Universidad de León
Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental
Área de Ecología

Efectos de las perturbaciones en la disponibilidad de nutrientes en brezales de *Calluna vulgaris*

Cristina Villalón Robles

Directores de Tesis:

Dra. Elena Marcos Porras
Dr. Estanislao de Luis Calabuig

Memoria para optar al título de Doctor por la Universidad de León

León, Mayo 2014

Esta Tesis doctoral ha sido posible gracias al proyecto de investigación LE0
LE039A09 subvencionados por la Junta de Castilla y León y al proyecto CGL200
C02-01/BOS, subvencionado por el Ministerio de Educación y Ciencia de España.

Área de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales

Campus de Vegazana, Universidad de León

24071, León

A mi FAMILIA

A Luis

A mis amigos de verdad

A todas las personas que me han ayudado y enseñado

AGRADECIMIENTOS

Siempre he considerado la labor investigadora como una pieza fundamental de nuestra sociedad y, lamentablemente, hoy día estamos perdiendo a muchos potenciales científicos, investigadores e intelectuales porque no se pueden quedar a estudiar o enseñar (también se aprende de los que aprenden) en nuestras Universidades. Yo si pude y me siento una privilegiada. Gracias.

He de reconocer que compaginar una Tesis con el trabajo ha sido muchas veces estresante, pero ha merecido la pena. Gracias a mis directores, Tanis y Elena, por todo lo que me han enseñado y aportado. Gracias a Reyes y a Leo por su tiempo y su disposición. Gracias a Luz por su apoyo. Y, por supuesto, gracias 'enormes' a todas las personas que salieron al campo a muestrear.

Gracias a mi familia; mi padre, mi madre y mis hermanas (Mª José, Margarita y Patricia). Son un soporte capital para mí. Lo mejor de todo es que cada día cuento con TODOS ellos. Aún así, he de reconocer que mis sobrinos Diego y Andrea han conseguido, en muy poco tiempo, colocarse a la vanguardia de mis prioridades familiares.

Luis. Gracias por ti y por estar a mi lado, por el día 31 de mayo de 2014, por todo lo que me has enseñado, por tu paciencia, tu energía, tu apoyo, tu tiempo y… tu ordenador.

Por último, gracias a mis amigos y amigas porque el hecho de que siempre estén ahí hace que todo sea más fácil. También soy afortunada y una privilegiada por las personas que me rodean.

Gracias a todos.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1. Introducción general. 13

1.1. Origen y desarrollo de los brezales de *Calluna vulgaris*. 15

1.2. Situación de los brezales europeos de *Calluna* vulgaris. 19

1.3. Situación en España. 22

1.4. Justificación del estudio. 23

1.5. Objetivos. 25

1.6. Esquema general de la Tesis. 26

1.7. Bibliografía. 27

CAPÍTULO 2. Zona de estudio general. 33

2.1. Situación geográfica. 35

2.2. Características climáticas. 36

2.3. Características edáficas y geológicas. 37

2.4. Vegetación. 38

2.5. Características socioeconómicas. 39

2.6. Bibliografía. 42

CAPÍTULO 3. La quema como posible herramienta de control de los niveles de nutrientes de los brezales de la Cordillera Cantábrica. 43

Resumen 45

3.1. Introducción. 45

3.2. Material y métodos. 48

3.2.1. Diseño experimental. 48

3.2.2. Almacenamiento de nutrientes en la biomasa de Calluna. 49

3.2.3. Almacenamiento de nutrientes en los estratos orgánico y mineral del suelo. 50

3.2.4. Pérdida de nutrientes del suelo por lixiviado. 51

3.2.5. Análisis de datos. 52

3.3. Resultados. 53

3.3.1. Características generales de los suelos de las zonas de estudio. 53

3.3.2. Caracterización de las cenizas producidas tras la quema. 53

3.3.3. Cambios en la reserva de nutrientes de la biomasa de *Calluna* y de los horizontes superficiales del suelo tras el fuego. 54

3.3.4. Dinámica del pH y del fósforo tras la quema experimental. 55
3.3.5. Dinámica del nitrógeno tras la quema experimental. 58
3.3.6. Pérdida de nutrientes por lixiviado. 60
3.3.7. Recuperación de nutrientes en la biomasa aérea de *Calluna vulgaris* y en el suelo. 63
3.4. Discusión. 64
3.4.1. Efectos de las quemas experimentales en la reserva de nutrientes de suelo y vegetación. 64
3.4.2. Dinámica temporal del pH y la concentración de nutrientes tras la quema experimental. 66
3.4.3. Pérdida de nutrientes del suelo por lixiviado. 68
3.4.4. Recuperación de la reserva de nutrientes. 69
3.5. Conclusiones. 70
3.6. Bibliografía. 71

CAPÍTULO 4. Efectos de la deposición atmosférica de nitrógeno en los callunares de alta montaña. Implicaciones en el contenido de nitrógeno y fósforo de plantas y suelo. 75
Resumen. 77
4.1. Introducción. 77
4.2. Material y métodos. 81
4.2.1. Diseño experimental. 81
4.2.2. Determinación de la deposición atmosférica de nutrientes. 82
4.2.3. Producción y contenido en nitrógeno y fósforo en la hojarasca y los brotes de *Calluna*. 82
4.2.4. Características abióticas y químicas del suelo. 83
4.2.5. Análisis de datos. 84
4.3. Resultados. 85
4.3.1. Deposición atmosférica de nutrientes. 85
4.3.2. Condiciones abióticas del suelo. 86
4.3.3. Características químicas del suelo. 87
4.3.4. Producción de hojarasca. 90
4.3.5. Contenido de nitrógeno y fósforo en los brotes de *Calluna* y relación N:P. 90
4.4. Discusión. 93
4.4.1. Deposición atmosférica de N. 93

4.4.2. Efectos de la deposición de N en el suelo. 95
4.4.3. Efectos de la deposición de N en los brotes de *Calluna*. 96
4.5. Conclusiones. 99
4.6. Bibliografía. 100

CAPÍTULO 5. Efectos de la interacción de la quema prescrita y la simulación de deposición atmosférica de nitrógeno en la disponibilidad de nutrientes de los brezales de la Cordillera Cantábrica. 105
Resumen. 107
5.1. Introducción. 107
5.2. Material y metodos. 110
5.2.1. Diseño experimental. 110
5.2.2. Contenido de nutrientes en los brotes de *Calluna*. 111
5.2.3. Análisisd de las características del suelo. 111
5.2.4. Análisis de datos. 112
5.3. Resultados. 113
5.3.1. Variación de la concentración de N en *Calluna vulgaris* como resultado de la simulación de la deposición atmosférica de N y de la interacción entre la quema experimental más la fertilización. 113
5.3.2. Efectos de la interacción entre la quema experimental y la fertilización en la disponibilidad de nutrientes en el suelo. 115
5.3.3. Relación entre el contenido de nitrógeno y fósforo del suelo y las condiciones abióticas del mismo. 120
5.4. Discusión. 121
5.4.1. Variación de la concentración de N en *Calluna vulgaris* como resultado de la simulación de la deposión atmosférica de N y de la interacción entre la quema experimental más la fertilización. 121
5.4.2. Disponibilidad de nutrientes del suelo como resultado de la interacción entre la quema y la fertilización. 123
5.4.3. Relación entre el contenido de nutrientes de los suelos con la humedad y la temperatura. 125
5.5. Conclusiones. 127
5.6. Bibliografía. 127

CAPÍTULO 6. Discusión general. 133

6.1. Discusión general. 135

6.2. Bibliografía. 139

CONCLUSIONES. 143

CAPÍTULO 1

Introducción general

1.1. ORIGEN Y DESARROLLO DE LOS BREZALES DE *Calluna vulgaris*

Desde los puntos de vista ecológico y fisonómico las comunidades de brezal son aquellas en las que las especies dominantes son arbustivas esclerófilas (Specht, 1979). Estas especies que pertenecen por lo general a la familia de las Ericáceas se entremezclan habitualmente con pastizales ácidos (Figura 1.1), helechos y otros matorrales dispersos (Bartolomé *et al.*, 2005).

Figura 1.1. Brezales dominados por *Calluna vulgaris* (L.) Hull en la Cordillera Cantábrica. (Foto: E. Marcos)

Los brezales de *Calluna vulgaris* están situados y adaptados a suelos pobres en nutrientes (Gimingham, 1972; Specht, 1979; Britton *et al.*, 2003; Schmidt *et al.*, 2004) y pH ácido (Mitchell *et al.*, 1999) donde otras especies competidoras como las herbáceas están normalmente en desventaja (Sedláková y Chytrý, 1999). Estas características les hacen sensibles tanto a la eutrofización como a la acidificación derivadas de las elevadas deposiciones atmosféricas de nitrógeno (Bobbink *et al.*, 2002). Así, por ejemplo, la entrada de N por deposiciones atmosféricas puede conllevar el aumento de cobertura de las especies herbáceas (Rowe *et al.*, 2008), la pérdida de biodiversidad (Evans *et al.*, 2006), y la modificación en la composición de especies debido al cambio en el equilibrio de competencia interespecífica (Hicks *et al.*, 2000).

En el pasado, estos brezales experimentaron diferentes acontecimientos de expansión y regresión a lo largo del norte de Europa paralelamente a los cambios climáticos que tuvieron lugar a finales del Terciario, hecho que sugiere que la distribución actual es el resultado de esos episodios y que la reciente recolonización pudo haber ocurrido al final del último

período glacial, que terminó aproximadamente hace 10.000 años AC, momento en el cual se produjo una expansión de bosques deciduos que reemplazaron a los hábitats abiertos como los brezales (Fagúndez, 2013).

