

Efectos del cambio climático sobre la distribución potencial de los hábitats subalpinos y alpinos del Pirineo catalán y andorrano

Nora Pérez^{1*}, Albert Ferré¹, Jordi Carreras¹ & Xavier Font¹

.....

ABSTRACT ¹

Effects of climate change on potential distribution of alpine and subalpine habitats in the Catalan Pyrenees and Andorra

Climate change is altering global patterns of biodiversity by modifying the geographical distribution of species. The aim of this study is to analyze the potential impact of climate change, in terms of suitable area loss, of a set of alpine and subalpine formations. We used the algorithm of maximum entropy (Maxent) to relate the current environmental conditions with presence data of the habitats studied and, subsequently, we made time and space projections taking into account climate change predictions. This algorithm provided good predictions of the current distribution of each habitat, as shown by the area under the corresponding receiver operating characteristics curves (AUC, ROC). Climate change projections for years 2020, 2050 and 2080 were simulated using two IPCC emission scenarios run under a single global climate model.

All models predict rising altitude trends for all habitats studied. Since the available area in the high mountain decreases with increasing altitude, this would lead to dramatic losses in the appropriate area for the different vegetation units. Thus, the analyses of future trends under different climate scenarios for 2080 suggest an average loss in potential ranges of 84-98% for high mountain grasslands, 79-97% for subalpine (and alpine) scrubs and 90-68% for subalpine forest.

Keywords: community change, conifer forest, global warming, grasslands, species distribution model, subalpine shrubs, Maxent

RESUMEN

El cambio climático está alterando los patrones globales de biodiversidad al modificar la distribución geográfica de las especies. El objetivo de este estudio es analizar el impacto potencial del cambio climático, en términos de pérdida de área idónea, de los principales hábitats alpinos y subalpinos. Se utiliza el algoritmo de máxima entropía (Maxent) con el fin de relacionar las condiciones ambientales actuales con datos de presencia de los hábitats estudiados y, posteriormente, realizar proyecciones espaciales y temporales teniendo en cuenta las previsiones de cambio climático. Los modelos generados bajo las condiciones climáticas actuales presentaron una

1. Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Barcelona. Av. Diagonal 645, E-08028, Barcelona, España

*noraperez@ub.edu

capacidad predictiva de buena a excelente, tal y como muestran los valores del área debajo de la curva característica operativa del receptor (AUC, ROC). Las proyecciones de cambio climático para los años 2020, 2050 y 2080 se simularon utilizando dos escenarios de emisiones del IPCC bajo un único modelo climático global.

Los modelos predicen para todos los hábitats estudiados un aumento de la altitud media de sus áreas potenciales. A su vez, los análisis de las tendencias futuras sugieren una pérdida media en las áreas de distribución potencial de entre un 84 y un 98% para los pastos de alta montaña, entre un 79 y un 97% para los matorrales subalpinos (y alpinos) y entre un 90 y un 68% para los bosques subalpinos bajo los diferentes escenarios climáticos (escenarios A2 y B2 respectivamente).

Key words: bosques subalpinos, cambios en las comunidades, calentamiento global, modelos de distribución de especies, matorrales subalpinos, Maxent, pastos

Introducción

El cambio climático afecta tanto a los ecosistemas como a los organismos que habitan en ellos (Parmesan 2006, Rosenzweig *et al.* 2008, Walther *et al.* 2002), siendo particularmente vulnerable la biota de los sistemas montañosos (Theurillat & Guisan 2001). Recientemente se ha comenzado a poner de manifiesto el efecto del calentamiento global sobre la distribución de especies alpinas en varios sistemas montañosos europeos, como los Alpes (Walther *et al.* 2005, Dirnböck *et al.* 2003, Pauli *et al.* 2007). Sin embargo, hasta la fecha, no se han realizado estudios detallados en los que se analice el futuro de la vegetación pirenaica bajo las nuevas condiciones climáticas.

