



MENSUAL REVISTA DE ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

Ecosistemas

ISSN: 1132-6344

revistaecosistemas@aeet.org

Asociación Española de Ecología

Terrestre

España

García-Gómez, H.; González-Fernández, I.; Vivanco, M. G.; Calvete-Sogo, H.; Bermejo-Bermejo, V.; Valiño, F.; Rábago, I.; Alonso, R.

Depósito atmosférico de nitrógeno en España y evaluación del riesgo de efectos en los hábitats terrestres de la Red de Parques Nacionales

Ecosistemas, vol. 26, núm. 1, enero-abril, 2017, pp. 55-65

Asociación Española de Ecología Terrestre

Alicante, España

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54050575008>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

Depósito atmosférico de nitrógeno en España y evaluación del riesgo de efectos en los hábitats terrestres de la Red de Parques Nacionales

H. García-Gómez^{1,*}, I. González-Fernández¹, M. G. Vivanco¹, H. Calvete-Sogo¹, V. Bermejo-Bermejo¹, F. Valiño¹, I. Rábago¹, R. Alonso¹

(1) Unidad de Modelización y Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica, CIEMAT, Avenida Complutense 40, Edif.70, CP 28040, Madrid. España.

* Autor de correspondencia: H. García-Gómez [hector.garcia@ciemat.es]

> Recibido el 14 de octubre de 2016 - Aceptado el 02 de marzo de 2017

García-Gómez, H., González-Fernández, I., Vivanco, M.G., Calvete-Sogo, H., Bermejo-Bermejo, V., Valiño, F., Rábago, I., Alonso, R. 2017. Depósito atmosférico de nitrógeno en España y evaluación del riesgo de efectos en los hábitats terrestres de la Red de Parques Nacionales. Ecosistemas 26(1): 55-65. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.08

La alteración del ciclo biogeoquímico del nitrógeno (N) forma parte del cambio global inducido por el ser humano y provoca un aumento de compuestos nitrogenados reactivos en la atmósfera que acaban depositándose sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos. La cuenca mediterránea presenta una extraordinaria riqueza biológica, pero existe muy poca información sobre la amenaza que este depósito de N puede representar para la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Este estudio representa una primera aproximación para evaluar el riesgo de efectos por depósito de N atmosférico en los ecosistemas terrestres de la Red de Parques Nacionales. El depósito total (húmedo + seco) en 2008 mostró valores máximos de 19.4 y 23.0 kg de N ha⁻¹ año⁻¹, según las estimaciones de los modelos EMEP y CHIMERE, respectivamente. El depósito de N atmosférico total modelizado se utilizó para estimar la superación de las cargas críticas empíricas de N en la Red de Parques Nacionales. La evaluación de riesgo reveló que la conservación de la biodiversidad en los Parques de mayor altitud media puede estar amenazada por procesos de eutrofización. Los hábitats más amenazados por el depósito atmosférico de N fueron los prados naturales. Otros hábitats especialmente amenazados fueron algunos brezales y matorrales de media y alta montaña. Los resultados indican que las redes de monitorización del depósito atmosférico en España deberían ampliarse hacia las zonas alpinas y de montaña.

Palabras clave: contaminación atmosférica; cargas críticas; nitrógeno; espacios protegidos

García-Gómez, H., González-Fernández, I., Vivanco, M.G., Calvete-Sogo, H., Bermejo-Bermejo, V., Valiño, F., Rábago, I., Alonso, R. 2017. Atmospheric nitrogen deposition in Spain and risk assessment of effects in terrestrial habitats within the National Park Network. Ecosistemas 26(1): 55-65. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.08

The alteration of the nitrogen (N) biogeochemical cycle is part of the anthropogenic global change and causes an excess of N compounds in the atmosphere which are eventually deposited on terrestrial and aquatic ecosystems. The Mediterranean basin presents an extraordinary biological richness, but there is little information available about the threat that this atmospheric N deposition may represent to biodiversity and ecosystem functioning. This study represents a first attempt to assess the risk of N deposition effects in terrestrial ecosystems within the National Park Network. Total (wet + dry) atmospheric N deposition in 2008 reached maxima values of 19.4 and 23.0 kg N ha⁻¹ year⁻¹ using EMEP and CHIMERE models respectively. Modelled total atmospheric N deposition was used to estimate the exceedances of the empirical N critical loads in the protected habitats within the Spanish National Park Network. This risk assessment pointed out that biodiversity conservation in high-altitude National Parks could be endangered by eutrophication. The habitats most threatened by N deposition were the natural grasslands. Other particularly threatened habitats were some of the medium- and high-altitude scrublands and heathlands. These results indicate the need to extend atmospheric deposition monitoring networks to higher altitudes in Spain.

Keywords: air pollution; critical loads; nitrogen; conservation areas

Introducción

Alteración del ciclo del nitrógeno y depósito atmosférico de contaminantes nitrogenados

El nitrógeno (N) es un nutriente esencial de los organismos vivos que forma parte de las proteínas y los ácidos nucleicos. El N terrestre se encuentra mayoritariamente en formas no disponibles para la mayoría de los seres vivos, como son el N mineral atrapado en las rocas ígneas o el N molecular atmosférico (N₂) (Rothschild y Lister 2003). Las formas químicas reactivas del N

disponibles para la vida son conocidas como N reactivo (N_r), y su baja disponibilidad en los ecosistemas naturales y semi-naturales limita la producción primaria de la vegetación (Sutton et al. 2011). En la mayoría de los ecosistemas terrestres naturales, la principal fuente de N_r es la fijación biológica, un proceso por el cual ciertos microorganismos edáficos reducen el N₂ atmosférico a amoníaco (NH₃) gracias a la enzima nitrogenasa. Sin embargo, en el último siglo, las actividades humanas de intensificación de la agricultura y ganadería, y la quema de combustibles fósiles, han aumentado de manera drástica la producción de compuestos nitrogenados

reactivos. Este N_r circula por la atmósfera, la hidrosfera y la biosfera causando alteraciones en el ciclo natural del N, y provocando consecuencias perjudiciales para la salud humana y los ecosistemas a nivel planetario (Erisman et al. 2013; Fowler et al. 2013). La alteración del ciclo biogeoquímico del N forma parte del cambio global inducido por el ser humano y es considerado una amenaza para la seguridad de nuestra especie (Rockström et al. 2009).

Las pérdidas de N_r antropogénico a la atmósfera están dominadas por la emisión de óxidos de nitrógeno (óxido nítrico –NO – y dióxido de nitrógeno –NO₂) y amoníaco (NH₃), originados principalmente por la quema de combustibles fósiles y por la agricultura y ganadería intensivas, respectivamente (Galloway y Cowling 2002; Galloway et al. 2008). Una vez emitidos a la atmósfera, estos compuestos de N_r toman parte en una serie de complejos procesos químicos y físicos hasta que son finalmente depositados en los ecosistemas terrestres y acuáticos a través de los mecanismos denominados “depósito seco” y “depósito húmedo” (Hertel et al. 2011). El depósito seco constituye la entrada directa de gases y partículas en los ecosistemas al depositarse sobre sus distintas superficies o ser absorbidos (en el caso de los gases) a través de los estomas de las plantas; mientras que el depósito húmedo es una entrada asociada a las precipitaciones atmosféricas, mediante procesos de “lavado” de los contaminantes atmosféricos que se dan tanto en el interior de las nubes como bajo ellas. El depósito de N atmosférico ocurre cerca de las fuentes de emisión, pero también puede ser transportado en la atmósfera y depositarse en áreas remotas donde a menudo puede constituir la principal fuente de N_r en aquellos ecosistemas limitados por N (Bleeker et al. 2011).

Algunos de los posibles efectos ambientales del depósito de N son los daños directos a la vegetación, la acidificación y la fertilización y eutrofización de los ecosistemas (Galloway et al. 2008; Bobbink et al. 2010). En particular, la eutrofización de los ecosistemas terrestres a causa del exceso de uno o varios nutrientes generalmente limitantes, es un problema que afecta a la mayoría de los ecosistemas europeos (EEA 2013). Aunque tanto el N como el fósforo (P) pueden ser nutrientes limitantes del crecimiento, la productividad primaria de los ecosistemas terrestres se ve más a menudo limitada por N que por P, mientras que en los ecosistemas acuáticos ocurre lo contrario (Smith et al. 1999). El proceso de eutrofización conduce a la alteración de la estequiometría de los distintos compartimentos del ecosistema, a cambios en el funcionamiento del suelo y de la vegetación y al aumento de la susceptibilidad de las plantas a otros factores de estrés, produciendo en última instancia cambios en la composición de las comunidades vegetales, pérdida de biodiversidad e invasión de nuevas especies (Dise et al. 2011). Por esta razón, el depósito atmosférico de N está considerado como el tercer factor de pérdida de diversidad biológica a escala global, después de los cambios de uso del suelo y del cambio climático (Sala et al. 2000). Así mismo, la reducción del exceso de nutrientes ha sido incluida como una de las Metas de Aichi (UNEP 2010) para la conservación de la biodiversidad por el Convenio sobre Diversidad Biológica de Naciones Unidas (UN 1992).