Actualmente, es comúnmente aceptado que, desde el Neolítico, los brezales se han desarrollado y perpetuado a partir de clareos forestales gracias al pastoreo y a la quema y que, a lo largo de los años, esa gestión ganadera ha originado paisajes (Figura 1.2) en los cuales tanto los distintos hábitats como las comunidades de flora y fauna dependientes de ellos son sostenibles sólo mediante la continuación de esas prácticas (Bignal y McCracken, 1993). En el caso específico de los brezales dominados por *Calluna vulgaris*, las técnicas tradicionales de gestión dirigidas al pastoreo son las que han mantenido estas comunidades, ya que implican la exportación regular de nutrientes del sistema, evitando así la evolución en la sucesión hacia comunidades arboladas (Webb, 1998; Read *et al*., 2002).

Figura 1.2. La quema y el pastoreo crean un patrón característico en los brezales, como este paisaje de Escocia. (Fuente: The HEATHCULT Project, 2001)

A finales del siglo XIX los brezales constituían el tipo de vegetación más extendido en el sur de Suecia, oeste de Noruega, norte de Alemania, Dinamarca, Gran Bretaña, Irlanda y Bélgica, la mayor parte de Holanda y numerosas zonas de Francia y España (Gimingham y De Smidt, 1983) pero, a partir de ese momento, tanto esas comunidades como los hábitats íntimamente asociados a ellas (como por ejemplo las zonas pantanosas) experimentaron un marcado descenso en el oeste de Europa (Webb, 1998).

Este declive ha sido ocasionado por cambios en las actividades humanas y en los usos del suelo (Figura 1.3) (Fagúndez, 2013) como es el abandono de las prácticas tradicionales agroganaderas y su reemplazo por la ganadería extensiva (Webb, 2002). El resultado más evidente ha sido la fragmentación del hábitat así como la homogeneización del medio si bien, y gracias a la actual gestión forestal y a una serie de exitosos métodos de restauración, muchas de estas áreas de brezal han vuelto a restablecerse (Cristofoli *et al*., 2010).

Figura 1.3. Proceso de conversión de un brezal en pastizal, campo de cultivo y bosque, en ausencia de prácticas tradicionales de gestión. (Fuente: The HEATHCULT Project, 2001)

En la actualidad, los brezales se extienden desde la costa sudoeste de Noruega hasta el norte de España (Figura 1.4), estando particularmente bien representados en Escocia (Gimingham *et al*., 1979; Ratcliffe y Thompson, 1988), particularmente en la zona sub-montana (Ratcliffe y Thompson, 1988). En Europa, estas comunidades alcanzan su distribución más meridional en la cordillera Cantábrica, al norte de España, donde se distribuyen entre los 500 y los 2.600 m de altitud, con la representación más elevada en los Picos de Europa, a 2.650 m (Alonso, 1994).

Las comunidades de brezal dominadas por *Calluna vulgaris* conforman paisajes culturales de la Europa atlántica (Figura 1.5), que han sido modelados por el hombre y juegan un papel crucial en el paisaje tradicional europeo además de poseer un importante valor cultural y natural (Niemeyer *et al*., 2005; Diemont *et al*., 2013a; Fagúndez, 2013). Se trata de uno de los tipos de paisaje cultural más antiguos de Europa, con gran valor deportivo, turístico, paisajístico y conservacionista, que ha condicionado que se haya llevado a cabo en ellos

numerosos estudios ecológicos por lo que, hoy en día, son reconocidos los beneficios que aportan a la sociedad en cuanto a la conservación de la naturaleza y a la belleza de sus paisajes (Hanley *et al.*, 1998).

Figura 1.4. Distribución de los brezales de *Calluna vulgaris* en Europa. (Fuente: The HEATHCULT Project, 2001)

Por todo ello, las comunidades de brezal dominadas por *Calluna vulgaris* (L.) Hull han sido reconocidas por su especial valor ecológico y necesidad de conservación (Directiva Hábitat 92/43/EEC; Pakeman *et al.*, 2003) y su importancia ha sido tenida en cuenta a nivel internacional, de forma que muchas forman parte de la Red Europea Natura 2000 (Alonso, 2004).

Figura 1.5. Método tradicional de construcción centroeuropeo, utilizando brezo en la cobertura del tejado. Norte de Alemania. (Fuente: The HEATHCULT Project, 2001)

1.2. SITUACIÓN DE LOS BREZALES EUROPEOS DE *Calluna vulgaris*

Los cambios en los usos del suelo, la falta de gestión y las deposiciones atmosféricas de nitrógeno han contribuido a un descenso considerable de las áreas previamente ocupadas por los brezales desde la segunda mitad del siglo XIX (Aerts y Heil, 1993; Carroll *et al.*, 1999; Alonso, 2004). De hecho, el abandono de técnicas tradicionales como el pastoreo o la quema controlada se considera uno los principales responsables del declive de los brezales durante las últimas décadas (Pitcairn *et al.*, 1991; Calvo *et al.* 1992, 2002) por lo que la gestión correcta del hábitat puede ser una herramienta de gran impacto y valor en la ecología de estos ecosistemas (Barker *et al.*, 2004).

Otro factor responsable de esta disminución es el incremento de nutrientes en los suelos, particularmente el incremento en nitrógeno (Sedláková y Chytrý, 1999). Aunque una pequeña parte del mismo proceda de los lentos procesos de mineralización (Raison *et al.*, 1987; Springob y Kirchmann, 2003) de la materia orgánica acumulada en los horizontes del suelo (Gallardo *et al.,* 2009), la gran mayoría proviene de las deposiciones atmosféricas de N (White *et al.*, 1996), las cuales alcanzaron un importante incremento durante el siglo pasado (Zhang *et al.,* 2002) y en otros casos del uso de fertilizantes químicos a finales del siglo XIX

que tuvo como resultado la mejora de amplias zonas de brezal y su conversión en campos de cultivo (Diemont *et al*., 2013b).

El aumento de la deposición atmosférica de N y su contribución a la deposición ácida (Aerst *et al*., 1990; Carpon *et al*., 1994; Hicks *et al*., 2000; Power *et al*., 1998, 2004; Carrol *et al*., 1999; Marcos *et al*., 2003; Pilkington *et al*., 2007), asociado a los cambios en las prácticas de gestión, ha originado cambios en la composición de especies de estos brezales (Terry *et al*., 2004), con un aumento, en la mayoría de los casos, de especies invasivas no palatables como *Molinia caerulea*, *Nardus strictra* y *Pteridium aquilinum* (Anderson y Yalden 1981; Bardgett *et al*., 1995). Por ejemplo, en los Países Bajos, cantidades elevadas de deposición de N han llevado a la conversión (Figura 1.6) de brezales de *Calluna vulgaris* en pastizales (Barker *et al*., 2004).

Otro de los efectos negativos del aumento en la deposición de nitrógeno en estos brezales es el aumento en la producción de biomasa, la acumulación de materia orgánica en el suelo, la aceleración del ciclo de nutrientes (Berdowski y Zeilinga 1987; Berendse 1998; Hartley *et al*., 2003; Schmidt *et al*., 2004; Nielsen *et al*., 2009) lo que puede llevar a que se alcancen de forma rápida los valores de saturación de nitrógeno en el sistema (Johnson *et al*., 1998).

Figura 1.6. Colonización por *Molinia caerulea* de un brezal de *Calluna vulgaris* en el norte de Alemania, como consecuencia de las elevadas deposiciones de nitrógeno. (Foto: L. Calvo)

Por estos motivos, a finales del siglo XX comienzan a definirse las cargas críticas de nitrógeno (Kuylenstierna, *et al*., 1998; Rodríguez-Lado y Macías, 2006; Lorenz y Granke,

2009), entendiéndose como tal la cantidad estimada de exposición a N (tanto como NHx o NOx), debajo de la cual no se producen cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Grennfelt y Thörnelöf, 1992). Para las comunidades de brezal seco, las deposiciones de N deberían ser menores de 10-20 Kg ha^{-1} (Bobbink y Hettelingh, 2011), cargas que son superadas en muchos lugares a pesar de la disminución significativa de las entradas de N detectadas a partir de los 80 (Diemont *et al.*, 2013b).

Este hecho, hace necesaria la utilización de técnicas apropiadas de gestión, que impidan su deterioro y su colonización por especies favorecidas por un incremento en la cantidad de nutrientes disponibles en el sistema, por lo que es indispensable conocer el funcionamiento de los nutrientes en estos ecosistemas para efectuar una adecuada toma de decisiones. De las técnicas de gestión tradicionales aplicadas a los brezales de *Calluna vulgaris*, la utilización secular del fuego ha sido la herramienta más utilizada (Mallik y Gimingham, 1983), junto con el pastoreo (Pakeman *et al.,* 2003), y la responsable de su permanencia en Europa (Gimingham, 1985).

