M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution* 62: 2868-2883.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag New York, Nueva York, NY.
- Xu, W.; Wu, D.; Yang, T.; Sun, C.; Wang, Z.; Han, B.; Wu, S.; Yu, A.; Chapman, M. A.; Muraguri, S.; Tan, Q.; Wang, W.; Bao, Z.; Liu, A.; Li, D.-Z. (2021). Genomic insights into the origin, domestication and genetic basis of agronomic traits of castor bean. *Genome Biology* 22: 113.

9. Apéndices

Junto a la entrega de este trabajo se encuentra una carpeta anexa que contiene: (i) todas las capas vectoriales e información geográfica empleadas y mencionadas en el texto, (ii) el script de R empleado para realizar todos los análisis citados y, (iii) los informes generados por el software MaxEnt.

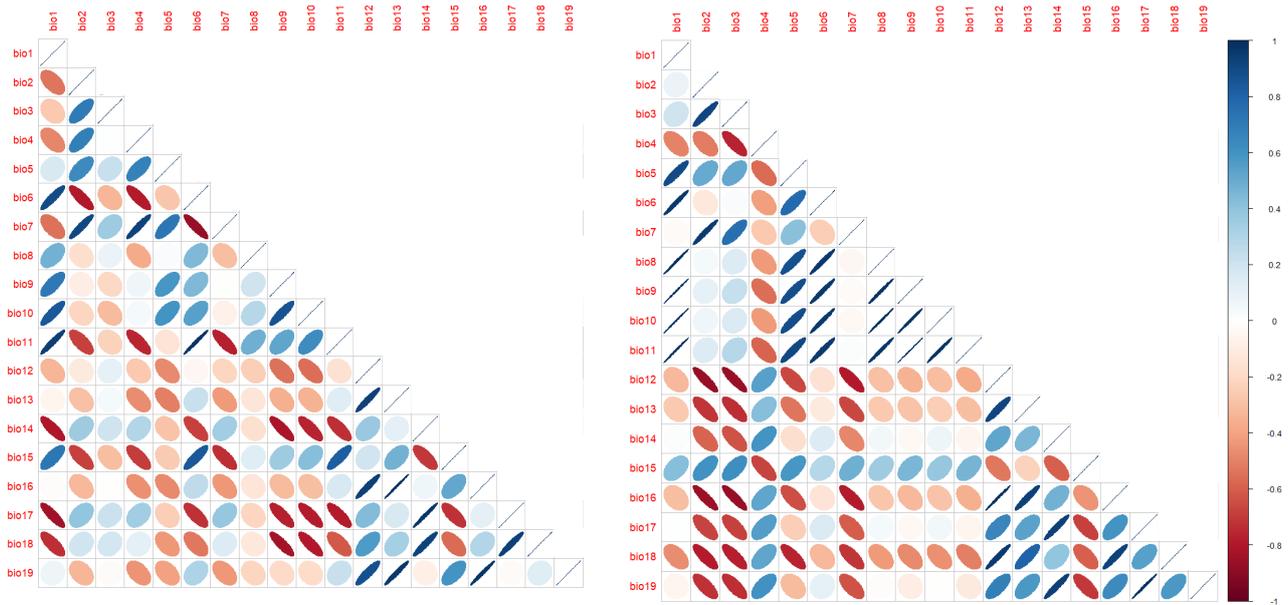


Figura S1. Gráfico del grado de correlación entre las variables en el noreste de África (izquierda) y la península ibérica. A mayor delgadez de la elipse mayor correlación positiva (color azul) o negativa (color rojo).

Tabla S1. Variables ambientales de Worldclim empleadas.

Código	Variables ambientales	Unidades
BIO1	Temperatura media anual	°C
BIO2	Rango diario medio (media mensual (temperatura máx. - temperatura mín.))	°C
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (×100)	
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100)	
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido	°C
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío	°C
BIO7	Temperatura Rango Anual (BIO5-BIO6)	°C
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo	°C
BIO9	Temperatura media del trimestre más seco	°C
BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido	°C
BIO11	Temperatura media del trimestre más frío	°C
BIO12	Precipitación anual	mm
BIO13	Precipitación del mes más húmedo	mm
BIO14	Precipitación del mes más seco	mm
BIO15	Estacionalidad de las precipitaciones (coeficiente de variación)	Fracción
BIO16	Precipitación del trimestre más húmedo	mm
BIO17	Precipitación del trimestre más seco	mm
BIO18	Precipitación del trimestre más cálido	mm
BIO19	Precipitación del trimestre más frío	mm