Estrategias internacionales para el control de la emisión y depósito de N atmosférico

Tanto la amenaza que supone el depósito de N para la conservación de la biodiversidad, como el resto de efectos perjudiciales derivados de la alteración del ciclo del N, requieren el desarrollo de mecanismos de cooperación internacional con el fin de analizar y solucionar los problemas derivados. El Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia (UNECE 1979) representa el primer ejemplo de acuerdo legalmente vinculante para adoptar políticas de control comunes a gran escala para reducir los daños de la contaminación atmosférica sobre la salud humana y el medio ambiente. El Convenio de Ginebra fue ratificado por España en 1982 y actualmente está firmado por 51 miembros (entre ellos los países de la Unión Europea y la propia

Unión). Hasta la actualidad, este convenio ha dado lugar a ocho Protocolos, entre los que se encuentra el Protocolo de Gotemburgo (UNECE 1999; 2012) relativo a la reducción de la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico. Este protocolo establece “techos nacionales” para la emisión de los cuatro contaminantes precursores causantes de la acidificación, la eutrofización o el ozono troposférico: dióxido de azufre (SO₂), óxidos de N (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COVs) y amoníaco (NH₃).

El Protocolo de Gotemburgo utiliza una metodología normalizada denominada cargas y niveles críticos. Se define carga crítica como la exposición (depósito) umbral por encima de la cual aparecen efectos perjudiciales sobre los receptores sensibles de los ecosistemas acuáticos o terrestres (Bobbink y Hettelingh 2011). Los valores de cargas críticas se establecen y determinan de forma específica para cada contaminante y receptor. La superación de una carga crítica (CC) ocurre cuando el depósito atmosférico excede la CC asignada a un ecosistema. Esta metodología se ha utilizado en Europa desde la década de 1990 para evaluar los impactos del depósito de N atmosférico sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas naturales. Existen dos aproximaciones para definir las cargas críticas: mediante modelización o por la medida experimental de efectos o indicadores de eutrofización. Las CC empíricas están basadas mayoritariamente en observaciones de los cambios que se producen en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas como resultado del depósito atmosférico de N, principalmente en la abundancia y/o composición de especies (estructura), o en la lixiviación de nitrato o las tasas de mineralización o descomposición (funcionamiento) (Bobbink y Hettelingh 2011).

En conjunto, el Protocolo de Gotemburgo y algunas de las Directivas europeas con las que comparte objetivos y metodología han conseguido reducir la emisión europea de compuestos nitrogenados a la atmósfera durante las últimas dos décadas. En Europa, esta disminución ha sido de un 54% en el caso de los NO_x y un 27% en el caso del NH₃ durante el período 1990–2013 (EEA 2013). En España, para ese mismo período, las emisiones nacionales de NO_x se redujeron en aproximadamente un 40%, mientras que las de NH₃ se mantuvieron prácticamente iguales (MAGRANA 2016). La reducción de emisiones de compuestos nitrogenados a nivel europeo se ha traducido en una disminución generalizada del depósito de N atmosférico, con la excepción de algunas regiones alpinas y del norte de Europa (Fagerli y Aas 2008; Waldner et al. 2014). A pesar de estas disminuciones, los objetivos de reducir el impacto de los contaminantes nitrogenados sobre los ecosistemas puede que no se estén alcanzando suficientemente, ya que las CC propuestas siguen superándose en muchas regiones europeas (Lorenz et al. 2008; Hettelingh et al. 2013). En el caso de los ecosistemas mediterráneos, la definición y aplicación de las CC de N se encuentran todavía poco desarrolladas y requieren más investigación para adaptar la metodología a las condiciones ambientales y el funcionamiento de estos ecosistemas.

Evidencias de los efectos del enriquecimiento en N en España

Aunque existe todavía poca información disponible sobre los efectos que el depósito atmosférico de N puede estar provocando en los ecosistemas naturales españoles, en los últimos años se han publicado varios indicios de procesos de fertilización y eutrofización:

- Mediante el estudio de ejemplares de herbario muestreados a lo largo del siglo XX preferentemente en el NE peninsular, Peñuelas y Filella (2001) describieron un aumento en el contenido de N de los briófitos durante la última mitad del siglo, atribuyéndolo a un proceso de eutrofización causado por la alteración antrópica del ciclo del N.
- A través del cálculo de índices bióticos basados en la presencia de especies de plantas, líquenes y musgos presentes en herbarios recolectados en la península ibérica a lo largo del siglo

XX, Ariño et al. (2011) encontraron un aumento continuo de las especies nitrófilas que sugiere un cambio en la composición de los ecosistemas relacionado con el enriquecimiento por N.

- En estudios de las cuencas de cabecera no perturbadas del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Pirineos Centrales), se ha observado un incremento en la exportación de N de una cuenca dominada por pastos perennes naturales a los ecosistemas acuáticos, asociado al aumento del depósito de N atmosférico (Camarero y Aniz 2010).
- En arroyos de cabecera situados en bosques de hayas, encinas y matorrales del Parque Natural de Montseny, se ha encontrado un incremento en la concentración de nitrato entre muestras realizados a principios de la década de 1980 y en 2007. Aunque las concentraciones de nitrato permanecen relativamente bajas, este incremento puede considerarse como un indicador del comienzo de un proceso de eutrofización (Ávila y Rodà 2012).
- Los efectos de las entradas de N en un pinsapar en el Parque Natural de la Sierra de Grazalema están siendo estudiados a lo largo de un gradiente espacial de depósito de N atmosférico. Se ha observado que la exposición crónica al depósito de N redujo el crecimiento de las raíces finas y transformó el bosque de un ecosistema limitado por el N a uno limitado por el P. Este desequilibrio nutricional se ha relacionado con una disminución en la eficiencia fotosintética en el uso de nutrientes (Blanes et al. 2013).
- En estudios multi-específicos, el depósito de N atmosférico se ha mostrado como un factor minoritario pero significativo, que explica la composición elemental y la estequiometría foliar de los bosques españoles (Sardans et al. 2016a). En un estudio similar a nivel europeo en bosques de *Pinus sylvestris*, no sólo se observó esta relación, sino que también se constataron desequilibrios nutricionales del ecosistema en respuesta al depósito de N que pueden ser perjudiciales para la capacidad competitiva de esta especie (Sardans et al. 2016b).
- En un estudio en encinares españoles (García-Gómez et al. 2016) se ha observado cómo la asincronía existente entre las entradas de N por depósito atmosférico y la demanda biológica, que es característica de las condiciones ambientales mediterráneas (Meixner y Fenn 2004), puede causar lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas incluso con un depósito de N anual relativamente bajo.

Estas evidencias urgen a un análisis exhaustivo del riesgo que supone el depósito atmosférico de N para la conservación de la biodiversidad en España. En el trabajo de García-Gómez et al. (2014), se emplearon modelos de transporte químico atmosférico con el objetivo de estudiar la distribución del depósito atmosférico de N en España y evaluar el riesgo de que este depósito afecte a la conservación de la biodiversidad de los hábitats protegidos incluidos en la Red Natura 2000. En dicho trabajo se emplearon dos de los modelos más usados en estudios europeos: EMEP MSC-W (Simpson et al. 2012) y CHIMERE (Menut et al. 2013). El modelo EMEP juega un papel fundamental dentro de los trabajos del Convenio de Ginebra y el modelo CHIMERE se ha empleado de forma similar en simulaciones para el territorio europeo (Bessagnet et al. 2004; Vivanco et al. 2009). Como paso previo, las estimaciones de depósito húmedo de N obtenidas con los modelos se validaron con las medidas disponibles en diferentes redes de monitorización. Los modelos mostraron una tendencia a sobreestimar los valores medidos de depósito y precipitación más bajos y a subestimar los más elevados, y se encontraron errores medios relativamente elevados pero sesgos bajos. En general, los modelos EMEP y CHIMERE estimaron valores de depósito húmedo de N inorgánico dentro de unos rangos aceptables en comparación con las mediciones disponibles, aunque los resultados indican que las estimaciones de los modelos deben aplicarse con precaución, sobre todo en escalas pequeñas y en zonas de orografía compleja, y se concluyó que los modelos mostraban un comportamiento aceptable para su uso en análisis de riesgo a una escala nacional (García-Gómez et al. 2014).

En el presente trabajo se utiliza la misma base de datos y metodología con el fin de estudiar el riesgo que supone el depósito atmosférico de N para la conservación de la biodiversidad en los Parques Nacionales de España, con la excepción de las Islas Canarias, ya que no se dispone de datos modelizados para esta región.

Materiales y métodos

Para la descripción del depósito atmosférico de N inorgánico se emplearon las estimaciones para el año 2008 de los modelos CHIMERE y EMEP en sus versiones v2008b y rv3.8.1, respectivamente. Se trata de modelos de contaminación atmosférica que estiman los valores de concentración de una determinada especie química resolviendo de forma numérica un balance de masas en el que se consideran todos los procesos físicos y químicos que conducen a un aumento y/o disminución de la concentración del compuesto químico en el volumen considerado. Los procesos simulados incluyen las emisiones, el transporte por el viento, los procesos de mezcla turbulenta, los procesos de depósito de los contaminantes sobre distintas superficies y las reacciones químicas atmosféricas. El modelo CHIMERE v2008b realiza los cálculos empleando 8 capas verticales en una resolución horizontal de 0.1° (aproximadamente 10 km), mientras que el modelo EMEP rv3.8.1 usa 20 capas verticales con una resolución horizontal de aproximadamente 50 km.