Desde un punto de vista conservacionista es importante saber hasta qué punto la quema prescrita puede compensar la deposición atmosférica o si se necesita combinarla con técnicas de gestión más intensas (Niemeyer *et al*., 2005) con el objeto de eliminar una carga excesiva de nutrientes. En los brezales bien gestionados, el fuego elimina las partes de brezal más viejas, leñosas y menos nutritivas y jugosas para los herbívoros (Mallik y Gimingham, 1983) evitando que *Calluna vulgaris* pierda vigor ya que, al envejecer, las plantas pasan a tener más porción leñosa y menos brotes verdes (Hobbs y Gimingham, 1984). La importancia fundamental de esta herramienta consiste en que en los brezales bien gestionados, las plantas de *Calluna vulgaris* raramente alcanzan un estado maduro o fase degenerativa, ya que el fuego se aplica durante la fase de crecimiento y se inicia una sucesión secundaria post-fuego (Mallik y Gimingham, 1983). El propósito fundamental del fuego, por tanto, consiste en interrumpir el proceso de envejecimiento de *Calluna vulgaris* y prevenir la invasión de las especies arbóreas (Hobbs y Gimingham, 1984).

Sin embargo, en los últimos años se está planteando que algunas técnicas de gestión utilizadas en la restauración de brézales de *Calluna* pueden tener incluso un impacto negativo a largo plazo en el balance de nutrientes. Esto ocurre con la eliminación del horizonte orgánico, técnica ampliamente utilizada en los brezales europeos, que puede disminuir la cantidad de fósforo disponible en el suelo, tal y como ocurre en los brézales

alemanes estudiados por Härdtle *et al.* (2009), y conducir a que especies herbáceas como *Molinia* tengan una mayor ventaja competitiva frente al resto en situaciones con bajos niveles de P (Friedrich *et al.,* 2012). Tal y como señalan Diemont *et al.* (2013b), las diferentes condiciones climáticas y edáficas, en las que se desarrollan los brezales de *Calluna*, determinarán los cambios que sobre ellos causen las deposiciones de nitrógeno y la técnica de gestión más adecuada para mantenerlos.

1.3. SITUACIÓN EN ESPAÑA

Los brezales de *Calluna vulgaris*, alcanzan sus límites ecológicos y geográficos en los climas más continentales como el oeste europeo (Sedláková y Chytrý, 1999), encontrando en España su localización más meridional (Cuesta et al., 2009), y parte del reconocimiento como comunidades de alto valor de conservación deviene de su considerable pérdida geográfica (Pakeman *et al*., 2003). No obstante, estos brezales ocupan todavía amplias áreas del noroeste de la Península Ibérica, especialmente en las zonas más pobres y marginadas (García *et al.,* 2012), coincidiendo en su mayor parte con la Cordillera Cantábrica.

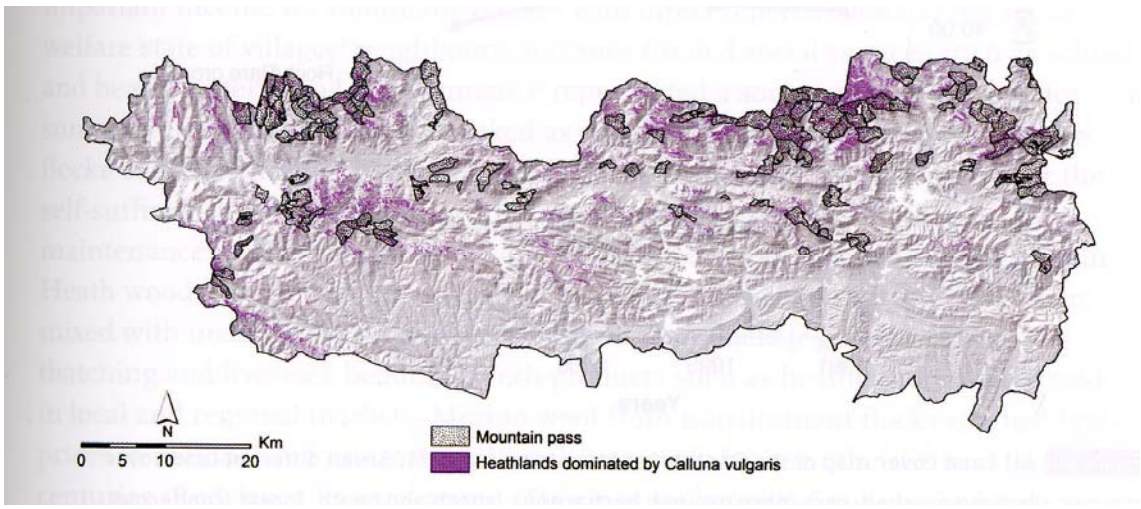


Figura 1.7. Localización de los puertos de montaña en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica y distribución de los brezales alpinos y boreales dominados por *Calluna vulgaris* (basado en los resultados de Morán-Ordóñez *et al*. 2012)

En esta zona, dichos brezales se localizan preferentemente en los puertos de montaña (Figura 1.7), que eran tradicionalmente aprovechados en verano para el pastoreo trashumante de ganado ovino. En estas áreas, el uso del terreno se distribuía en tres grandes bandas: los puertos (zonas de pasto sólo utilizadas en verano), las laderas (en donde se localizaban, entre

otros, los pacederos) y los llanos de fondo de valle. Los matorrales se intercalaban con zonas de claros en una franja localizada en la base de las laderas, que son zonas de pendiente suave o media, que normalmente eran utilizadas por los pastores como pasto comunal (Gómez, 1991).

El pastoreo se asociaba con prácticas como la quema y la corta con el objetivo de aumentar las zonas de pastos y la calidad del forraje (Calvo *et al.*, 2002). Sin embargo, desde la década de los 60, se han perdido las prácticas de gestión tradicionales (pastoreo, quema, etc.), lo que ha condicionado el actual declive de estas comunidades (Calvo *et al.* 2002, 2007)

Por otra parte, y al igual que ocurre en Europa, la progresiva industrialización ha supuesto un incremento en las emisiones de sustancias a la atmósfera, lo que conlleva un empeoramiento paulatino de la calidad del aire (Fernández-Salegui y Terrón, 2003) que implica que la deposición ácida de nitrógeno aumente (Hicks *et al.*, 2000), tanto en sus formas oxidadas como reducidas. En el marco de la Unión Europea (UE-27), España fue el país que más incumplió la normativa europea de calidad de aire en 2010 al ser el único que excedió los límites legales de tres de los cuatro contaminantes que se miden (SOx, NOx y NH3). Respecto a la evolución de las emisiones de NO_x y NH_3, en el marco de la Directiva 2001/81/CE sobre los techos nacionales de emisión establecidos para el año 2010, España incumplió la legislación para ambos contaminantes. En el análisis efectuado para el periodo 1990-2010 se observó un incremento del 18% en la concentación atmosférica de NH_3.

1.4. JUSTIFICACIÓN DEL ESTUDIO

Los ecosistemas de brezal dominados por *Calluna vulgaris* han visto disminuida su área de distribución en los países del norte y centro de Europa debido fundamentalmente a la desaparición del manejo tradicional como la quema y corta, por cambios en políticas agrarias y razones socioeconómicas. Además del abandono de los usos tradicionales, otra de las posibles causas de esta disminución es el incremento en las deposiciones atmosféricas de nitrógeno (Marrs, 1993; Caporn *et al.*, 1994, Welch y Scott 1995; Armstrong *et al.*, 1997; Carrol *et al.*, 1999, Hester *et al.*, 1999; Mitchell *et al.*, 2000; Thirgood *et al.* 2002, Palmer *et al,.* 2003, Pitcairn *et al.,* 2003). El hecho de que estas comunidades estén situadas y adaptadas a suelos pobres en nutrientes, hace que un incremento en la concentración de alguno de los mismos,

como el nitrógeno, conlleve cambios importantes en la composición de la comunidad, con un aumento, en la mayoría de los casos, de especies invasivas no palatables como *Molinia caerulea*, *Nardus strictra* y *Pteridium aquilinum* (Anderson y Yalden 1981, Heil y Diemont, 1983; Aerst *et al.,* 1990; Bargett *et al.*, 1995; Britton *et al.,* 2000; Alonso *et al.*, 2001) y modificación en la tasa de circulación de los nutrientes en estos sistemas (Berendse, 1998; Hartley *et al.*, 2003). Todos estos aspectos han provocado que los brezales de *Calluna vulgaris* tengan un especial interés de conservación en la Unión Europea, incluyéndolos en la Directiva Hábitat 92/43 ECC en 1992 y muchas de estas áreas protegidas tienden a estimular ciertos manejos tradicionales, como la quema o el pastoreo, con el fin de intentar mantenerlas en el tiempo.

En España los brezales dominados por *Calluna vulgaris* son afectados por los mismos problemas que los europeos. La transformación de los usos tradicionales (Calvo *et al.*, 1992) ha modificado tanto su composición específica como su distribución. Estudios llevados a cabo desde el Área de Ecología de la Universidad de León han puesto de manifiesto que en estos procesos dinámicos, la especie dominante (*Calluna vulgaris*) puede ser desplazada por su competidora *Erica tetralix*, bajo determinadas circunstancias (Calvo *et al.*, 1992; Calvo *et al.*, 2003; Marcos *et al.*, 2003). Al mismo tiempo, otros estudios realizados en España (Rivero Fernández *et al.*, 1996) demuestran que hay un incremento en las deposiciones atmosféricas de nitrógeno en áreas de montaña.

El hecho de que estos brezales se encuentren en su límite de distribución más meridional y representen un sistema socio-cultural diferente respecto a otras áreas europeas, significa que es un excelente escenario para investigar y analizar el efecto que el manejo tradicional y las perturbaciones, como las deposiciones de nitrógeno, producen en su estructura y funcionamiento. Por lo tanto, esta Tesis Doctoral representa la primera investigación relacionada tanto con el funcionamiento de estos brezales como su alteración en su límite más meridional. Los resultados permitirán comparar su comportamiento con otros brezales situados en el centro de su área de distribución, así como establecer criterios de gestión adecuados para el mantenimiento de estas formaciones.