En este trabajo se ha elegido la modelización de hábitats CORINE por varias razones. En primer lugar, los modelos de distribución de tipos de hábitats han sido relativamente poco explorados hasta ahora, lo que nos motivó a estudiar su utilidad. Por otro lado, aunque los hábitats no son entidades tan nítidas y objetivables como las especies, para la mayoría de estas unidades de vegetación la representación cartográfica de la que disponemos, basada en ortofotomapas y en trabajo de campo, nos proporciona una distribución actual con una precisión planimétrica mucho mayor que la que habitualmente se logra en el caso de las especies. Además, la reducción del área climáticamente adecuada para un determinado tipo de hábitat determina la magnitud del riesgo de extinción de las especies propias del mismo (Thomas *et al.* 2004). Por último, el estudio de la distribución potencial de estos hábitats se corresponde con el estudio de la distribución de las especies dominantes de los mismos.

El objetivo de este trabajo es modelizar la distribución potencial de 12 tipos de pastos de alta montaña, dos tipos de matorrales subalpinos (y alpinos) y cuatro de bosques subalpinos de *Pinus uncinata*; todo ello en el Pirineo catalán y andorrano, para los años 2020, 2050 y 2080, y bajo dos escenarios diferentes de cambio climático (A2 y B2).

Métodos

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende el Pirineo catalán y andorrano, sistema de relieve acusado, con un amplio intervalo altitudinal y una alta heterogeneidad de sustratos. La elevada variedad ambiental resultante conlleva una gran diversidad de hábitats. El trabajo se realizó a una resolución de aproximadamente 0,6 km² (cuadrados de 700 x 900 m) y sobre una superficie total de 9.894,63 km². La resolución de este estudio queda limitada por la resolución de los datos climáticos disponibles.

DATOS DE DISTRIBUCIÓN

A partir de la cartografía de los hábitats de Cataluña, a escala 1:50.000 (CHC50) y con un área mínima de representación de 150 x 150 m (2,25 ha) (Vigo *et al.* 2006) y de cartografía de los hábitats de Andorra a escala 1:25.000 (accesible en <http://www.iea.ad>), obtuvimos datos georreferenciados de presencia para los prados alpinos estudiados (tabla 1). Por otro lado, a partir de la cartografía de los hábitats de Cataluña obtuvimos datos georreferenciados de presencia para los hábitats de matorrales y bosques subalpinos estudiados (tabla 1). Estos hábitats son mayoritarios en los principales paisajes de alta montaña de los Pirineos: bosques de *Pinus uncinata* subalpinos, matorrales subalpinos (y alpinos) y pastos principalmente alpinos.

Los mapas de hábitats se superpusieron a la cuadrícula de referencia (definida por los datos climáticos) y posteriormente se calculó la superficie (en tanto por ciento) de cada hábitat en cada celda (de 700 x 900 m) mediante las herramientas de análisis de ArcGis 9.2 (ESRI 2009).

DATOS AMBIENTALES

El clima actual está caracterizado por los registros de temperatura mínima media mensual (Tmin), temperatura máxima media mensual (Tmax) y precipitación media mensual (Ptotal) proporcionadas por la base de datos WorldClim. Estos datos han sido generados con una resolución de aproximadamente 0,6 km² mediante la interpolación de datos climáticos medios mensuales (correspondientes al periodo 1961-1990) obtenidos a partir de estaciones meteorológicas (Hijmans *et al.* 2005).

Los patrones espaciales de biodiversidad en los Pirineos están fuertemente influidos por las características topográficas y de sustrato (Pausas *et al.* 2003). A partir del mapa Geológico de Cataluña (escala 1:250.000) del Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC 1996) se realizó una reclasificación para obtener cinco clases de sustrato simplificadas (materiales carbonatados, materiales silicios, sustratos con sulfatos, depósitos cuaternarios y masas de agua). A continuación se unieron

estos datos geológicos con la cuadrícula de referencia y se calculó la cobertura (en tanto por ciento) de cada tipo de sustrato en cada celda. Por otro lado, se obtuvieron datos topográficos a partir de un modelo digital de elevaciones de Cataluña (MDE con una resolución de 20 x 20 m) elaborado a partir de la base topográfica de Cataluña a escala 1:50000 (ICC). A partir de este mapa se calculó la altitud máxima, mínima y media y la pendiente para cada celda del área de estudio. Por otra parte, a partir de dicho MDE, obtuvimos también el porcentaje de cada celda con orientación norte, sur, este, oeste y plana.