El depósito atmosférico de N inorgánico modelizado para el año 2008 con el modelo CHIMERE, incluyendo el depósito húmedo y seco, se utilizó para detectar las áreas con un elevado depósito atmosférico de N en España y para calcular las superaciones de las CC de N en los hábitats presentes los Parques Nacionales peninsulares y baleares. Se eligió este modelo por su mayor resolución, más apropiada para el presente estudio. Solamente se tuvieron en cuenta los hábitats listados en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats). Estos hábitats son aquellos que se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural; o bien presentan un área de distribución natural reducida a causa de su regresión o debido a su área intrínsecamente restringida; o constituyen ejemplos representativos de características típicas de sus regiones biogeográficas. La distribución espacial de los tipos de hábitat de interés comunitario se obtuvo del Inventario Nacional de Biodiversidad español (<http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/>). Tras un estudio previo de adecuación, cada tipo de hábitat se relacionó con una categoría EUNIS (<http://eunis.eea.europa.eu/related-reports.jsp>), que es la clasificación empleada en el marco del Convenio de Ginebra para la asignación de CC empíricas. Finalmente, en cada área evaluada (polígono cartografiado en el sistema de información geográfica), la superficie de cada hábitat se obtuvo mediante la corrección por su porcentaje de cobertura espacial estimada de acuerdo al Inventario Nacional de Biodiversidad.

En este trabajo se utilizó la última revisión de las CC empíricas realizada por Bobbink y Hettelingh (2011), asignando a cada hábitat un valor medio entre los valores mínimo y máximo que se exponen en dicho trabajo. Con el fin de centrarnos en los principales ecosistemas terrestres, se excluyeron algunos hábitats del análisis: hábitats costeros y vegetación halófila, hábitats de agua dulce, y hábitats rocosos y cuevas. Así mismo, los hábitats del Inventario Nacional de Biodiversidad no codificados de acuerdo al Anexo I de la Directiva Hábitats tampoco están incluidos en el análisis. La superación de estas cargas críticas (CC_{sup}) se calculó como la resta del depósito modelizado para cada área evaluada menos la CC correspondiente a cada hábitat en dicha área (los valores positivos se consideran superaciones e indican un riesgo para la conservación de la biodiversidad). Las CC_{sup} se calcularon para cada tipo de hábitat y para cada grupo de hábitats (mediante una media ponderada por el área de cada tipo). Los análisis espaciales y cálculos se realizaron usando ARCGIS versión 9.3 (ESRI, Redlands CA, USA) y MS Access 2010 (Microsoft, Seattle WA, USA).

Resultados

Depósito de N atmosférico en España

Las estimaciones del depósito de N realizadas por los modelos mostraron de forma general un gradiente de depósito siguiendo un eje noreste-suroeste (**Fig. 1**), con mayores valores de depósito en la región noreste (máximos de 19.4 y 23.0 kg N ha⁻¹ año⁻¹ de acuerdo a los modelos EMEP y CHIMERE, respectivamente).

En el año 2008, el depósito seco representó en promedio el 40% y el 54% de los depósitos totales de N inorgánico de acuerdo a los modelos EMEP y CHIMERE, respectivamente. Este depósito seco estimado se distribuyó de manera similar en las dos modelizaciones, con los valores más altos en la región noreste (Cataluña) y en las regiones costeras del arco mediterráneo (**Fig. 1**). La contribución relativa del depósito seco al depósito total de acuerdo a ambos modelos siguió principalmente un gradiente creciente de NE a SO. En el caso del modelo CHIMERE, se puede observar una distribución más detallada de acuerdo con la precipitación anual en todo el país, que es atribuible a la mayor resolución espacial del modelo.

Evaluación de riesgo

Los Parques Nacionales (PN) más amenazados fueron los de mayor altura media (de 1368 m en Picos de Europa a 2368 m en Aigüestortes i Estany de Sant Maurici), con la excepción de Sierra Nevada (2145 m) (**Tabla 1**). Se observa además un incremento en el porcentaje de afectación con el incremento en altura media (desde

43% a 99%). Las superaciones que se dieron en Aigüestortes i Estany de Sant Maurici fueron las más elevadas (desde 6.3 hasta 10.2 kg N ha⁻¹ año⁻¹; **Fig. 2**). Las superaciones de las CC empíricas de N se encontraron principalmente en las regiones con elevado depósito de N (**Fig. 1**, **Fig. 2**) y en su mayoría en hábitats con alta sensibilidad al depósito de N (baja CC empírica). Los hábitats con menor CC empírica (≤ 10 kg N ha⁻¹ año⁻¹) incluyen los pastizales naturales y prados húmedos, algunos bosques subalpinos y brezales y matorrales de alta y media montaña (**Tabla 2**; **Anexo-Tabla 1**).

En la **Tabla 2** se muestran los resultados de la evaluación agrupados por grupos de hábitats. Los hábitats más amenazados por el depósito de N dentro de la Red de PN, teniendo en cuenta tanto el total, como el porcentaje de su área afectada, fueron los "prados naturales" (grupo 61), principalmente en el Parque de Picos de Europa y en el de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. El total del área evaluada ocupada por estos hábitats está en riesgo de sufrir un proceso de eutrofización, con la excepción de los situados en Sierra Nevada, donde la superficie afectada fue tan sólo un 13.3% del total evaluado. Dentro de este grupo, los tipos de hábitat más amenazados son los "prados pirenaicos silíceos de *Festuca eskia*" (hábitat 6140 en el **Anexo-Tabla 1**), principalmente en Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, y los "prados alpinos y subalpinos calcáreos" (hábitat 6170 en el **Anexo-Tabla 1**), principalmente en Picos de Europa. En cuanto al resto de hábitats, destaca la afectación de los "brezales y matorrales de zona templada" (grupo 40) y los "matorrales submediterráneos de zona templada" (grupo 51).

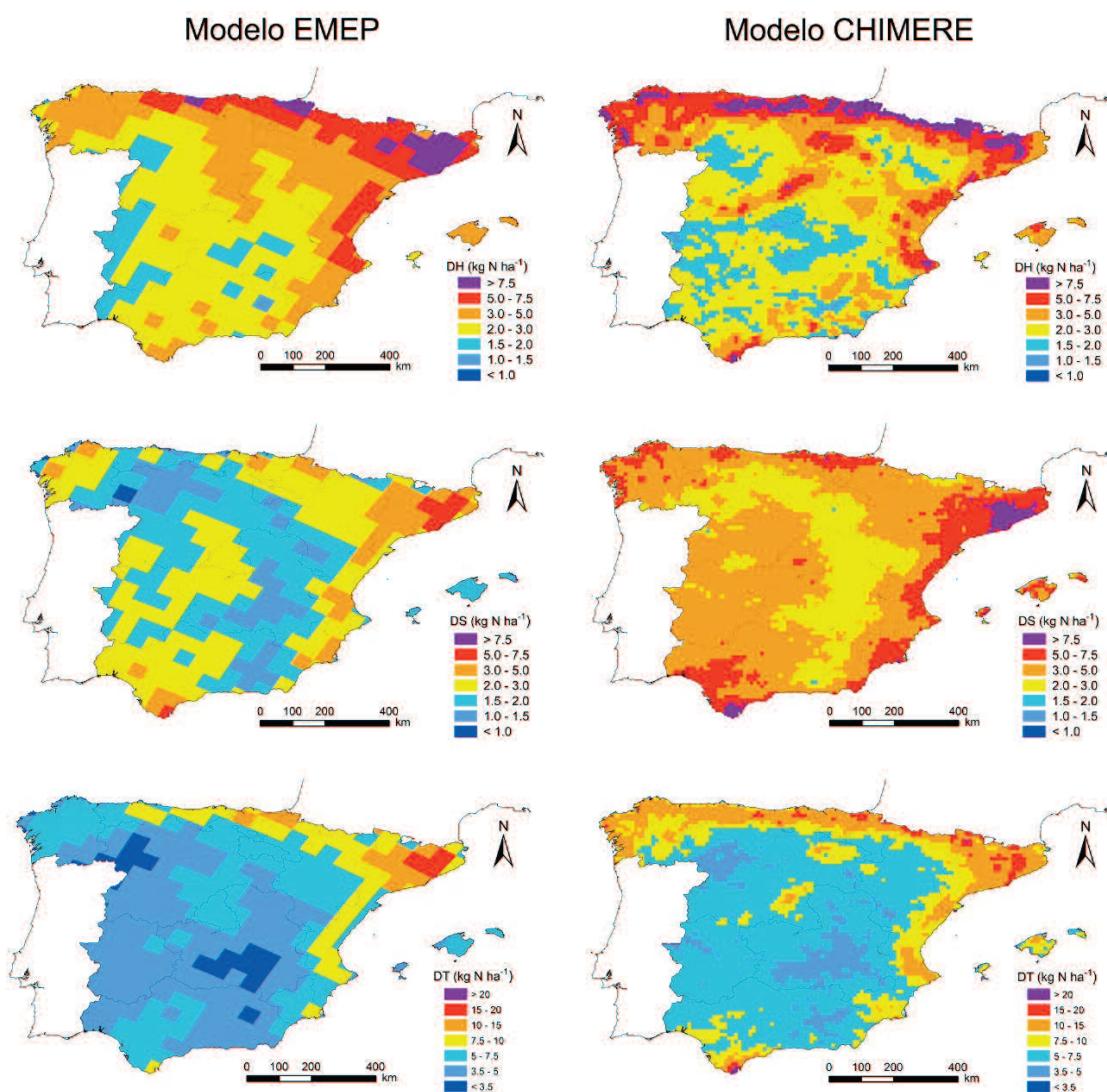


Figura 1. Depósito atmosférico húmedo (DH), seco (DS) y total (DT = DH + DS) de nitrógeno en España estimado por los modelos EMEP y CHIMERE para el año 2008.

Figure 1. Wet (DH), dry (DS) and total (DT = DH + DS) atmospheric nitrogen deposition estimated by the EMEP and CHIMERE models for 2008.

Tabla 1. Parques Nacionales evaluados y estimación de la superficie en riesgo de efectos por depósito de N atmosférico.**Table 1.** National Parks included in the risk assessment and surface under risk of effects of atmospheric N deposition.