1.5. OBJETIVOS

El objetivo general de esta Tesis es analizar los cambios producidos en el contenido y dinámica de nutrientes de ecosistemas de brezal de *Calluna vulgaris,* provocados por factores de cambio global como la deposición atmosférica de nitrógeno y factores que simulan actividades antrópicas como las quemas (utilizadas como posibles herramientas de gestión), así como la interacción entre ambos. Se ha hecho especial hincapié en el efecto de estos factores en el contenido de nitrógeno y fósforo por ser los nutrientes más limitantes en estos ecosistemas. El estudio se ha llevado acabo en brezales de *Calluna vulgaris* de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, por encontrarse en su límite de distribución más meridional. Dado que estos brezales son considerados como hábitats prioritarios en la Unión Europea desde el punto de vista de la conservación, los resultados de este estudio definirán las estrategias de gestión que permitan su mantenimiento.

Este objetivo general se alcanzará a través de los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar el potencial de las quemas experimentales como herramientas de gestión para mantener bajos contenidos de nutrientes en el ecosistema de brezal, para lo cual se cuantificará la cantidad de nutrientes eliminados por dichas quemas tanto en el suelo como en la vegetación y su capacidad de recuperación. Estudiar los cambios que las quemas producen en el suelo y en las concentraciones de los nutrientes más limitantes: nitrógeno y fósforo.

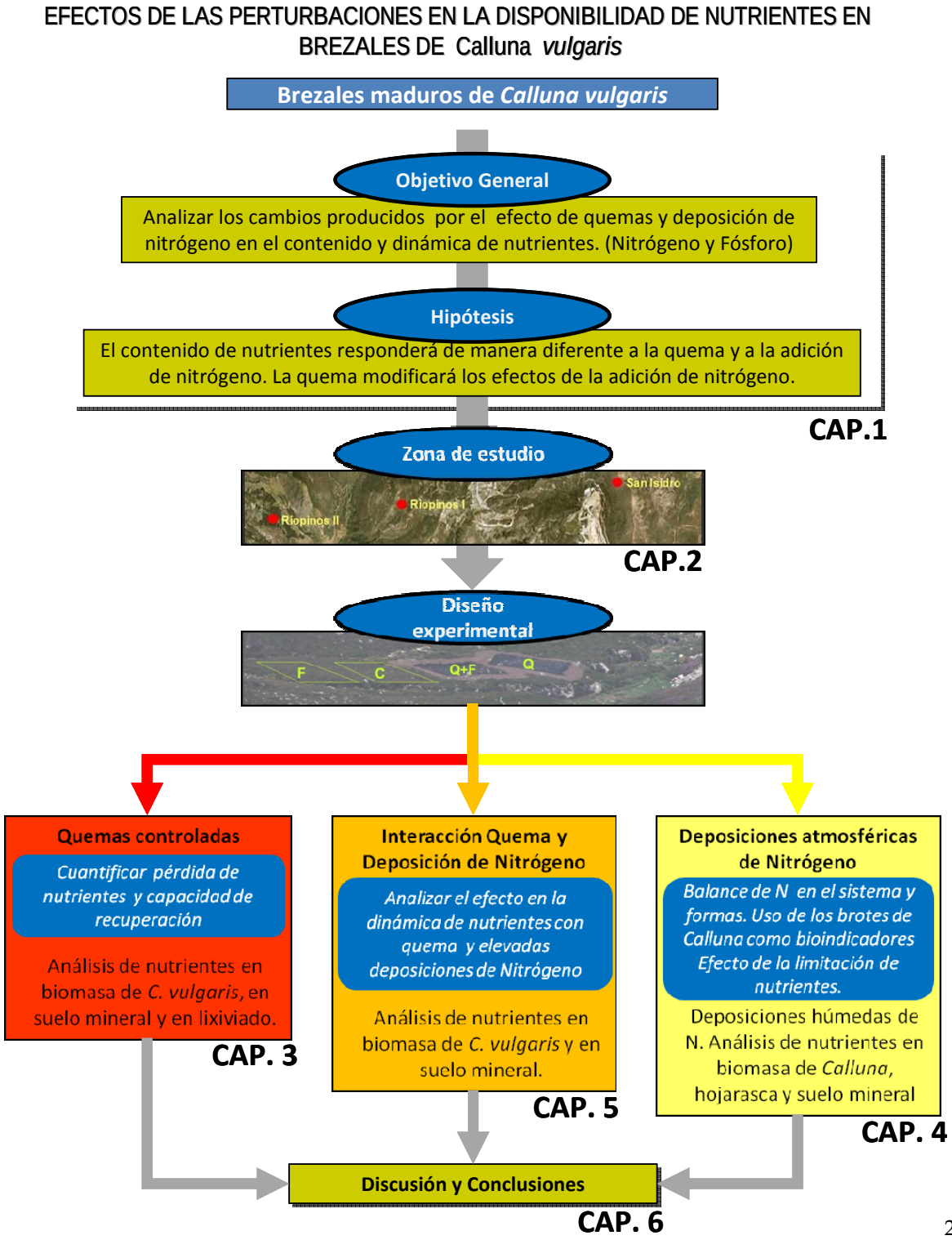
2. Cuantificar la entrada de nutrientes por vía húmeda en el ecosistema, analizando para ello las formas oxidadas y reducidas con el objeto de conocer cuál es la predominante.

3. Evaluar en condiciones de campo, el efecto que tienen las deposiciones atmosféricas de nitrógeno en el contenido de nitrógeno y fósforo del suelo y en su dinámica estacional. En este sentido se simula una deposición atmosférica de nitrógeno dos veces superior a la recogida en esta zona (56 Kg ha^{-1} $año^{-1}$).

4. Determinar el efecto que tienen las deposiciones simuladas de nitrógeno en el contenido de nitrógeno y fósforo de los tejidos foliares y leñosos de *Calluna vulgaris*, así como su dinámica estacional. Así mismo, se pretende evaluar la posible utilización del contenido foliar (%N) de *Calluna vulgaris* como bioindicador de la deposición atmosférica de N, y la relación N:P como indicador de la limitación de nutrientes en estos ecosistemas.

5. Analizar el efecto que la interacción entre la deposición simulada de nitrógeno y la realización de quemas controladas produce en el contenido de nutrientes del suelo y de la vegetación.

1.6. ESQUEMA GENERAL DE LA TESIS



1.7. BIBLIOGRAFÍA

Aerts, R.; Berendse, F.; De Caluwe, H.; Schmitz, M. 1990. Competition in heathland along an experimental gradient of nutrient availability. Oikos 57, 310-318.

Aerts, R.; Heil, G.W. 1993. *Heathlands, patterns and processes in a changing environment.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Alonso, I. 1994. Estudio ecológico y valoración de un sistema pastoral de la Montaña de León. Tesis Doctoral. Universidad de León, España.

Alonso I. 2004. La conservación de los brezales en Inglaterra. Ecosistemas 13, 1–9.

Alonso, I.; Hartley, S.E.; Thurlow, M. 2001. Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: interacting effects of nutrient and grazing regime. Journal of Vegetation Science 12, 249-260.

Anderson, P.; Yalden D.W. 1981. Increased sheep numbers and the loss of heather moorland in the Peak District, England. Biological Conservation 20, 195-213.

Armstrong H.M.; Gordon I.J.; Hutchings N.J.; Illius A.W.; Milne J.A.; Sibbald A.R. 1997. A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. II. The prediction of off take by sheep. Journal of Applied Ecology 34, 186-207.

Bargett, R.D.; Marsden, J.H.; Howard, D.C. 1995. The extent and condition of heather on moorland in the uplands of England and Wales. Biological Conservation 71, 155-161.

Barker, C.G.; Power, S.A.; Bell, J.N.B.; Orme, C.D.L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. Biological Conservation 120, 41-52.

Bartolomé, J.; Plaixats, J.; Fanlo, R.; Boada, M. 2005. Conservation of isolated Atlantic heathlands in the Mediterranean region: effects of land-use changes in the Montseny biosphere reserve (Spain). Biological Conservation 122, 81-88.

Berdowski, J.J.M.; Zeilinga, R. 1987. Transition from heathland to grassland, damaging effects of the heather beetle. Journal of Ecology 75, 159-175.

Berendse, F. 1998. Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems. Biogeochemistry 42, 73-88.

Bignal, E.; McCracken, D. 1993. Nature conservation and pastoral farming in the British uplands. British Wildlife 4 (6), 367-376.

Bobbink, R.; Ashmore, M.; Braun S.; Flückiger W.; Van der Wyngaert, I.J.J. 2002. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Acherman, B., Bobbink, R. (Eds.). Empirical critical loads for nitrogen. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. SAEFL, Berne 43-170 pp.

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).

Britton, A.; Marrs, R.H.; Pakeman, R.J.; Carey, P.D. 2003. The influence of soil type, drought and nitrogen addition on interactions between *Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa:* implications for heathland regeneration. Plant Ecology 166, 93–105.

Britton, A.J.; Marrs, R.H.; Carey, P.D.; Pakeman, R.J. 2000. Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, south east England. Biological Conservation 95, 227-232.

Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 1992. The effect of human factors (cutting, burning and uprooting) on experimental heathland plots. Pirineos 140, 15-27.

Calvo L.; Tárrega R.; Luis E. 2002. Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian Mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. Acta Oecologica 23, 81-90.

Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 2003. Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian Mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. Acta Oecologica 23, 81-90.

Calvo, L.; Alonso, I.; Marcos, E.; Luis, E. 2007. Effects of cutting and nitrogen deposition on biodiversity in Cantabrian heathlands. Applied Vegetation Science 10, 43-52.

Caporn, S.J.M.; Risager, M.; Lee, J.A.A. 1994. Effect of nitrogen supply on frost hardiness in *Calluna vulgaris* (L.) Hull. New Phytologist 128, 461-468.

Carroll, J.A.; Caporn, J.M.; Cawley, L.; Read, D.J.; Lee, J.A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. New Phytologist 141, 423-431.

Cristofoli, S. ; Piqueray, J. ; Dufrêne, M. ; Bizoux, J. P. ; Mahy, G. 2010. Colonization credit in restored wet heathlands. Restoration Ecology 18, 645-655.

Cuesta, D.; Taboada, A.; Calvo, L.; Salgado, J.M. 2009. Efectos de la quema como herramienta de gestión en la diversidad de carábidos (Coleoptera, Carabidae) en brezales dominados por *Calluna vulgaris* de la Cordillera Cantábrica. En: S.E.C.F. - Junta de Castilla y León (Eds.). Actas del 5º Congreso Forestal Español 5CFE01-348. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.

Diemont, H.; de Blust, G.; Heijman, W.; Siepel, H.; Webb, N. 2013a. Bridging economy and ecology in European heathlands. In: Diemont, H.; Heijman, W.; Siepel, H.; Webb, N. (Eds.) Economy and ecology of heathlands. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands. 19-30 pp.

Diemont, H.; Kramer, K.; Hommel, P.; Härdtle, W. 2013b. Impact of atmospheric N on growth in heathlands In: Diemont, H.; Heijman, W.; Siepel, H.; Webb, N. (Eds.) Economy and ecology of heathlands. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands. 259-272 pp.

European Commission. 1992. Council Directive of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (92/43/EEC).

European Commission. 2001. European Parliament and Council Directive of 23 October 2001 on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants (01/81/EC).

Evans, C.D.; Caporn, S.J.M.; Carroll, J.A.; Pilkington, M.G.; Wilson, D.B.; Ray, N.; Cresswell, N. 2006. Modelling nitrogen saturation and carbon accumulation in heathland soils under elevated nitrogen deposition. Environmental Pollution 143, 468-478.

Fagúndez, J. 2013. Heathlands confronting global change: drivers of biodiversity loss from past to future scenarios. Annals of Botany 111, 151-172.

Fernández-Salegui, A.B.; Terrón, A. 2003. Biomonitorización de la calidad del aire en los alrededores de La Robla (León). Ecosistemas 2003/2 (URL: http://www.aeet.org/ecosistemas/032/investigacion2.htm)

Friedrich, U.; Von Oheimb, G.; Kriebitzsch, W.U.; Schleßelmann, K.; Weber, M.S.; Härdtle, W. 2012. Nitrogen deposition increases susceptibility to drought: experimental evidence with the perennial grass *Molinia caerulea* (L.) Moench. Plant and Soil 353, 59-71.

Gallardo, A.; Covelo, F.; Morillas, L.; Delgado, M. 2009. Ciclos de nutrientes y procesos edáficos en los ecosistemas terrestres: especificidades del caso mediterráneo y sus implicaciones para las relaciones suelo-planta. Ecosistemas 18, 4-19.

García, R.R.; Fraser, M.D.; Celaya, R.; Mendes-Ferreira, L.M.; García, U.; Osoro, K. 2012. Grazing land management and biodiversity in the Atlantic European heathlands: a review. Agroforestry Systems. DOI 10.1007/s10457-012-9519-3.

Gimingham, C. H. 1972. Ecology of Heathlands. Chapman and Hall, UK.

Gimingham, C.H. 1985. Age-related interactions between *Calluna vulgaris* and phytophagous insects. Oikos 44, 12-16.

Gimingham, C.H.; Chapman, S.B.; Webb, N.R. 1979. *European Heathlands*. Ecosystems of the World: Heathlands and Related Shrublands. Volume 9A, 365-413. Ed. Specht, R. L. Elsevier, Amsterdam.

Gimingham, C.H.; De Smidt, J. 1983. Heaths as natural and semi-natural vegetation. In: Holzner, W.; Werger, M.J.A.; Ikusima, I. (Eds.). Man's impact on vegetation, 185-199 pp. The Hague, Dr. W. Junk Publishers.

Gómez, A. 1991. Labores agrícolas tradicionales en la provincia de León. Edición Caja España, Ediciones Leonesas, S.A.

Grennfelt, P.; Thörnelöf, E. (Eds.). 1992. Critical loads for nitrogen: a workshop report. Report Nord 1992, 41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Hanley, N.; Kirkpatrick, H.; Simpson, I.; Oglethorpe, D. 1998. Principles for the provision of public goods from agriculture: modelling moorland conservation in Scotland. Land Economics 74, 102-113.

Hárdtle, W.; Von Oheimb, G.; Gerke, A.K.; Niemeyer, M.; Niemeyer, T.; Assmann, T.; Drees, C.; Matern, A.; Meyer, H. 2009. Shifts in N and P budgets of heathland ecosystems: Effects of management and atmospheric inputs. Ecosystems 12, 298-310.

Hartley, S.E.; Gardner, S.M.; Mitchell, R.J. 2003. Indirect effects of grazing and nutrient addition on the hemipteran community of heather moorlands. Journal of Applied Ecology 40, 793-803.

Heil, G.W.; Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. Vegetatio 53, 113-120.

Hester A.J.; Gordon I.J.; Baillie G.J.; Tappin E. 1999. Foraging behaviour of sheep and red deer within natural heather grass mosaics. Journal of Applied Ecology 36, 133-146.

Hicks, W.K.; Leith, I.D.; Woodin, S.J.; Fowler, D. 2000. Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. Environmental Pollution 107, 367-376.

Hobbs, R.J.; Gimingham, C.H. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities: I. Fire characteristics. The Journal of Ecology 72, 223-240.

Johnson, D.; Leake, J.R.; Lee, J.A.; Campbell, C.D. 1998. Changes in soil microbial activities in response to 7 years simulated pollutant nitrogen deposition on a heathland and two grasslands. Environmental Pollution 103, 239-250.

Kuylenstierna, J.C.I.; Hicks, W.K.; Cinderby, S.; Cambridge, H. 1998. Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at European scale. Environmental Pollution 102, 591-598.

Lorenz, M.; Granke, O. 2009. Deposition measurements and critical loads calculations: monitoring data, results and perspective. iForest 2, 11-14.

Mallik, A.U.; Gimingham, C.H. 1983. Regeneration of heathland plants following burning. Vegetatio 53, 45-58.

Marcos, E.; Calvo, L.; Luis, E. 2003. Effects of fertilisation and cutting treatments on the chemical composition of the vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. Journal of Vegetation Science 14, 417-424.

Marrs, R.H. 1993. Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. Advances in Ecological Research 24, 241-300.

Mitchell, R.J.; Auld, M.H.D.; Hughes, J.M.; Marrs, R.H. 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. Biological Conservation 95, 233-246.

Mitchell, R.J.; Marrs R.H.; Le Duc, M.G.; Auld, M.H.D. 1999. A study of the restoration of heathland on successional sites: changes in vegetation and soil chemical properties. Journal of Applied Ecology 36, 770-783.

Morán-Ordóñez, A.; Suárez-Seoane, S.; Elith, J.; Calvo, L.; Luis, E. 2012. Satellite surface reflectance improves habitat distribution mapping: a case study on heath and shrub formations in the Cantabrian Mountains (NW Spain). Diversity and Distributions 18, 599-602.

Nielsen, P.L.; Andresen, L.C.; Michelsen, A.; Schmidt, I.K.; Kongstad, J. 2009. Seasonal variations and effects of nutrient applications on N and P and microbial biomass under two temperate heathland plants. Applied Soil Ecology 42, 279-287.

Niemeyer, T.; Niemeyer, M.; Mohamed, A.; Fotter, S.; Härdtle, W. 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorous. Applied Vegetation Science 8, 183-192.

Pakeman, R.J.; Hulme, P.D.; Torvell, L.; Fisher, J.M. 2003. Rehabilitation of degraded dry heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] moorland by controlled sheep grazing. Biological Conservation 114, 389-400.

Palmer, S.C.F.; Hester, A.J.; Elston, D.A.; Gordon, I.J.; Hartley, S.E. 2003. The perils of having tasty neighbours: grazing impacts of large herbivores at vegetation boundaries. Ecology 84, 2877-2890.

Pilkington, M.G.; Carpon, S.J.M.; Carrol, J.A.; Cresswell, N.; Lee, J.A.; Emmett, B.A.; Bagchi, R. 2007. Phosphorous supply influences heathland responses to atmospheric nitrogen deposition. Environmental Pollution 148, 191-200.

Pitcairn C.E.R.; Fowler D.; Leith I.D.; Sheppard L.J.; Sutton M.A.; Kennedy V.; Okello E. 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. Environmental Pollution 126, 353-61.

Pitcairn, C.E.R.; Fowler, D.; Grace, J. 1991. Changes in species composition of semi-natural vegetation associated with the increase in atmospheric inputs of nitrogen. Final Report to the Nature Conservancy Council, Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh.

Power, S.A.; Ashmore M.R.; Cousins, D.A., Sheppard, L.J. 1998. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. New Phytologist 138, 663-673.