Para evitar problemas de multi-colinealidad que pueden resultar en un sobreajuste de los modelos (Peterson *et al.* 2007), redujimos el número de predictores ambientales mediante un análisis de componentes principales. Seleccionamos los diez primeros ejes como nuestras variables ambientales, ya que éstos fueron los ejes que explicaron una varianza mayor que la esperada por azar (1,78%), y acumulaban el 97% de la varianza total.

ESCENARIOS CLIMÁTICOS FUTUROS

Con el objetivo de simular la distribución de los hábitats bajo las posibles condiciones climáticas futuras se emplearon datos de modelos climáticos de la tercera evaluación del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) (disponibles en <http://www.worldclim.org/futdown.htm>). Estos datos han sido generados originariamente a partir de tres modelos climáticos globales diferentes, que posteriormente han sido tratados mediante procedimientos de reducción de escala a fin de que coincidan con los datos del clima actual de WorldClim (Hijmans *et al.* 2005).

Se emplearon dos proyecciones climáticas para el periodo temporal 1990-2080 desarrolladas por el UK Hadley Center for Climate Prediction and Research. Éstas derivan de un modelo global de circulación (HadCM3; Carson 1999), y se basan en dos escenarios socio-económicos diferentes del IPCC: A2FI y B2FI (a partir de ahora llamados A2 y B2 respectivamente). El escenario A2 describe un mundo muy heterogéneo con un continuo aumento de la población mundial y un crecimiento económico regional relativamente fraccionado y lento. El escenario B2 describe un mundo en el que se pone énfasis a la búsqueda de soluciones locales a la sostenibilidad económica, social y ambiental, con un desarrollo económico intermedio y cuya población aumenta de manera más lenta que bajo el escenario A2.

Las emisiones de gases de los dos escenarios afectarán al cambio climático global de manera diferente, presentando el escenario A2 un efecto más drástico que el B2. Las tendencias climáticas futuras (cambios en la temperatura del aire y en las precipitaciones) en el área de estudio se muestran en la figura 1.

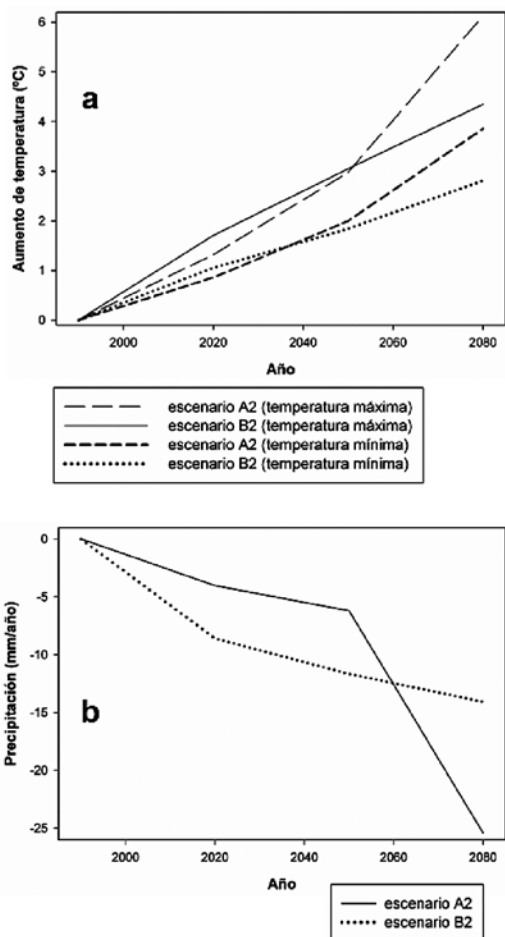


FIGURA 1. Cambios en la temperatura (a) y precipitación media anual (b) de acuerdo al modelo climático global HadCM3 proyectado bajo los escenarios SRES A2 y B2 del IPCC en el Pirineo catalán y andorrano.

MODELIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE HÁBITATS

Empleamos la versión 3.3.1 del software Maxent con el objetivo de relacionar las condiciones ambientales actuales con los datos de presencia de hábitats y posteriormente realizar proyecciones espaciales y temporales para los dos escenarios climáticos futuros considerados.