Parque Nacional	Altitud media (msnm)	Superficie del parque (km ²)	Superficie evaluada (km ²) ^a	Superficie en riesgo (km ² (%)) ^{a,b}
Aigüestortes i Estany de Sant Maurici	2368	139.3	40.2	39.6 (99)
Archipiélago de Cabrera	8	100.9	3.6	0.0
Cabañeros	800	408.3	245.2	0.0
Doñana	7	534.2	63.6	0.0
Marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia	6	85.4	4.0	0.0
Monfragüe	355	184.0	43.7	0.0
Ordesa y Monte Perdido	2023	156.9	19.8	15.2 (77)
Picos de Europa	1368	638.6	355.6	151.5 (43)
Sierra de Guadarrama	1750	339.6	145.1	67.6 (47)
Sierra Nevada	2145	858.8	359.0	11.4 (3)
Tablas de Daimiel	607	18.9	3.0	0.0

^a: Superficie corregida por el porcentaje de cobertura espacial de cada tipo de hábitat, de acuerdo al Inventario Nacional de Hábitats; ^b: Suma las áreas que exhibieron superaciones de cargas críticas (CC_{sup}), expresadas en superficie total (km²) y en porcentaje (%) de la superficie evaluada.

^a: Surface area corrected by land cover percentage for every habitat type, according to the Spanish National Biodiversity Assessment; ^b: Sum of the surface areas showing exceedances of empirical critical loads (CC_{sup}), expressed as total area (km²) and as percentage of the assessed area (%).

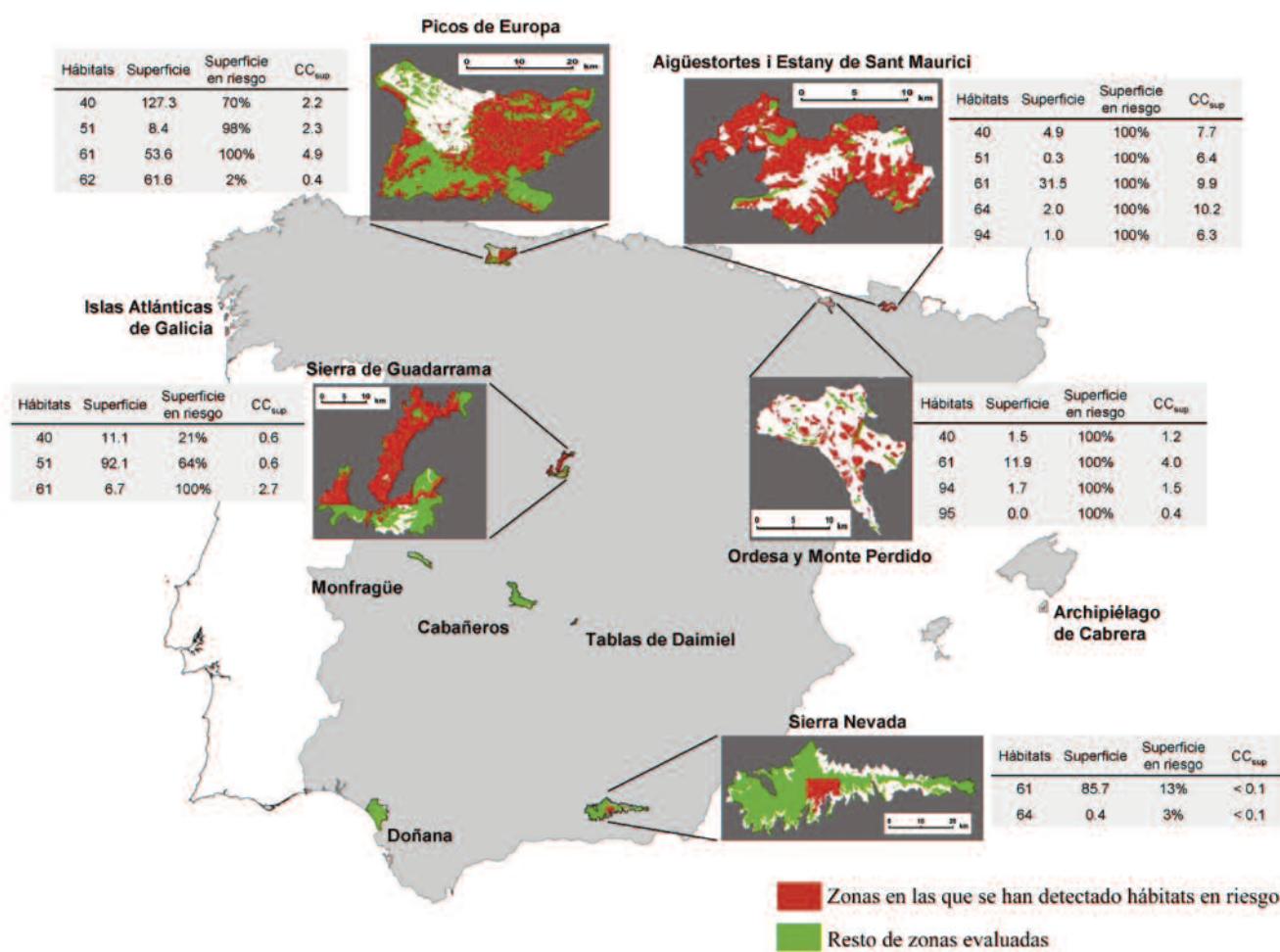


Figura 2. Localización de las áreas dentro de la Red de Parques Nacionales en las que se han encontrado superaciones de cargas críticas empíricas para el año 2008. Las tablas muestran la superficie evaluada (km²) y el porcentaje de la misma en riesgo, así como la superación media de las cargas críticas (kg N ha⁻¹ año⁻¹), para cada grupo de hábitats amenazado.

Hábitats: 40, Brezales y matorrales de zona templada; 51, Matorrales submediterráneos y de zona templada; 61, Prados naturales; 62, Formaciones herbosas secas seminaturales y facies de matorral; 64, Prados húmedos seminaturales de hierbas altas; 94, Bosques de coníferas de las montañas templadas; 95, Bosques de coníferas de las montañas mediterráneas y macaronésicas.

Figure 2. Zones within the National Park Network in which critical load exceedances were detected for 2008. Assessed area (km²), percentage of this area at risk and mean of the critical load exceedance (kg N ha⁻¹ year⁻¹) are shown for the habitat groups threatened.

Habitats: 40, Temperate heath and scrub; 51, Sub-Mediterranean and temperate sclerophyllous scrub; 61, Natural grasslands; 62, Semi-natural dry grasslands and scrubland facies; 64, Semi-natural tall-herb humid meadows; 94, Temperate mountainous coniferous forests; 95, Mediterranean and Macaronesian mountainous coniferous forests

Tabla 2. Superficie evaluada de cada uno de los grupos de hábitats establecidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats, carga crítica empírica de N (CC) y sus superaciones (CC_{sup}) expresadas en superficie y media de la superación, de acuerdo a las estimaciones del depósito de nitrógeno del modelo CHIMERE.

Table 2. Surface area assessed of habitat sub-groups from Annex I of Habitats Directive, nitrogen empirical critical loads (CC) and exceedance of empirical critical loads (CC_{sup}), expressed as vegetal cover surface and average deposition exceedance, according to CHIMERE estimations of nitrogen deposition.

Grupos de hábitats (Anexo I; Directiva Hábitats)	Superficie evaluada (km ²) ^a	CC (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹) ^b	CC _{sup} área (km ² (%)) ^{a,c}	CC _{sup} (kg N / ha) ^d
21. Dunas marítimas de las costas atlánticas	5.1	11.5 – 15.0		
22. Dunas marítimas de las costas mediterráneas	49.4	9.0 – 11.5		
40. Brezales y matorrales de zona templada	326.0	10.0 – 15.0	97.3 (30)	0.7
51. Matorrales submediterráneos y de zona templada	290.8	10.0 – 25.0	67.1 (23)	0.2
52. Matorrales arborescentes mediterráneos	4.8	25.0		
53. Matorrales termomediterráneos y preestepicos	16.8	25.0		
61. Prados naturales	189.4	7.5 – 20.0	115.1 (61)	3.4
62. Formaciones herbosas secas seminaturales facies de matorral facies	92.1	12.5 – 20.0	1.2 (1)	0.0
63. Bosques esclerófilos de pastoreo (dehesas)	29.9	20.0		
64. Prados húmedos seminaturales de hierbas altas	5.7	7.5 – 20.0	2.0 (36)	3.6
65. Prados mesófilos	9.4	25.0		
71. Turberas ácidas de esfagnos	0.0	12.5		
72. Áreas pantanosas calcáreas	10.3	22.5		
91. Bosques de la Europa templada	82.9	15.0 – 17.5		
92. Bosques mediterráneos caducífolios	49.1	15.0 – 25.0		
93. Bosques esclerófilos mediterráneos	112.2	15.0 – 17.5		
94. Bosques de coníferas de las montañas templadas	2.7	10.0	2.7 (100)	3.2
95. Bosques de coníferas de las montañas mediterráneas y macaronésicas	6.3	9.0 – 15.0	< 0.1 (<1)	< 0.1
Superficie total	1282.8	7.5 – 25.0	285.4 (22)	1.2

^a: Superficie corregida por el porcentaje de cobertura espacial de cada tipo de hábitat, de acuerdo al Inventario Nacional de Hábitats; ^b: Carga crítica empírica, según la revisión de Bobbink y Hettelingh (2011); ^c: Suma de las áreas que exhiben CC_{sup} , expresadas en superficie total (km²) y en porcentaje (%) del área evaluada de cada grupo; ^d : CC_{sup} promediada y ponderada de cada grupo.