Power, S.A.; Ashmore, MR.; Terry, A.C.; Caporn, S.J.M.; Pilkington, M.G.; Wilson, D.B.; Barker, C.G.; Carroll, J.A.; Cresswell, N.; Green, E.R.; Heil, G.W. 2004. Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands. Water, Air and Soil Pollution: Focus 4, 259-267.

Raison, R.J.; Connell, M.J.; Khanna, P.K. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. Soil Biology and Biochemistry 19, 521-530.

Ratcliffe, D.A.; Thompson, D.B.A. 1988. The British Uplands: their ecological character and international significance. In: Usher, M.B.; Thompson, D.B.A. (Eds.). Ecological Change in the Uplands, 9-36 pp. Oxford, Blackwell.

Read, J.M.; Birch, C.P.D.; Milne, J.A. 2002. HeathMod: a model of the impact of seasonal grazing by sheep on upland heaths dominated by *Calluna vulgaris* (heather). Biological Conservation 105, 279-292.

Rivero Fernández, C.; Rabago, I.; Sousa, M.; Lorente, M.; Schmid, T. 1996. Cálculo y cartografía de cargas críticas para España. Aplicación del modelo SMB. CIEMAT, Madrid.

Rodríguez-Lado, L.; Macías, F. 2006. Calculation and mapping of critical loads of sulphur and nitrogen for forest soils in Galicia (NW Spain). Science of the Total Environment 366, 760-771.

Rowe, E.C.; Smart, S.M.; Kennedy, V.H.; Emmett, B.A.; Evans, C.D. 2008. Nitrogen deposition increases the acquisition of phosphorus and potassium by heather *Calluna vulgaris*. Environmental Pollution 155, 201-207.

Schmidt, I.K.; Tietema, A.; Williams, D.; Gundersen, P.; Beier, C.; Emmett, B.A.; Estiarte, M. 2004. Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. Ecosystems 7, 638-649.

Sedláková, I.; Chytrý, M. 1999. Regeneration patterns in a central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. Plant Ecology 143, 77-87.

Specht, R.L. 1979. Heathlands and related shrublands of the world. In: Specht, RL. (Ed.). Ecosystems of the world. Vol. 9A. Heathlands and related shrublands. Amsterdam: Elsevier.

Springob, G.; Kirchmann, H. 2003. Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. Soil Biology and Biochemistry 35, 629-632.

Terry, A.C.; Ashmore, M.R.; Power, S.A.; Allchin, E.A.; Heil, G.W. 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. Journal of Applied Ecology 41, 897-909.

The HEATHCULT Project. 2001. Heathlands of Europe; 5000 years with flames. Raphael Programme of the European Union.

Thirgood, S.J.; Redpath, S.M.; Campbell, S.; Smith A. 2002. Do habitat characteristics influence predation on red grouse? Journal of Applied Ecology 39, 217-225.

Webb, N.R. 1998. The traditional management of European heathlands. Journal of Applied Ecology 35, 987-990.

Webb, N.R. 2002. Atlantic heathlands. In: Perrow, M.R.; Davy, A.J. (Eds.) Handbook of Ecological Restoration. Principles of Restoration, 401-418 pp. Cambridge University Press, Cambridge.

Welch, D.; Scott, D. 1995. Studies in the grazing of heather moorland in northeast Scotland. 20-year trends in botanical composition. Journal of Applied Ecology 32, 596–611.

White, C.C.; Dawod, A.M.; Cresser, M.S. 1996. Nitrogen accumulation in surface horizons of moorland podzols: evidence from a Scottish survey. Science of the Total Environment 184, 229-237.

Zhang, Q.; Anastasio, C.; Jimenez-Cruz, M. 2002. Water-soluble organic nitrogen in atmospheric fine particles (PM2.5) from northern California. Journal of Geophysical Research 107, 4112.

CAPÍTULO 2

Zona de estudio general

2. 1. SITUACIÓN GEOGRÁFICA

El área de estudio se localiza en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, en la provincia de León (Figuras 1 y 2) y se caracteriza por presentar una superficie relativamente elevada de brezales dominados por *Calluna vulgaris*. En esta área se seleccionaron tres zonas de estudio separadas; una de ellas en el puerto de San Isidro (SI) y las otras dos zonas en Riopinos (R) y se denominaron Riopinos I (R I) y Riopinos II (R II) respectivamente. Se trata de tres brezales que distan entre sí aproximadamente 2,5 Km y se ha considerado a cada uno de ellos como una réplica.

Figura 2.1. Localización del área de estudio en la provincia de León. (Fuente: Google maps España, 2010)

Figura 2.2. Localización de las tres zonas de estudio en la Cordillera Cantábrica. (Fuente: Google maps España, 2010)

La primera zona de estudio, la denominada San Isidro (coordenadas: 43º03'N – 5º21'O), pertenece al municipio de Puebla de Lillo y está incluida en la extensión del Parque Regional de los Picos de Europa. Se trata de un brezal continuo que se encuentra a una altitud de 1.636 metros, expuesto a todos los vientos. La segunda zona de estudio, Riopinos I (coordenadas: 43º02' N – 5º24' W), pertenece al término municipal de Valdelugueros. Se encuentra a una altitud de 1.653 metros y orientación N. Es un área de brezal discontinuo con una proporción elevada de suelo desnudo y una pendiente acusada. En cuanto a la tercera zona, Riopinos II (coordenadas: 43º02'N – 5º26'W), también se incluye en el municipio de Valdelugueros. Se encuentra a una altitud de 1.567 metros y orientación N. En este caso la pendiente es menos acusada.

2.2. CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS

La Cordillera Cantábrica se localiza dentro de la denominada Región Eurosiberiana, caracterizada por presentar inviernos templados-fríos y porque no existe período de aridez en la época cálida (Penas *et al.*, 1995). Presenta veranos secos y frescos (Figura 3) y abundante lluvia todo el año excepto en los meses de verano: julio y agosto.

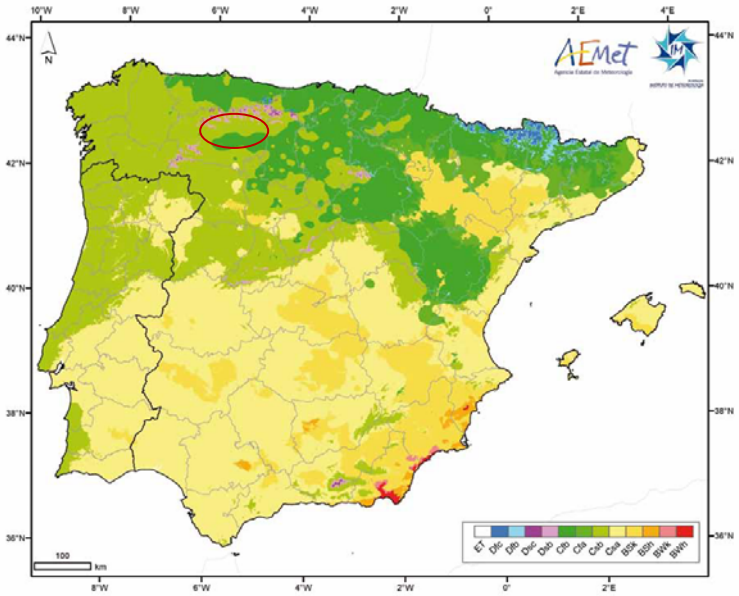


Figura 2.3. Clasificación climática de Köppen-Geiger en la Península Ibérica e Islas Baleares donde se observa que la zona de estudio (señalada en rojo) pertenece a la clasificación Dsc (frío con verano seco y fresco). Se localiza en pequeñas áreas de alta montaña de la Cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico, Sistema Central y Sierra Nevada. (Fuente: Atlas Climático Ibérico, 2011)

El área de estudio se caracteriza por presentar temperaturas medias entre 4-8ºC, precipitación anual de 1.400 mm y duración del período seco de 2 meses. El período de actividad vegetativa es de 7-8 meses, y el número medio de días con presencia de heladas es de 90 (Ministerio de Agricultura, 1980). El suelo se encuentra cubierto por nieve entre 4 y 5 meses al año.

Desde el punto de vista bioclimático, la zona de estudio presenta valores termoclimáticos que la encuadran dentro del piso Montano Superior y Subalpino, mientras que en función de la precipitación se encontraría dentro de un ombroclima hiperhúmedo.

2.3. CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS Y GEOLÓGICAS

La zona de estudio constituye un sector de especial interés geomorfológico. Se trata de un área del Manto de Laviana de la Cuenca Carbonífera Central, con un elevado grado de complejidad geológica (ITGE, 1990).

La disposición topográfica del área de estudio se halla organizada básicamente alrededor de una amplia depresión de fondo plano y perfil suave extendida longitudinalmente de oeste a este y delimitada lateralmente por unas vertientes de acusada pendiente en su mitad superior y tendidas rampas de erosión en su parte más baja. El puerto de San Isidro representa un caso particular dentro del conjunto de la Cordillera Cantábrica, por tratarse de un espacio de alta montaña en el que la escasa incidencia de la erosión fluvial pliocena y cuaternaria ha permitido la conservación de una gran diversidad de formas. Entre ellas, las más antiguas son los restos de niveles o rampas de erosión correspondientes al fondo de antiguos valles en artesa que siguen las estructuras hercinianas. Dichos restos, así como los retazos de vertientes regularizadas que enlazan con parte de ellos, fueron retocados por el glaciarismo pleistoceno, progresivamente sustituido por los procesos periglaciares (ITGE, 1990; Rodríguez, 1995), hoy en día vigentes por encima de los 1.600-1.700 m de altitud (Rodríguez, 1995).