A menudo los datos de presencia muestran un sesgo espacial en el esfuerzo de muestreo, lo que va a repercutir en la calidad de las predicciones (Phillips *et al.* 2009). Sin embargo, la resolución planimétrica de la cobertura de hábitats

de Cataluña es de buena calidad, por lo que una de las ventajas de modelizar este tipo de datos sobre sus presencias de especies es que la distribución de estos hábitats en la región de estudio se conoce exactamente (y con una precisión mucho mayor que la de los datos climáticos).

Se utilizaron los parámetros por defecto de Maxent que incluyen *regularization multiplier* = 1, número máximo de iteraciones = 500, umbral de convergencia = 0,00001. Con el objetivo de evaluar la calidad de las predicciones bajo las condiciones actuales, las localidades de presencia se dividieron en dos subconjuntos: calibración y evaluación. El primero (calibración) consiste en una muestra del 80% del total de presencias y se utiliza para calibrar (entrenar) el modelo, mientras que el segundo, que comprende los datos restantes (20%) se emplea para evaluar las predicciones de los modelos.

Los resultados de los modelos se importaron a ArcGis 9.2 (ESRI 2009), donde convertimos los valores probabilísticos de idoneidad (0-1) de Maxent en mapas de presencia/ausencia (0/1) empleando el umbral que maximiza la suma de la sensibilidad y especificidad de entrenamiento bajo las condiciones actuales (Liu et al. 2005, Jiménez-Valverde & Lobo 2007).

CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN DE LOS HÁBITATS

A partir de las predicciones para cada hábitat, se cuantificó el mantenimiento, expansión o reducción de sus áreas de distribución con respecto a su distribución potencial actual y para cada escenario de cambio climático. El área de distribución mantenida se define como el área potencial actual que se espera se mantenga ocupada en el futuro (año 2080). La expansión se define como el área no ocupada en la actualidad y que podría ser potencialmente ocupada en el futuro. La reducción del área se define como el área potencial actual que probablemente no será ocupada en el futuro.

Finalmente se calculó, por un lado, el cambio en las tendencias altitudinales, y por otro, el porcentaje de cambio en la superficie de los hábitats modelizada para el año 2080 de la siguiente manera:

$$\left[\frac{(\text{Área}_{2080} * 100)}{\text{Área}_{\text{actual}}} - 100 \right]$$

Asumimos que los hábitats estudiados tiene una capacidad de migración ilimitada, por lo que en un futuro ocuparán todas aquellas celdas que se vuelvan idóneas como resultado del cambio climático. Esta asunción puede considerarse conservativa, pero ha proporcionado buenas estimaciones de los niveles de amenaza para especies de áreas montañosas (Engler et al. 2009).

Un hábitat probablemente se extinguirá cuando se prevé que pierda el 100% de su área idónea. Sin embargo, dado que para hablar de extinción formal sería

necesario realizar análisis de la viabilidad poblacional (Botkin *et al.* 2007), en este trabajo sólo discutiremos nuestras proyecciones en términos de pérdida de área idónea, es decir, de porcentaje de cambio en el tamaño del área potencial.

Resultados y discusión

EVALUACIÓN DEL ALGORITMO

Los modelos desarrollados por Maxent presentaron una capacidad predictiva de buena a excelente, tal y como muestran los valores de AUC (tabla 1). Los valores de AUC oscilaron entre 0,885 y 0,986. Estos valores de AUC relativamente elevados indican que la distribución actual de los hábitats estudiados se encuentra bien descrita por el clima, la topografía y las características geológicas de la zona de estudio. Por otro lado, para este umbral, todos los modelos mostraron bajas tasas de omisión, lo que indica que sólo un pequeño porcentaje de los puntos de test cayeron fuera del área predicha como adecuada.

TABLA 1. Tasas de omisión (OR) para el umbral de corte que maximiza la suma de la sensibilidad y especificidad, área debajo de la curva ROC (AUC). Todos los parámetros de rendimiento generados para cada hábitat se basan en la partición de los datos en dos subconjuntos (80% entrenamiento, 20% test).