^a: Surface area was corrected by vegetation cover according to Spanish National Biodiversity Assessment report; ^b: Range of empirical critical loads, according to Bobbink and Hettelingh (2011) used within each habitat sub-group; ^c: Sum of areas with CC_{sup} , expressed in total area (km²) and in percentage (%) of the area assessed for each sub-group; ^d : CC_{sup} averaged and weighted for each subgroup.

Discusión

Depósito de N atmosférico

El patrón de distribución del depósito de N atmosférico responde claramente a la distribución espacial de los tres principales factores que contribuyen al depósito atmosférico: la distribución de la precipitación, las emisiones regionales y la contribución de contaminación atmosférica transfronteriza. De hecho, las áreas que reciben las cargas de depósito de N más altas presentan altas tasas de precipitación e incluyen algunas zonas altamente pobladas e industrializadas, como por ejemplo la provincia de Barcelona y la costa Cantábrica (particularmente en el País Vasco) (Fig. 1). La contaminación transfronteriza también puede representar una contribución importante (hasta un 60–70%) en algunas de las zonas, como en el norte de España o en la proximidad del estrecho de Gibraltar (Nyíri et al. 2010).

La contribución del depósito seco al depósito atmosférico total de N en los bosques españoles ha sido experimentalmente estimado en un 40–84% del depósito de N total, dependiendo de la ubicación, tipo de bosque y el año de la estimación (Rodà et al. 2002, Sanz et al. 2002, Ávila y Rodà 2012, Aguillaume 2016). Al comparar los valores estimados por los modelos con estos estudios previos llevados a cabo en bosques españoles de *Quercus ilex* y *Pinus halepensis*, los resultados sugieren que la importancia del depósito seco en los bosques mediterráneos podría estar subestimada, sobre todo por el modelo EMEP. Probablemente, la razón principal es que el depósito modelizado se expresa mediante un valor promedio para cada celda en base a la cobertura de usos del suelo. Por lo general el depósito seco es mayor en los bosques que en el resto de usos de suelo, debido a que su mayor superficie

vegetal y complejidad estructural les permiten atrapar mayor cantidad de contaminantes de la atmósfera. Por ello, los valores promediados por celda pueden estar infravalorando el depósito en algunos ecosistemas presentes dentro de cada celda, pero que no la ocupan en su totalidad, particularmente los bosques. En la región mediterránea, el depósito seco contribuye en gran medida al depósito total de N en los ecosistemas naturales. Sin embargo, su estimación es todavía hoy un reto científico, ya que no existe un método estandarizado para su medición, por lo que las estimaciones provenientes de modelos atmosféricos de transporte químico son muy relevantes para este tipo de estudios y sería recomendable que los modelos ofrecieran valores específicos para cada tipo de vegetación.

Aunque el presente estudio describe el depósito para el año 2008, los resultados pueden considerarse representativos de la situación actual. Las emisiones españolas de óxidos de N se han reducido desde 2008 en aproximadamente un 34%, mientras que las de amoníaco han permanecido estables (MAGRAMA 2016). Sería por tanto esperable una disminución en el depósito de N en el territorio peninsular en los últimos años. Sin embargo, estimaciones del modelo EMEP muestran una disminución del depósito de tan sólo un 11% para el período 2008–2014 en España (Gauss et al. 2016). Al no existir medidas estandarizadas de depósito seco, los datos históricos de las redes de monitorización no nos pueden aportar una estimación directa de la tendencia en el depósito total de N inorgánico para este período. En cualquier caso, Waldner et al. (2014), en un estudio de tendencias temporales de valores medidos en bosques europeos, concluyen que es improbable que se pueda demostrar estadísticamente una tendencia para el depósito de N inorgánico en series temporales menores de 10 años.

Riesgo de efectos del depósito de N atmosférico

De forma general, la amenaza del depósito de N para la conservación de la biodiversidad en la Red de PN reflejó el patrón de distribución del depósito de N atmosférico, con la particularidad de que se observó un mayor riesgo en los PN con mayor elevación media (**Tabla 1; Fig. 2**). En las áreas montañosas se produce una mayor precipitación (y por tanto mayor depósito húmedo de N) debido a la lluvia orográfica, lo que puede explicar la importancia de la altitud. Por otro lado, es también relevante el origen de las masas de aire que transportan los contaminantes hacia los PN. Se observó cómo las CC_{sup} fueron mayores en los PN del norte peninsular (**Fig. 1**), en los que las masas de aire provenientes del continente europeo son más frecuentes ([Escudero et al. 2016](#)); mientras que en el caso de Sierra Nevada, donde estas masas de aire son hasta diez veces menos frecuentes ([Escudero et al. 2016](#)), tanto las CC_{sup} como la superficie afectada fueron mucho menores. En general, las superaciones de las CC empíricas de N se encontraron en su mayoría en hábitats con alta sensibilidad al depósito de N (baja CC empírica). Los hábitats con menor CC empírica ($\leq 10 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) incluyen los pastizales naturales y prados húmedos y algunos bosques de montaña y brezales típicamente mediterráneos (**Tabla 1; Anexo-Tabla 1**).

Los hábitats más amenazados por el depósito de N dentro de la Red de PN fueron los “prados naturales” (grupo 61; **Tabla 2**). Estos hábitats también se han descrito como amenazados dentro de la Red Natura 2000, mayoritariamente en la cordillera pirenaica, pero también en la Cordillera Cantábrica, en Sierra Nevada y en las Sierras de Guadarrama, Javalambe y Gredos ([García-Gómez et al. 2014](#)). Los prados más amenazados, tanto en superficie afectada como en CC_{sup} media, fueron los prados pirenaicos silíceos de *Festuca eskia* (hábitat 6140 en el [Anexo-Tabla 1](#)) para los que se han descrito efectos como el incremento en biomasa y el cambio a largo plazo en la composición de especies a favor de las juncáceas, incluso con depósitos relativamente bajos ($9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; [Bobbink y Hettelingh 2011](#)). Para la mayoría de los tipos de hábitat incluidos en la categoría “prados naturales” (grupo 61) existe una CC empírica definida con una aceptable fiabilidad (#' en el [Anexo-Tabla 1](#)), por lo que la mayor incertidumbre en la evaluación del riesgo para estos ecosistemas de alta montaña es la ausencia de estaciones de monitorización localizadas a gran altitud que puedan validar las estimaciones del depósito de N obtenidas con los modelos en estas áreas. Esta incertidumbre en la metodología afecta a otros hábitats en riesgo según el presente estudio como los bosques de *Pinus uncinata* ([Anexo-Tabla 1](#)), que poseen una CC empírica definida como fiable pero están situados en zonas de alta montaña. Por lo tanto, es recomendable un mayor despliegue de las redes de monitorización del depósito atmosférico en las zonas alpinas y montañosas españolas, particularmente en los Parques Nacionales, tanto para evaluar las estimaciones de los modelos, como para analizar de una manera más precisa el riesgo de los efectos del depósito de N sobre estos ecosistemas especialmente valiosos.

Los hábitats forestales representaron una cobertura espacial del 20% de la superficie evaluada; sin embargo, no se encontraron grandes superficies en riesgo (**Tabla 2**). Esto se debe principalmente a los elevados valores de las CC utilizadas ($\geq 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) para la mayoría de estos hábitats ([Anexo-Tabla 1](#)), así como a la posible subestimación del depósito seco en bosques por parte del modelo (expuesto en la sección anterior). Los bosques más representados en este trabajo fueron los hayedos acídofílicos, los alcornocales y los encinares (hábitats 9120, 9330 y 9340, respectivamente, en el [Anexo-Tabla 1](#)). Los hayedos acídofílicos en el ámbito de este estudio se encuentran en Picos de Europa, donde se da un depósito relativamente alto ($> 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en todo el parque. Esto nos indica que, de haber usado un criterio más conservador en este análisis, considerando el límite inferior de la CC empírica definida para este hábitat ($10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; [Anexo-Tabla 1](#)), este ecosistema se sumaría a la lista de hábitats amenazados dentro del Parque de Picos de Europa (**Fig. 2**). Los alcornocales y encinares (*Quercus* spp.) evaluados

están presentes principalmente en Cabañeros, Monfragüe y Sierra Nevada, donde los depósitos son relativamente bajos. Estos bosques esclerófilos mediterráneos requieren una especial atención, ya que representan un ecosistema y un paisaje característico de la cuenca mediterránea y se ha descrito un riesgo de eutrofización en el noreste peninsular, principalmente para los encinares catalanes ([García-Gómez et al. 2014; García-Goméz 2016](#)).

La definición y aplicación de las CC de N para ecosistemas típicamente mediterráneos es aún limitada y requiere de un mayor esfuerzo de investigación ([Bobbink et al. 2010; Ochoa-Hueso et al. 2011; García-Gómez et al. 2014; García-Goméz 2016](#)). Así, en el caso de los encinares en este estudio se ha utilizado una CC de $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con un grado de fiabilidad limitado, ya que está basada en criterio de experto ('#' en el [Anexo-Tabla 1](#)). Sin embargo, otros estudios más recientes han propuesto CC desde $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para la protección de los líquenes epífitos en ecosistemas similares ([Pardo et al. 2011; Pinho et al. 2012](#)), ya que el cambio en las comunidades epífitas está considerado como una alerta temprana ante potenciales procesos de eutrofización ([Bobbink y Hettelingh 2011](#)). En el caso de los brezales oromediterráneos (hábitat 4090 en el [Anexo-Tabla 1](#)), no existe una CC definida en la revisión de [Bobbink y Hettelingh \(2011\)](#), por lo que se le asignó una CC equivalente a la que se asignaría a los brezales alpinos y subalpinos, ya que los brezales oromediterráneos contactan con este tipo de hábitat en su límite altitudinal superior en la Cordillera Cantábrica. Sin embargo, para los brezales sub-atlánticos se han propuesto CC empíricas de $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ([Bobbink y Hettelingh 2011](#)), más elevadas que las utilizadas en este trabajo ($10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). De haber empleado ese valor, la superficie amenazada de este tipo de hábitat rico en endemismos se habría reducido notablemente. Estas incertidumbres ponen de manifiesto la importancia y urgencia de avanzar en el estudio de los efectos del depósito atmosférico de N sobre los ecosistemas típicamente mediterráneos para proponer CC adecuadas y mejorar así este tipo de evaluaciones de riesgo.