En toda el área de estudio predomina el relieve suave con areniscas, lutitas, delgados niveles de caliza y capas de carbón. La litología en San isidro está caracterizada por esquistos y areniscas y en Riopinos I y Riopinos II está caracterizada por presentar rocas de cuarzo (ITGE, 1990).

Los suelos de todas las zonas de estudio son Umbrisoles (IUSS, 2006). En estos suelos, la materia orgánica se ha acumulado en la superficie mineral, lo que afecta de manera significativa a su comportamiento y da un aspecto oscuro a su horizonte superficial. Asimismo, estos suelos son comunes en zonas montañosas húmedas con poco o nulo déficit de agua. En la zona de estudio, los brezales se desarrollan sobre suelos con pH relativamente bajo, sobre materiales silíceos o calizas fuertemente lavadas, bajo ombrotipos relativamente húmedos (Escudero *et al*., 2008).

2. 4. VEGETACIÓN

La complejidad litológica de la Cordillera Cantábrica se refleja en el tipo de vegetación presente. En las zonas de estudio se puede encontrar la serie montana orocantábrica acidófila del abedul o *Betula celtiberica* (*Luzulo-henriquesií- Betuleto celtibericae* sigmetum) y la serie subalpina orocantábrica silicícola del enebro rastrero o *Juniperus communis* subsp. *alpina* (*Junipero nanae-Vaccinieto microphylli* sigmetum) (Penas *et al*., 1995). La serie montana orocantábrica acidófila del abedul se caracteriza por bosques mixtos (con roble, arce y acebo) presentes en la parte norte de la provincia de León perteneciente a la Región Eurosiberiana, en que los brezales ocupan los suelos más degradados, donde son comunes *Erica australis* subsp. *aragonensis*, *Daboecia cantabrica* y *Genistella tridentata*. La serie subalpina orocantábrica silicícola del enebro rastrero, presenta una vegetación climática que se caracteriza por un matorral rastrero denso en el que dominan *Juniperus communis* subsp. *alpina*, *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum* y, sobre todo en las zonas quemadas, *Calluna vulgaris*.

En la zona de estudio en particular, la vegetación está representada por *Calluna vulgaris* (L.) Hull., como especie dominante y con un valor medio de cobertura de 63%, y *Erica tetralix* y *Vaccinium mirtyllus* como especies acompañantes, que presentan valores medios de cobertura de 25% y 5% respectivamente (Cuesta *et al*., 2008).

El nombre común de *Calluna vulgaris* en la zona es brecina y se trata de un pequeño arbusto siempre verde densamente ramificado, casi glabro, de hasta 80 cm de altura que presenta pequeños troncos finos de color pardo grisáceo, pequeñas hojas en disposición opuesta en 4 hileras, sentadas y aplicadas contra las ramas, y flores de color rosa violáceo claro,

cortamente pedunculadas (Bollinger y Grau, 1998). Su hábitat característico son los brezales, bosques claros y matorrales y florece de julio a octubre (Fernández, 2012).

2.5. CARACTERÍSTICAS SOCIOECONÓMICAS

La zona de estudio abarca dos términos municipales diferentes, así San Isidro pertenece al término municipal de Puebla de Lillo y Riopinos I y II al municipio de Valdelugueros, que ocupa toda la cabecera y el curso alto del río Curueño. El municipio de Puebla de Lillo consta de 7 núcleos de población y una superficie de 171,40 km^2, mientras que el de Valdelugueros tiene 12 núcleos de población y una superficie de 143,47 km^2.

El municipio de Puebla de Lillo presenta un total de 704 habitantes (392 hombres y 312 mujeres) mientras que la población de Valdelugueros es menor, con 526 habitantes (297 hombres y 229 mujeres) (INE, 2012). Desde el año 1996 el tamaño de la población se ha mantenido más o menos estable, aunque se observa en el municipio de Valdelugueros, un aumento de la misma en los dos últimos años (Tabla 1).

Tabla 2.1. Evolución de la población total desde el año 1996 hasta el 2012 para los dos municipios estudiados. (Fuente: INE, 2012)

	1996	1998	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2011	2012
Valdelugueros	491	448	442	439	467	454	459	458	552	526
Puebla de Lillo	706	690	733	693	696	631	709	682	710	704

La Cordillera Cantábrica leonesa ha mantenido desde tiempos remotos una economía cimentada en el sector agroganadero, donde la explotación de la cabaña ganadera se ha basado en el pastoreo estante, trashumante y de travesía (Diputación de León, 2009). No obstante, durante varias décadas se consideró a los ganaderos trashumantes españoles como restos anacrónicos de una época condenada a desaparecer, pues la última trashumancia a pie atravesando España (desde Portilla de la Reina, en León) databa de 1951 hasta que se recuperó esta tradición en la montaña leonesa oriental en 1994, si bien no con la magnitud de épocas anteriores (Garzón, 2007).

En la actualidad, la población humana de la zona es dispersa y está dedicada fundamentalmente a la explotación ganadera vacuna, donde la vida del pastor discurre en paralelo a la de sus animales. Estos son llevados en verano a los pastizales, en primavera y otoño a las majadas y, en invierno, se estabulan. El resto de actividades de esta población se organiza también alrededor de la ganadería y el pastoreo (Ollé, 2009). Esta situación aparece bien reflejada en la Figura 2.4, que representa los principales sectores de actividad y el porcentaje de superficie de las explotaciones. Como se puede observar el mayor porcentaje de la población (44%) se dedica a la actividad agrícola-ganadera seguido de los servicios (24%).

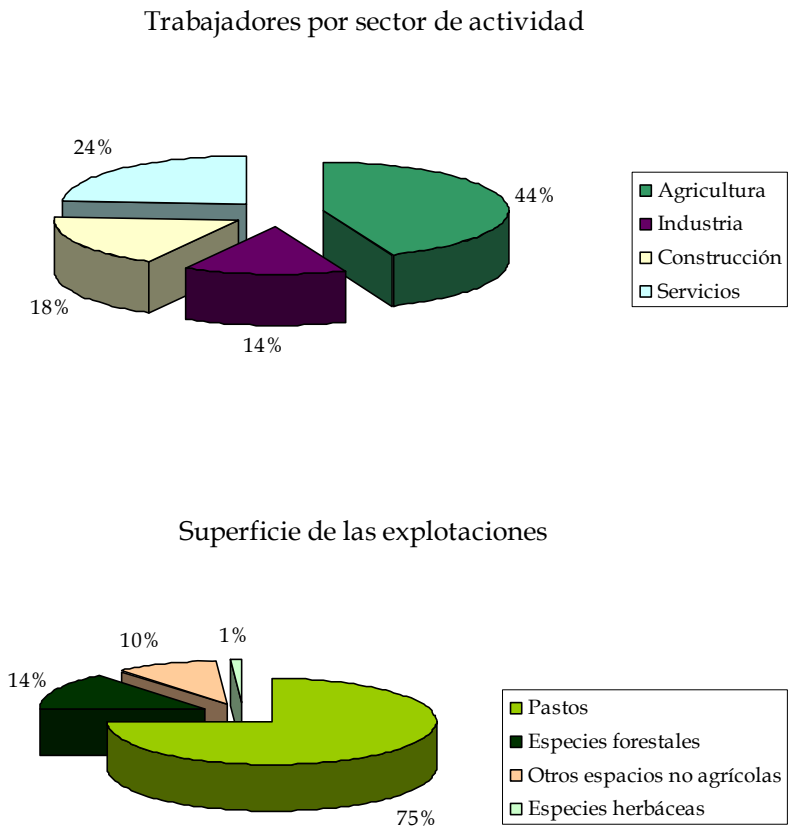


Figura 2.4. Porcentaje de trabajadores por sector de actividad y superficie de las explotaciones para el municipio de Valdelugueros.

En cuanto al principal uso de los suelos dominan los pastizales ocupando un 75% de la superficie del municipio, seguido de las especies forestales con un 14% (Caja España-Duero, 2012). Hay que señalar que en este municipio todos los veranos llega

un rebaño trashumante procedente de Extremadura que aprovecha los pastizales de la zona.

El municipio de Puebla de Lillo refleja una situación muy diferente como consecuencia de la presencia d la estación de esquí del puerto de San Isidro, con gran afluencia de público y dotada de modernas instalaciones (Prieto, 2002), que ha influido en el desarrollo socioeconómico de la zona, pues se trata de la principal estación de las ubicadas en la Cordillera Cantábrica, que ofrece excelentes condiciones para la práctica del deporte de nieve, pues cuenta con unas cotas esquiables que van desde 1.500 hasta 2.030 metros de altitud (Diputación de León, 2009a).