Hábitats	OR	AUC
31g Matorrales de <i>Rhododendron ferrugineum</i>	0,055	0,938
31u Matorrales de <i>Genista balansae</i>	0,058	0,950
36a Comunidades de ventisqueros de terrenos ácidos	0,031	0,977
36b Comunidades de ventisqueros de terrenos calcáreos	0,000	0,986
36c Pastos de <i>Nardus stricta</i> acidófilos y mesófilos	0,039	0,890
36d Pastos de <i>Nardus stricta</i> acidófilos e higrófilos	0,049	0,981
36e Pastos de <i>Festuca eskia</i> cerrados y acidófilos	0,019	0,907
36f Pastos de <i>Festuca paniculata</i>	0,066	0,964
36g Pastos de <i>Festuca eskia</i> escalonados y acidófilos	0,034	0,906
36h Pastos de <i>Carex curvula</i> acidófilos	0,026	0,981
36i Pastos de <i>Festuca airoides</i> o <i>F. yvesii</i> acidófilos	0,049	0,973
36l Pastos con <i>Festuca nigrescens</i> , <i>Trifolium thalii</i> ..., calcícolas y mesófilos	0,051	0,978
36m Pastos de <i>Kobresia myosuroides</i> calcícolas	0,049	0,986
36n Pastos de <i>Festuca gautieri</i> y comunidades análogas, calcícolas y mesoxerófilas	0,094	0,945
42f Pinares de <i>Pinus uncinata</i> acidófilos y mesófilos	0,075	0,885
42g Pinares de <i>Pinus uncinata</i> acidófilos y xerófilos	0,079	0,913
42h Pinares de <i>Pinus uncinata</i> calcícolas y xerófilos	0,042	0,968
42i Pinares de <i>Pinus uncinata</i> calcícolas y mesófilos	0,057	0,956

CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN DE LOS HÁBITATS PARA EL AÑO 2080

Según los modelos realizados, el cambio climático tendrá un impacto sustancial sobre la distribución geográfica de los 18 hábitats estudiados (tabla 2), influyendo en la dirección y magnitud de las respuestas la severidad de los escenarios de cambio climático. Un incremento en la severidad climática (escenario A2) aumentará el riesgo de pérdida de áreas potenciales para todos los hábitats modelizados. A partir de nuestros resultados observamos las siguientes tendencias (tabla 2).

Pastos de alta montaña. Para el año 2080 observamos una disminución en el tamaño de las áreas ocupadas por los pastos de alta montaña bajo los dos escenarios climáticos, perdiendo el 98% de su área de ocupación bajo el escenario A2 y el 84% bajo el escenario B2. Se prevé que sufran una intensa y rápida reducción (fig. 2a), siendo especialmente afectados los hábitats 36a (fig. 2b), 36h y 36m. Éstos son los que aparecen, en general, a mayor altitud y parecen mostrar poca capacidad para mantener o expandir sus áreas de distribución, lo que podría conducir a su extinción para el año 2080. Esta tendencia también ha sido observada en los Alpes (Dirnböck *et al.* 2003), donde al igual que en los Pirineos, las especies de plantas alpinas muestran, con el paso de los años, una disponibilidad más restringida de áreas supraforestales potencialmente idóneas, por lo que probablemente experimentarán una severa fragmentación y una pérdida de área como consecuencia del cambio climático.

En cuanto a los cambios en las tendencias altitudinales, se prevé que los pastos de alta montaña (grupo 36 de la cartografía de los hábitats CORINE de Cataluña) asciendan entre 308 y 390 m para el año 2080, alcanzando una altitud media de 2.622 m bajo el escenario A2 y de 2.538 m bajo el escenario B2.

Matorrales subalpinos (y alpinos). Nuestros modelos prevén una fuerte reducción para el año 2080 en las áreas modelizadas de las dos formaciones de matorral, siendo mayor esta pérdida de área potencial al aumentar la intensidad del cambio climático. El área geográfica modelizada para el matorral de *Rhododendron ferrugineum* (31g) disminuye un 98% bajo el escenario más severo (A2) y un 80% bajo el escenario B2. Por otro lado, los matorrales de *Genista balansae* (31u) sufrirán una disminución algo menos drástica, perdiendo el 96% de su área para el año 2080 bajo el escenario A2 y el 75% bajo el escenario B2. Las figuras 2c y 2d muestran las tendencias generales de reducción en los rangos de distribución de estos matorrales subalpinos (matorral de *Rhododendron ferrugineum* y matorrales de *Genista balansae*, respectivamente).