El presente trabajo representa una primera aproximación a la evaluación del riesgo de eutrofización asociado al depósito de N atmosférico en los ecosistemas españoles protegidos en la Red de PN mediante el uso de CC empíricas. A pesar de las incertidumbres descritas en la modelización del depósito de N atmosférico en áreas o tipos de vegetación específicos, o en la disponibilidad o asignación de cargas críticas adecuadas, los resultados muestran hábitats amenazados que se corresponden con evidencias de incipientes procesos de eutrofización descritas en trabajos previos, como por ejemplo los prados naturales en cuencas de cabecera de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici ([Camarero y Aniz 2010](#)). En un estudio previo utilizando la misma metodología ([García-Gómez et al. 2014](#)), estas correspondencias se dieron también para los encinares del Parque Natural del Montseny ([Àvila y Rodà 2012](#)) y los pinsapares del Parque Natural de la Sierra de Grazalema ([Blanes et al. 2013](#)). Estas concordancias sugieren que la metodología aplicada en este análisis es adecuada para la evaluación del riesgo de eutrofización como efecto del depósito de N atmosférico en los hábitats naturales dentro de la red de espacios protegidos de España.

Conclusiones

De acuerdo a los valores estimados con modelos de calidad del aire, el depósito atmosférico de N en España muestra una distribución decreciente a lo largo de un eje NE-SO, con un mayor depósito en las regiones del norte y este que en las zonas interior y meridional. El depósito seco tiene una importancia relativamente alta, como era esperable en un área con clima mediterráneo. Sin embargo, los valores aportados por estos modelos podrían estar infravalorando este tipo de depósito en los bosques españoles. Sería necesario desarrollar y testar metodologías de estimación del depósito seco en distintos tipos de hábitats que pudieran utilizarse de una forma estandarizada en ambientes mediterráneos.

De acuerdo con la evaluación de riesgo realizada, el depósito atmosférico de N debe ser considerado un factor que actualmente podría estar afectando a la biodiversidad y la salud de los ecosistemas naturales de la Red de Parques Nacionales española, en particular en los espacios protegidos más montañosos del centro y norte peninsular. Por ello, se deberían ampliar las redes de monitorización del depósito atmosférico hacia las zonas alpinas y de montaña de la Red de Parques Nacionales con el fin de controlar la contaminación atmosférica, evaluar el rendimiento de los modelos de calidad del aire y realizar estudios de evaluación de riesgos por eutrofización.

Finalmente, es prioritario llevar a cabo investigaciones más detalladas para mejorar nuestro entendimiento de los efectos del depósito de N atmosférico en los ecosistemas mediterráneos y proponer cargas críticas empíricas adecuadas para la protección de estos ecosistemas tan valiosos.

Agradecimientos

Este estudio se ha desarrollado en el marco del proyecto “Efectos del depósito de N en encinares mediterráneos” del Plan Nacional de I+D+i (CGL2009-13188-C03-02) y ha sido financiado también por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente, por el proyecto Consolider Montes (CSD2008-00040), por el proyecto Agrisost de la Comunidad de Madrid (S2009AGR-1630) y el proyecto europeo ECLAIRE (EU-FP7-ENV-2011). Los autores quieren agradecer especialmente a Eugenio Sánchez García su ayuda en el análisis espacial, a Anna Benedictow su colaboración aportando los datos de la red EMEP, y a la Red de Vigilancia y Previsión de la Contaminación Atmosférica (XVPCA) y a Anna Ávila su ayuda en la provisión de los datos de depósito en Cataluña.

Referencias

- Aguillaume, L. 2016. La deposición de nitrógeno en encinares Mediterráneos: cargas e indicadores. *Ecosistemas* 25(2): 110-113.
- Ariño, A.H., Gimeno, B.S., Pérez de Zabalza, A., Ibáñez, R., Ederra, A., Santamaría, J.M. 2011. Influence of nitrogen deposition on plant biodiversity at Natura 2000 sites in Spain. En: Hicks, W.K. et al. (eds.), *Nitrogen Deposition and Natura 2000. Science and practice in determining environmental impacts*. COST729/Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings, pp. 140-156. COST office, Brussels. Disponible en: <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop>.
- Ávila, A., Rodà, F. 2012. Changes in atmospheric deposition and streamwater chemistry over 25 years in undisturbed catchments in a Mediterranean mountain environment. *Science of the Total Environment* 434: 18-27.
- Bessagnet, B., Hodzic, A., Vautard, R., Beekmann, M., Rouil, L., Rosset, R. 2004. Aerosol modelling with CHIMERE - first evaluation at continental scale. *Atmospheric Environment* 38(18): 2803-2817.
- Blanes, M.C., Víriegla, B., Merino, J., Carreira, J.A. 2013. Nutritional status of *Abies pinsapo* forests along a nitrogen deposition gradient: do C/N/P stoichiometric shifts modify photosynthetic nutrient use efficiency? *Oecologia* 171: 797-808.
- Bleeker, A., Hicks, W.K., Dentener, E., Galloway, J., Erisman, J.W. 2011. N deposition as a threat to the World's protected areas under the Convention on Biological Diversity. *Environmental Pollution* 159(10): 2280-2288.
- Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (eds.). 2011. *Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships*. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilhoven, Holanda. 244 pp. Disponible en: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf>
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., de Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20(1): 30-59.
- Camarero, L., Aniz, M. 2010. El sistema de seguimiento de las aguas en el nodo LTER-Aigüestortes: tendencias e indicadores de los impactos de la deposición atmosférica de N y S. *Ecosistemas* 19(2): 24-41.
- Dise, N.B., Ashmore, M., Belyazid, S., Bleeker, A., Bobbink, R., de Vries, W., Erisman, J.W., Spranger, T., Stevens, C.J., van den Berg, L. 2011. Nitrogen as a threat to European terrestrial biodiversity. En: Sutton, M.A., et al. (eds.), *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*, pp 463-494. Cambridge University Press, New York, Estados Unidos.
- EEA (European Environment Agency) 2013. *Air quality in Europe - 2013 report. European Environment Agency Technical Report No. 9/2013*. Disponible en: <http://www.eea.europa.eu>.
- Erisman, J.W., Galloway, J.N., Seitzinger, S., Bleeker, A., Dise, N.B., Petrescu, A.R., Leach, A.M., de Vries, W. 2013. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368: 20130116.
- Escudero, M., Lozano, A., Hierro, J., Tapia, O., del Valle, J., Alastuey, A., Moreno, T., Anzano, J., Querol, X. 2016. Assessment of the variability of atmospheric pollution in National Parks of mainland Spain. *Atmospheric Environment* 132: 332-344.
- Fagerli, H., Aas, W. 2008. Trends of nitrogen in air and precipitation: model results and observations at EMEP sites in Europe, 1980-2003. *Environmental Pollution* 154: 448-461.
- Fowler, D., Coyle, M., Skiba, U., Sutton, M.A., Cape, J.N., Reis, S., Sheppard, L.J., Jenkins, A., Grizzetti, B., Galloway, J.N., Vitousek, P., Leach, A., Bouwman, A.F., Butterbach-Bahl, K., Dentener, F., Stevenson, D., Amann, M., Voss, M. 2013. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transaction of the Royal Society B (Biological Sciences)* 368: 20130164.
- Galloway, J.N., Cowling, E.B. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *AMBIO* 31(2): 64-71.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z.C., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320(5878): 889-892.
- García-Gómez, H., Garrido, J.L., Vivanco, M.G., Lassaletta, L., Rábago, I., Ávila, A., Tsyrö, S., Sánchez, G., González Ortiz, A., González-Fernández, I., Alonso, R. 2014. Nitrogen deposition in Spain: modeled patterns and threatened habitats within the Natura 2000 network. *Science of the Total Environment* 485-486: 450-60.
- García-Gómez, H., Izquierdo-Rojano, S., Aguillaume, L., González-Fernández, I., Valiño, F., Elustondo, D., Santamaría, J.M., Ávila, A., Fenn, M.E., Alonso, R. 2016. Atmospheric deposition of inorganic nitrogen in Spanish forests of *Quercus ilex* measured with ion-exchange resins and conventional collectors. *Environmental Pollution* 216: 653-661.
- García-Gómez, H. 2016. *Atmospheric concentration and deposition of reactive nitrogen in Spanish forests of Quercus ilex*. Tesis doctoral. 226 pp. Diciembre 2016. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Gauss, M., Nyíri, Á., Benedictow, A., Klein, H. 2016. *Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM in 2014. Spain*. MSC-W Data Note 1/2016. 27 pp. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Noruega.
- Hertel, O., Reis, S., Skjøth, C.A., Bleeker, A., Harrison, R., Cape, J.N., Fowler, D., Skiba, U., Simpson, D., Jickells, T., Baker, A., Kulmala, M., Gyldenkaerne, S., Sorensen, L.L., Erisman, J.W. 2011. Nitrogen processes in the atmosphere. En: Sutton, M.A., et al. (eds.), *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*, pp. 177-208. Cambridge University Press, New York, Estados Unidos.
- Hettelingh, J.-P., Posch, M., Velders, G.J.M., Ruyssenaars, P., Adams, M., de Leeuw, F., Lükewille, A., Maas, R., Sliggers, J., Slootweg, J. 2013. Assessing interim objectives for acidification, eutrophication and ground-level ozone of the EU National Emission Ceilings Directive with 2001 and 2012 knowledge. *Atmospheric Environment* 75: 129-140.
- Lorenz, M., Nagel, H.-D., Granke, O., Kraft, P. 2008. Critical loads and their exceedances at intensive forest monitoring sites in Europe. *Environmental Pollution* 155: 426-35.
- MAGRAMA 2016. Inventario de emisiones de España. Emisiones de contaminantes atmosféricos. Serie 1990-2014. Informe resumen. S.G. de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Enero de 2016. Disponible en: <http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/>
- Meixner, T., Fenn, M. 2004. Biogeochemical budgets in a Mediterranean catchment with high rates of atmospheric N deposition - Importance of scale and temporal asynchrony. *Biogeochemistry* 70: 331-356.

- Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Blond, N., Colette, a., Coll, I., Curci, G., Foret, G., Hodzic, a., Mailler, S., Meleux, F., Monge, J.-L., Pison, I., Siour, G., Turquety, S., Valari, M., Vautard, R., Vivanco, M.G. 2013. CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling. *Geoscientific Model Development* 6: 981-1028.
- Nyíri, Á., Gauss, M., Klein, H. 2010. *Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM in 2010. Spain*. MSC-W Data Note 1/2010. ISSN 1890-0003. 24 pp.
- Ochoa-Hueso, R., Allen, E.B., Branquinho, C., Cruz, C., Dias, T., Fenn, M.E., Manrique, E., Pérez-Corona, M.E., Sheppard, L.J., Stock, W.D. 2011. Nitrogen deposition effects on Mediterranean-type ecosystems: An ecological assessment. *Environmental Pollution* 159(10): 2265-79.
- Pardo, L.H., Fenn, M.E., Goodale, C.L., Geiser, L.H., Driscoll, C.T., Allen, E.B., Baron, J.S., Bobbink, R., Bowman, W.D., Clark, C.M., Emmett, B., Gilliam, F.S., Greaver, T.L., Hall, S.J., Lilleskov, E.A., Liu, L., Lynch, J.A., Nadelhoffer, K.J., Perakis, S.S., Robin-Abbott, M.J., Stoddard, J.L., Weathers, K.C., Dennis, R.L. 2011. Effects of nitrogen deposition and empirical nitrogen critical loads for ecoregions of the United States. *Eco-logical Applications* 21: 3049-3082.
- Peñuelas, J., Filella, I. 2001. Herbaria century record of increasing eutrophication in Spanish terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 7: 427-433.
- Pinho, P., Theobald, M.R., Dias, T., Tang, Y.S., Cruz, C., Martins-Loução, M.A., Mágua, C., Sutton, M., Branquinho, C. 2012. Critical loads of nitrogen deposition and critical levels of atmospheric ammonia for semi-natural Mediterranean evergreen woodlands. *Biogeosciences* 9: 1205-1215.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C. a., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. 2009. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472-475.
- Rodà, F., Ávila, A., Rodrigo, A. 2002. Nitrogen deposition in Mediterranean forests. *Environmental Pollution* 118: 205-213.
- Rothschild, L., Lister, A. 2003. *Evolution on Planet Earth: Impact of the Physical Environment*. Academic Press, London, Reino Unido. 456 pp.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Sanz, M.J., Carratalá, A., Gimeno, C., Millán, M.M. 2002. Atmospheric nitrogen deposition on the east coast of Spain: relevance of dry deposition in semi-arid Mediterranean regions. *Environmental Pollution* 118, 259-272.
- Sardans, J., Alonso, R., Carnicer, J., Fernández-Martínez, M., Vivanco, M.G., Peñuelas, J. 2016a. Factors influencing the foliar elemental composition and stoichiometry in forest trees in Spain. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 18: 52-69.
- Sardans, J., Alonso, R., Janssens, I.A., Carnicer, J., Veresoglou, S., Rillig, M.C., Fernández-Martínez, M., Sanders, T.G.M., Peñuelas, J. 2016b. Foliar and soil concentrations and stoichiometry of nitrogen and phosphorous across European *Pinus sylvestris* forests: relationships with climate, N deposition and tree growth. *Functional Ecology* 30(5): 676-689.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, Á., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyró, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., Wind, P. 2012. The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12(16): 7825-7865.
- Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100(1-3): 179-196.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (eds.). 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press, New York, Estados Unidos. 612 pp.
- UN 1992. *Convention on Biological Diversity*. Rio, Brasil. 28 pp. Disponible en: <https://www.cbd.int/convention/text/default.shtml>
- UNECE 1979. *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*. Ginebra. 7 pp. Disponible en: <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/Irtap/full%20text/1979.CLRTAP.e.pdf>
- UNECE 1999. *Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone*, as amended on 4 May 2012. Gotemburgo. 98 pp. Disponible en: http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2013/air/eb/ECE.EB.AIR.114_ENG.pdf
- UNECE 2012. *1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*, as amended on 4 May 2012. 98 pp. Disponible en: https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2013/air/eb/ECE.EB.AIR.114_ENG.pdf
- Vivanco, M.G., Palomino, I., Vautard, R., Bessagnet, B., Martín, F., Menut, L., Jiménez, S. 2009. Multi-year assessment of photochemical air quality simulation over Spain. *Environmental Modelling and Software* 24: 63-73
- UNEP 2010. Conferencia de las Partes en el Convenio Sobre la Diversidad Biológica. Décima reunión. Nagoya, Japón, 18-29 de octubre de 2010. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-10/official/cop-10-27-es.pdf>
- Waldner, P., Marchetto, A., Thimonier, A., Schmitt, M., Rogora, M., Granke, O., et al. 2014. Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment* 95: 363-374

Anexo

Tabla 1. Superficie evaluada y carga crítica empírica de N (CC) y sus superaciones (CCsup) para cada uno de los tipos de hábitats establecidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats, de acuerdo a las estimaciones del depósito de nitrógeno de los modelos EMEP y CHIMERE. **Table 1.** Nitrogen empirical critical loads (CC), surface area assessed and exceedances of empirical critical loads (CCsup) for the different habitat types included in Annex I of Habitats Directive, according to EMEP and CHIMERE estimations of nitrogen deposition. CL values and reliability are obtained from Bobbink and Hettelingh (2011).