Bosques subalpinos de *Pinus uncinata*. Los resultados sugieren que estas formaciones tendrán, para el año 2080, sus áreas de ocupación idóneas a altitudes superiores a las actuales (fig. 2e), alcanzando los 2.472 m de altitud media bajo el escenario A2 y los 2.340 m bajo el escenario B2, y desplazando, en parte, a

Tabla 2. Cambios en el área ocupada por los diferentes hábitats para el año 2080 bajo los escenarios A2 y B2. Áreas mantenidas, pérdidas y ganadas para el año 2080

Hábitat	Área real actual (km ²)	Área potencial actual (km ²)	A2			B2			Cambio en el tamaño del área (%)	
			Mantenimiento (%)	Expansión (%)	Reducción (%)	Mantenimiento (%)	Expansión (%)	Reducción (%)	A2	B2
31g	84,47	1398,83	0,44	0,72	99,55	7,672	8,973	92,328	-98,386	-75,684
31u	60,94	1180,62	0,38	2,69	99,62	8,183	16,78	91,817	-96,54	-66,854
36a	9,51	562,21	0	0	100	0,733	0	99,266	-100	-98,533
36b	1,6	704,19	0,03	0	99,97	2,463	0	97,536	-99,94	-95,073
36c	111,59	2296,24	2,47	1,05	97,53	24,146	3,464	75,854	-94,01	-48,243
36d	1,52	543,23	0	0,04	100	11,579	11,909	88,421	-99,96	-64,933
36e	233,62	1553,55	0,46	0	99,54	13,086	0,622	86,914	-99,08	-73,206
36f	11,53	909,96	0,27	4,05	99,73	17,726	23,667	82,274	-95,4	-40,881
36g	127,81	1654,62	0,15	0,03	99,85	12,305	0,237	87,695	-99,67	-75,152
36h	8,92	430,19	0	0	100	3,756	0,615	96,244	-100	-91,873
36i	118,56	1283,33	0,05	0	99,95	1,036	0,011	98,964	-99,9	-97,916
36l	8,9	623,72	0,74	0,32	99,26	8,023	2,865	91,977	-98,18	-81,089
36m	5,36	368,86	0	0	100	0,096	1,634	99,904	-100	-98,175
36n	92,86	1006,58	1,45	0	98,55	9,497	0,745	90,504	-97,1	-80,262
42f	301,77	2260,14	5,06	8,14	94,93	20,656	15,965	79,344	-81,73	-42,724
42g	171,32	1724,69	2,11	8,15	97,88	17,833	16,696	82,167	-87,62	-47,639
42h	40,59	844,47	0,13	1,67	99,86	8,084	16,635	91,915	-98,06	-67,196
42i	100,86	1002,83	0,15	4,96	99,84	4,476	17,548	95,525	-94,73	-73,501

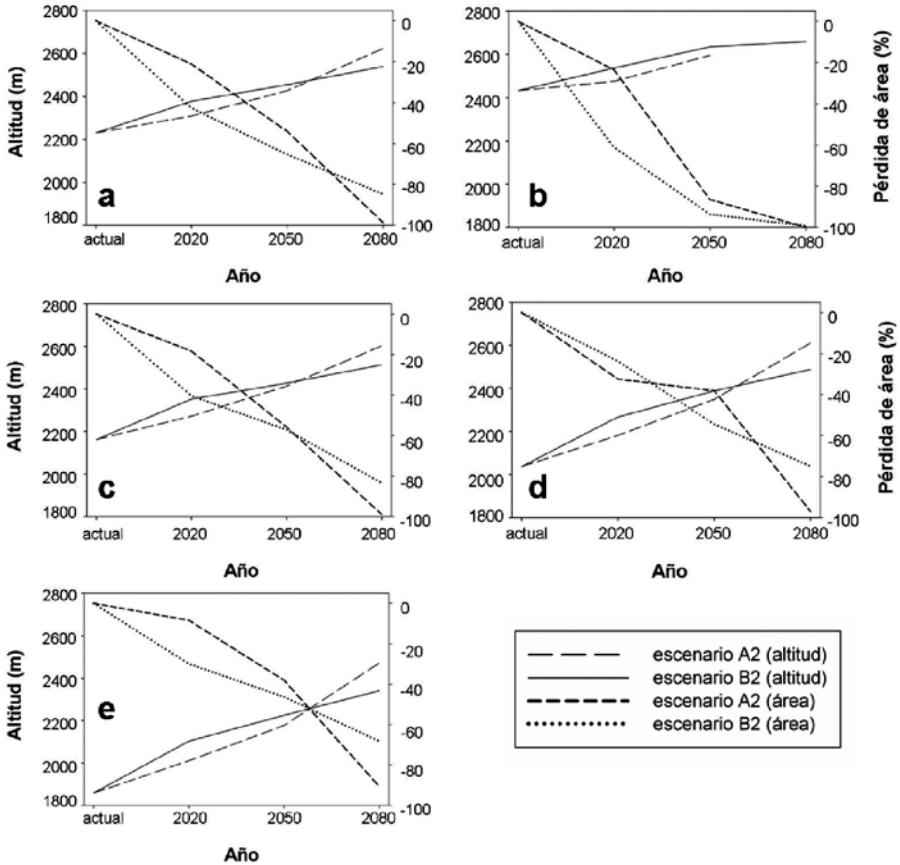


FIGURA 2. Cuantificación de las tendencias de cambio expresadas como pérdidas en el área de distribución potencial y como aumento en la altitud media para los dos escenarios de cambio, de los hábitats: a) pastos de alta montaña (unidades del grupo 36); b) comunidades de ventisqueros de terrenos ácidos (unidad 36a); c) matorral de *Rhododendron ferrugineum* (unidad 31g); d) matorral de *Genista balansae* (unidad 31u); y e) bosques subalpinos de *Pinus uncinata* (unidades del grupo 42).

los matorrales y pastos alpinos montaña arriba. Por otro lado, estos bosques subalpinos sufrirán, en general, una reducción en el área ocupada menos drástica que cualquier otro hábitat analizado en este estudio (tabla 2), perdiendo para el año 2080 el 90% de su área de distribución potencial bajo el escenario A2 y el 70% bajo el escenario B2. Sin embargo, a pesar de la pérdida de área, estos hábitats serán capaces de migrar y, por tanto, sobrevivir si pueden colonizar ambientes similares creados por el cambio climático.

Por último cabe destacar que nuestros resultados coinciden con las previsiones realizadas por Benito Garzón *et al.* (2008), quienes mediante el algoritmo *random forest* (RF) observaron pérdidas en el tamaño del área de distribución potencial de *Pinus uncinata* en la península Ibérica del 92% para el año 2080 bajo el escenario A2.

LIMITACIONES DEL MODELO PREDICTIVO

Cabría destacar algunas limitaciones intrínsecas a la metodología utilizada en este trabajo y que deberían tenerse en cuenta a la hora de interpretar los resultados. La primera se deriva de la asunción que las previsiones climáticas del IPCC para los próximos 70 años sean ciertas. Si los patrones climáticos esperados no se cumplen exactamente (por ejemplo, una disminución de precipitaciones menos acusada), las tendencias de cambio en altitud y en el tamaño de las áreas de ocupación observadas en este estudio podrían variar sustancialmente. Otra limitación a tener en cuenta es que nuestros modelos estiman la distribución potencial futura de los hábitats únicamente a partir de las condiciones ambientales y, por tanto, no tienen en cuenta ni fenómenos de competencia ni la capacidad de las especies para resistir condiciones climáticas severas pero no letales para su subsistencia. Por lo tanto, y a la vista de estas limitaciones metodológicas, la pérdida real de área de ocupación de los hábitats estudiados para el año 2080 podría ser sensiblemente menor que la predicha en los resultados de este trabajo.

Conclusiones principales

Tal y como muestran nuestros resultados, el cambio climático provocará que los hábitats estudiados aumenten la altitud media de sus áreas de ocupación potencial. Este ascenso en altitud puede tener consecuencias catastróficas para las formaciones alpinas y subalpinas de Pirineos, ya que como en cualquier sistema montañoso, a mayor altitud menor superficie disponible. Por otro lado, a mayor altitud las condiciones fisiográficas pueden hacer esta colonización poco probable, debido a la escasa disponibilidad de sustrato, pendientes acusadas, contrastes meteorológicos, lo que podría dar lugar a disminuciones todavía más drásticas de las áreas potencialmente colonizables.