Nombre (Anexo I Directiva Hábitats)	Código HABITATS ^a	Código EUUNIS ^b	Área evaluada (km ²)	CC asignada ^c	Adecuación de la CC asignada ^d	Código EUUNIS de la CC asignada	Fiabilidad de la CC asignada ^d	CC mínima ^e	CC máxima ^e	CC empleada en la evaluación	Área con CCsup (%) EMEP ^f	Área con CCsup (km ²) CHIMERE ^f	Área con CCsup (%) CHIMERE ^g	Media de la CCsup (kgN ha ⁻¹) EMEP ^h	Media de la CCsup (kgN ha ⁻¹) CHIMERE ^h	
Dunas móviles embrionarias	2110	B1.31	7.2	<	B1.3	(#)	10	20	20	15.0	<0.1	<0.1	1.12			
Dunas móviles de litoral con <i>Ammophila arenaria</i> (dunas blancas)	2120	B1.32	7.9	<	B1.3	(#)	10	20	15.0	0.1	0.7	3.48				
Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises)	2130	B1.4	15.2	=	B1.4	#	8	15	11.5	1.0	6.4	1.43				
Dunas fijas de litoral del <i>Crucianellion maritimae</i>	2210	B1.43	4.5	<	B1.4	#	8	15	11.5	<0.1	0.1	2.60				
Dunas con céspedes del <i>Malcomietalia</i>	2230	B1.48	14.0	<	B1.4	#	8	15	11.5	0.4	3.00					
Dunas litorales con <i>Juniperus</i> spp.	2250	B1.63	31.8	#	B1.4	#	8	15	11.5	0.1	0.7	1.89				
Dunas con vegetación esclerófila de <i>Cisto-Lavanduletalia</i>	2260	B1.64	120.5	#	B1.4	#	8	15	11.5	2.1	6.7	5.37				
Dunas con bosques de <i>Pinus pinea</i> y/o <i>Pinus pinaster</i>	2270	G3.7	70.8	=	G3.7	(#)	3	15	9.0	0.4	0.3	8.22				
Brezales húmedos atlánticos de <i>Erica tetralix</i>	4010	F4.11	<0.1	=	F4.11	(#)	10	20	15.0	4.3	1.1	0.72				
Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de <i>Erica ciliaris</i> y <i>Erica tetralix</i>	4020	F4.12	408.9	#	F4.11	(#)	10	20	15.0	3.95	230.8	4.2	2.26			
Brezales secos europeos	4030	F4.2	5559.4	=	F4.2	##	10	20	15.0	32.9	0.6	3.95				
Brezales secos atlánticos costeros de <i>Erica vagans</i>	4040	F4.234	25.3	<	F4.2	##	10	20	15.0	20	30	25.0				
Brezales alpinos y boreales	4060	F2.2	921.7	<	F2	#	5	15	10.0	12.5	1.4	2.54	3.66			
Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga	4090	F7.4	6661.1	#	F4.2/F2	###	5	15	10.0	57.4	0.9	1.51	819.0	12.3	1.80	
Formaciones estables xerotermófilas de <i>Buxus sempervirens</i> en pendientes rocosas (<i>Berberidion</i> p.p.)	5110	F3.12	486.8	#	F5	(#)	20	30	25.0					176.7	15.0	1.85
Formaciones montanas de <i>Cytisus purgans</i>	5120	F3.21	1174.4	#	F2	#	5	15	10.0	2.1	0.2	3.24				
Matorral arborecente con <i>Juniperus</i> spp.	5210	F5.13	2246.9	<	F5	(#)	20	30	25.0							
Matorrales arborecentes con <i>Ziziphus</i>	5220	F5.171	55.3	<	F5	(#)	20	30	25.0							
Matorrales arborecentes con <i>Laurus Nobilis</i>	5230	F5.18	1.4	<	F5	(#)	20	30	25.0							
Formaciones bajas de euphorbia próximas a acantilados	5320	F5.517	1.3	<	F5	(#)	20	30	25.0							
Matorrales termomediterráneos y pre-estepicos	5330	F5.5	4075.8	<	F5	(#)	20	30	25.0							
Matorrales de tipo frigánico del Mediterráneo occidental de cumbres de acantilado (<i>Astragalo-Pantaginietum subulatae</i>)	5410	F7.11	2.2	#	F4.2	##	10	20	15.0							
Prados calcáreos o basófilos de <i>Alysso-Sedion albi</i>	6110	E1.11	75.0	#	E1.3/E1.26	(#)##	15	25	20.0							
Prados pirenaicos silíceos de <i>Festuca espiraea</i>	6140	E4.314	477.4	<	E4.3	#	5	10	7.5	377.1	79.0	1.82	476.8	99.9	7.47	
Prados ibéricos silíceos de <i>Festuca indigesta</i>	6160	E4.36	312.7	<	E4.3	#	5	10	7.5	13.2	4.2	1.32	216.2	69.1	1.55	
Prados alpinos y subalpinos calcáreos	6170	E4.4	1189.2	<	E4.4	#	5	10	7.5	223.3	18.8	2.00	536.9	45.1	3.96	
Prados secos seminaturalistas y facies de matorral sobre sustratos calcáreos (<i>Festuco-Brometalia</i>)	6210	E1.2	783.9	#	E1.26	##	15	25	20.0							
Zonas subestepicas de gramíneas y anuales de <i>Thero-Brachypodietum</i> o <i>Thero-Brachypodietum</i> sobre sustratos silíceos de zonas montañosas	6220	E1.3	5024.3	=	E1.3	(#)	15	25	20.0							
Dehesas perennifolias de <i>Quercus</i> spp.	6230	E1.71	442.0	=	E1.7	##	10	15	12.5							
Prados con molinias sobre sustratos calcáreos, turbosos o arcillo-limónicos (<i>Molinion caeruleae</i>)	6310	E7.3	5133.4	#	E1.3	(#)	15	25	20.0							
Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del <i>Molinion-Holoschoenion</i>	6420	E3.1	257.5	#	E3.52	#	10	20	15.0	0.2	0.1	3.57	0.4	0.1	1.23	
Megaflores eutrofios higrofílos de las orillas de la llanura y de los pisos montano a alpino	6430	E5.5	75.1	#	E4.3/E4.4	###	5	10	7.5	34.3	45.7	1.49	67.3	89.6	3.45	
Prados pobres de siega de baja altitud (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	6510	E2.2	234.9	=	E2.2	(#)	20	30	25.0							

Continuación Tabla 1.

Nombre (Anexo I Directiva Hábitats)	Código HABITATS ^a	Código EUNIS ^b	Área evaluada (km ²)	Adecuación CC asignada ^c	Código EUNIS de la CC asignada	Fiabilidad de la CC asignada ^d	CC mínima ^e	CC máxima ^e	CC empleada en la evaluación	Área con CC _{sup} (%)	Media de la CC _{sup} (kg N ha ⁻¹) CHIMERE ^h
						#	10	15	27.2	56.3	34.3
						(#)	10	20	15.0	4.37	71.0
Depresiones sobre sustratos turbosos del <i>Rhynchosporion</i>	7150	D2.3H1	37.8	<	D2	#	10	15	12.5	14.2	37.5
Manantiales petrificantes con formación de tuf (Cratoneurión)	7220	C2.121	13.0	#	D4.1	(#)	15	30	22.5	35.7	2.9
Turberas bajas alcalinas	7230	D4.1	18.7	=	D4.1	(#)	15	30	22.5	50.8	13.3
Bosques de <i>Luzulo-Fagetum</i>	9110	G1.61	48.4	<	G1.6	(#)	10	20	15.0	34.3	1.47
Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (Quercion robori-petraeae o <i>Ilici-Fagenion</i>)	9120	G1.62	1226.9	<	G1.6	(#)	10	20	15.0	35.7	0.60
Hayedos calcícolas medioeuropeos del Cephalanthero-Fagion	9150	G1.66	381.6	<	G1.6	(#)	10	20	15.0	3.32	0.39
Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos de <i>Tilio-Acerion</i>	9180	G1.A	18.4	=	G1A	(#)	15	20	17.5	3.1	0.88
Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i>	91B0	G1.7C6	91.3	<	G1	##	10	20	15.0	0.7	0.8
Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion. Alnion incanae. Salicion albae)	91	G1.21	164.6	<	G1	##	10	20	15.0	5.6	0.78
Robledales galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i>	9230	G1.7B	2158.1	<	G1	##	10	20	15.0	3.98	4.7
Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Quercus canariensis</i>	9240	G1.77	896.4	<	G1	##	10	20	15.0	2.0	0.2
Bosques de <i>Castanea sativa</i>	9260	G1.7D	262.1	<	G1	##	10	20	15.0	19.5	4.29
Bosques galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i>	92A0	G1.3	300.5	<	G1	##	10	20	15.0	2.1	0.7
Bosques galería de ríos de caudal intermitente mediterráneos con <i>Rhododendron ponticum</i> . <i>Salix</i> y otras	92B0	G1.1	6.2	<	G1	##	10	20	15.0	2.1	0.7
Galerías y matarrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>)	92D0	F9.3	277.2	#	F5	(#)	20	30	25.0	2.3	0.2
Bosques de <i>Olea</i> y <i>Cerasinia</i>	9320	G2.4	200.4	#	G2.1	(#)	10	20	15.0	4.35	11.7
Alcornocales de <i>Quercus suber</i>	9330	G2.11	1428.9	<	G2.1	(#)	10	20	15.0	17.9	6.8
Bosques de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i>	9340	G2.12	5877.6	<	G2.1	(#)	10	20	15.0	3.27	1.8
Bosques de <i>Ilex aquifolium</i>	9380	G2.6	24.1	#	G1A	(#)	15	20	17.5	2.3	0.6
Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i>	9430	G3.3	141.2	<	G3	##	5	15	10.0	54.6	3.38
Abetales de <i>Abies pinsapo</i>	9520	G3.19	10.9	#	G3.7	(#)	3	15	9.0	38.7	8.6
Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos	9530	G3.5	1494.7	=	G3.5	(#)	15	15	15.0	37.0	203.9
Pinares mediterráneos de pinos mesogeános endémicos	9540	G3.7	92.0	=	G3.7	(#)	3	15	9.0	<0.1	14.3
Bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp.	9560	G3.9	1109.0	<	G3	##	5	15	10.0	4.4	2.09
Bosques de <i>Tetraclinis articulata</i>	9570	G3.96	0.3	<	G3	##	5	15	10.0	56.8	5.1

^a: código del hábitat evaluado de acuerdo a la clasificación recogida en el Anexo I de la Directiva Hábitats; ^b: código del hábitat evaluado de acuerdo a la clasificación EUNIS de la Agenda Europea del Medioambiente; ^c: grado de concordancia entre la categoría EUNIS a la que se asigna una CC y el tipo de hábitat evaluado en la Red Natura 2000: “<”: la CC está asignada a una categoría EUNIS que incluye el tipo de hábitat de la red Natura 2000 evaluado, “=”: la CC asignada corresponde a una categoría EUNIS que coincide exactamente con el tipo de hábitat de acuerdo a la clasificación de la Red Natura 2000 evaluado, “#”: la fiabilidad de la CC para este tipo de hábitat; ^d: criterio de experto, de acuerdo con la revisión de Bobbink y Hettelingh (2011); ^e: CC recogidas en la revisión de Bobbink y Hettelingh (2011); ^f: summa de las áreas que exhiben CC_{sup}, expresadas en porcentaje (%) del área total (km²); ^g: summa de las áreas que exhiben CC_{sup}, expresadas en porcentaje (%) del área evaluada para ese tipo de hábitat; ^h: CC_{sup} promediada y ponderada de cada tipo de hábitat

^a: code of habitat type assessed, according to Annex I of Habitat Directive; ^b: code of habitat type assessed, according EUNIS classification; ^c: “<”: CC assigned to a EUNIS category that includes this Natura 2000 habitat type, “=”: CC assigned to a EUNIS category that matches the Natura 2000 classification (exact fitting); “#”: none CC is defined for this particular habitat type; ^d: the reliability is qualitatively indicated by “#”: reliable, “#”: quite reliable and “#”: expert judgment; ^e: Empirical critical loads according to Bobbink and Hettelingh (2011); ^f: Sum of areas showing CC_{sup}, expressed as percentage of the assessed area; ^g: Sum of areas showing CC_{sup}, expressed as total surface (km²); ^h: CC_{sup} averaged and weighted for each habitat type.