La drástica reducción de las áreas de distribución potencial de los pastos de alta montaña y de los matorrales y bosques subalpinos de *Pinus uncinata*, pone de manifiesto la potencial gravedad del efecto del cambio climático sobre la vegetación de los Pirineos. Nuestros resultados revelan que los casos más graves (en pérdida de área potencial) se encuentran en los pastos de alta montaña, con disminuciones en torno al 90% para el escenario A2 y entre un 70% y un 90% para el escenario B2. A su vez, los matorrales y bosques subalpinos también se verán afectados por el cambio climático, disminuyendo su área de distribución potencial y aumentando su altitud media de aparición.

Debido a que, según las previsiones del IPCC, el clima de la zona de estudio se está volviendo más cálido, es esperable que los pastos de alta montaña sean relegados a zonas culminícolas y que su área de distribución actual sea ocupada por la vegetación que en la actualidad tiene su óptimo en niveles altitudinales inferiores, como serían los bosques y matorrales subalpinos.

Bibliografía

- BENITO GARZÓN, M., SÁNCHEZ DE DIOS, R. & SALZ OLLERO, H. 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science* 11: 169-178.
- BOTKIN, D. B., SAXE, H., ARAUJO, M. B. *et al.* 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience* 57: 227-236.
- CARSON, D.J. 1999. Climate modelling: Achievements and prospect. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 125: 1-27.
- DIRNBÖCK, T., DULLINGER, S. & GRABHERR, G. 2003. A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography* 30: 401-417.
- ENGLER, R., RANDIN, C. F., VITTOZ, P., CZÁKA, T., BENISTON, M., ZIMMERMANN, N. E. & GUISAN, A. 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter? *Ecography* 32: 34-45.
- HJMANS, R., CAMERON, S., PARRA, J., JONES, P. & JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC). 2010. Base topogràfica de Catalunya 1:50000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC). 1996. Mapa Geològic de Catalunya 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Departament de Política Territorial i Obres Públiques. Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., & LOBO, J. M. 2007) Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta Oecologica* 31: 361-369.
- LIU, C., BERRY, P. M., DAWSON, T. P. & PEARSON, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- PARMESAN, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637-669.
- PAULI, H., GOTTFRIED, M., REITER, K., KLETTNER, C. & GRABHERR, G. 2007. Signals of range expansions and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994-2004) at the GLORIA master site Schrankogel, Tyrol, Austria. *Global Change Biology* 13(1): 147-156.

- PAUSAS, J. G., CARRERAS, J., FERRÉ, A. & FONT, X. 2003. Coarse-scale plant species richness in relation to environmental heterogeneity. *Journal of Vegetation Science* 14: 661-668.
- PETERSON, A. T., PAPES, M. & EATON, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30: 550-560.
- PHILLIPS, O. L. & WILLIAMS, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P. & SCHAPIRE, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-256.
- PHILLIPS, S. J., DUDIK, M., ELITH, J., GRAHAM, C. H., LEHMANN, A., LEATHWICK, J. R. & FERRIER, S. 2009. Sample selection bias and presence-only models of species distributions: implications for selection of background and pseudo-absences. *Ecological Applications* 19: 181-197.
- ROSENZWEIG, C., KAROLY, D., VICARELLI, M., NEOFOTIS, P., WU, Q., CASASSA, G., MENZEL, A., ROOT, T. L., ESTRELLA, N., SEGUIN, B., TRYJANOWSKI, P., LIU, C., RAWLINS, S. & IMESON, A. 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453: 353-357.
- THEURILLAT, J. P. & GUISAN, A. 2001. Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: A review. *Climatic Change* 50(1-2): 77-109.
- THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R. E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L. J., COLLINGHAM, Y. C., ERASMUS, B. F. N., DE SIQUEIRA, M. F., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARSVELD, A. S., MIDGLEY, G. F., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M. A., PETERSON, A. T., PHILLIPS, O. L. & WILLIAMS, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- VIGO, J., CARRERAS, J. & FERRÉ, A. (eds.) 2006. *Cartografia dels hàbitats a Catalunya. Manual d'interpretació*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Barcelona.
- WALTHER, G. R., POST, E., CONVEY, P. *et al.* 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- WALTHER, G. R., BEISSNER, S. & BURGA, C. A. 2005. Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science* 16(5): 541-548.