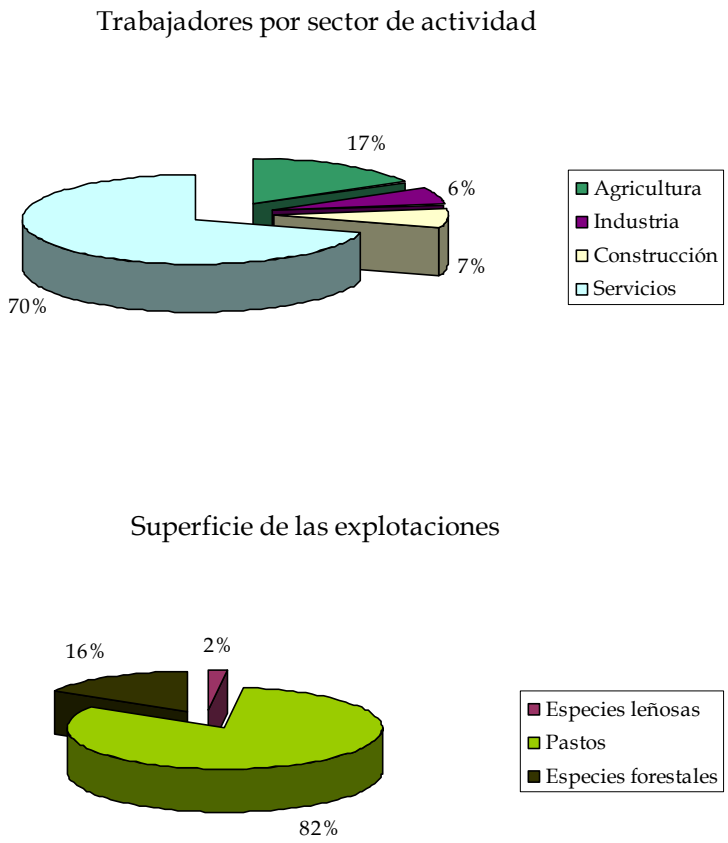


Figura 2.5. Porcentaje de trabajadores por sector de actividad y superficie de las explotaciones para el municipio de Puebla de Lillo.

En este municipio un 70% de la población se dedica al sector servicios, mientras que solamente un 7% se dedica a la agricultura (Figura 2.5.). Sin embargo, la superficie de los diferentes tipos de explotaciones aporta datos similares dedicándose un 82% a pastizales y un 16% a especies forestales (Caja España-Duero, 2012).

2.6. BIBLIOGRAFÍA

Atlas Climático Ibérico. 2011. Agencia Estatal de Meteorología del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España (Departamento de Producción de la Agencia Estatal de Meteorología de España, Área de Climatología y Aplicaciones Operativas) e Instituto de Meteorologia de Portugal (Departamento de Meteorologia e Clima, Divisão de Observação Meteorológica e Clima).

Bollinger, E.; Grau, J. 1998. Guía de Arbustos. Ed. Blume Naturart. Barcelona.

Caja España-Duero. 2012. Informe de datos económicos y sociales de los municipios de España [en la web] (consulta realizada el 7 de noviembre de 2013). Disponible en: http://internotes.cajaespaña.es/pubweb/decyle.nsf/

Cuesta, D.; Taboada, A.; Calvo, L.; Salgado, J.M. 2008. Short and medium term effects of experimental nitrogen fertilization on arthropods associated with *Calluna vulgaris* heathlands in north-west Spain. Environmental Pollution 152, 394-402.

Diputación de León y Consorcio Provincial de Turismo de León. 2009. Cantábrica Leonesa. Ed. MIC. León.

Escudero, A.; Olano, J.M.; García, R. 2008. Guía básica para la interpretación de los hábitats de interés comunitario en Castilla y León. Junta de Castilla y León, Consejería de Medio Ambiente. Valladolid.

Fernández, L. 2012. Plantas silvestres de la Comarca de Laciana. Ed. Xeitu, Junta de Castilla y León, Cátedra de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente Santander-CEU Universidad San Pablo y Gas Natural Fenosa.

Garzón, J. 2007. Guía de la cañada leonesa oriental. Ed. Cantabria Tradicional SL. Torrelavega, Cantabria.

Google Maps España. 2010. Image © 2011 Digital Globe. © 2011 Tele Atlas (Imágenes tomadas el 18 de agosto de 2007).

INE, Instituto Nacional de Estadística [en la web] (consulta realizada el 7 de noviembre de 2013). 2012. Disponible en: www.ine.es.

ITGE, Instituto Tecnológico Geominero de España. 1990. Hoja 79 Puebla de Lillo (14-6), escala 1:50.000.

IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.

Ministerio de Agricultura. 1980. Caracterización agroclimática de la provincia de León. Delegación Provincial de la Producción Agraria. Madrid.

Ollé, A. 2009. Parques Nacionales de España. Ed. Lunwerg. Barcelona.

Penas, A.; García, M. E.; Herrero, L. 1995. Series de vegetación en: Atlas del medio natural de la provincia de León. Instituto Tecnológico Geominero de España y Diputación de León.

Rodríguez, C. 1995. Estudio geomorfológico del puerto de San Isidro. Ería 36, 63-88. ISSN 0211-0563.

CAPÍTULO 3

La quema como posible herramienta de control de los niveles de nutrientes en los brezales de la Cordillera Cantábrica

Parte del contenido de este capítulo ha sido publicado en: Marcos, E.; Villalón, C; Calvo, L.; Luis, E. 2009. *Short-term effects of experimental burning on soil nutrients in the Cantabrian heathlands*. Ecological Engineering 35, 820-828.

RESUMEN

El principal objetivo de este estudio ha sido cuantificar los efectos de la quema experimental en la dinámica de nutrientes del ecosistema de brezal de la Cordillera Cantábrica y analizar si la quema controlada es una herramienta apropiada para mantener bajos niveles de nutrientes en estos ecosistemas, así como preservar los brezales en un estadio joven. Para ello se seleccionaron tres brezales dominados por *Calluna vulgaris* (San Isidro, Riopinos I y Riopinos II). En junio de 2005 una parcela (20 x 20 m) fue sometida a una quema experimental en cada brezal y otra parcela de las mismas características se utilizó como control. Se cuantificó la cantidad de biomasa de *Calluna* así como su contenido de nutrientes (N y P). Se llevó a cabo el análisis de las características del suelo antes y, después del tratamiento experimental e inmediatamente después de la quema, se recogieron muestras de cenizas. Para conocer la pérdida de nutrientes por lixiviado se utilizaron lisímetros de succión y en las muestras recogidas se analizó la concentración de nitrógeno y fósforo. Tras la quema se perdieron todas las hojas de *Calluna*, permaneciendo un 50% de la biomasa leñosa. Se eliminó entre un 60-70% del N y P almacenado en *Calluna.* La cantidad de cenizas depositadas fue 300 g/m^2, con un pH de 9, bajo contenido de N pero mayor concentración de P. El balance final tras el tratamiento de quema se tradujo en una pérdida de N (2,58 g m^{-2}) y ganancia de P (6,43 g m^{-2}). La mayor concentración de nutrientes en el lixiviado se encontró en las parcelas quemadas y fue siempre mayor para fosfatos que para nitratos. Se detectó una relación lineal significativa entre la biomasa de *Calluna* y la cobertura. No se observó regeneración de la especie durante el primer año después del incendio, pero durante el segundo año alcanzó un 5% de cobertura. Dos años después del incendio hubo una recuperación de 10,08% de N y de 41,15% de P en la biomasa superficial.

Palabras clave: *Calluna vulgaris,* quema controlada, nitrógeno, fósforo, suelo, gestión de brezales.

3.1. INTRODUCCIÓN

El valor ecológico de los brezales es incuestionable pues se puede encontrar en ellos numerosas especies, tanto endémicas como amenazadas (Simonson y Thomas, 1999), que dependen de esos hábitats para su supervivencia (Evans *et al.*, 1994). En la actualidad, se

reconoce la importancia de los brezales mediante figuras de protección a nivel nacional e internacional, siendo designados como hábitats de especial importancia por la Directiva Europea Hábitat (Anon, 1992). Así mismo, muchos de ellos forman parte de la Red Natura 2000 (Alonso, 2004), lo que hace que constituyan uno de los entornos culturales más importantes en Europa (Niemeyer *et al.*, 2005). Este tipo de ecosistemas fueron muy característicos en el noroeste de Europa en el pasado (Sutherland, 2004), donde especies como *Calluna vulgaris* eran dominantes en su composición vegetal (Mohamed *et al.*, 2007).

Los cambios en los usos del suelo, la ausencia de gestión ambiental y la deposición atmosférica de nitrógeno son algunos de los factores clave que han contribuido al severo declive, desde la segunda mitad del siglo XIX, de las áreas que previamente estuvieron ocupadas por los brezales (Aerts y Heil, 1993; Carroll *et al.*, 1999; Alonso, 2004). Actualmente, la composición y estructura de los brezales están siendo modificadas por el aumento de la deposición atmosférica de nitrógeno y por la ausencia de gestión, lo que favorece a las especies mejor adaptadas a niveles elevados de nutrientes (Terry *et al.*, 2004). De hecho, una de las mayores amenazas de los brezales de altitudes más bajas, por la ausencia de gestión, es la invasión de matorral típico de etapas sucesionales más avanzadas (Mitchell *et al.*, 1999), lo cual podría además causar cambios en la dinámica de nutrientes, como por ejemplo el aumento de la mineralización neta del nitrógeno (Kristensen y Henriksen, 1998). Como resultado, puede tener lugar en los suelos un proceso de despodzolización y aumentar la disponibilidad de algunos nutrientes (Mitchell *et al.*, 1999) tanto en brezales secos como húmedos (Krupa, 2003).

Para ayudar a preservar este tipo de ecosistemas cada vez cobra mayor importancia el empleo de técnicas de gestión que ayuden a eliminar nutrientes del sistema (Power *et al.*, 2001) y, por lo tanto, las políticas actuales se enfocan a la conservación de los brezales que todavía perduran (Mohamed *et al.*, 2007). La corta de la vegetación, la eliminación del horizonte orgánico del suelo y los primeros centímetros del suelo mineral (sod-cutting), la quema controlada y el pastoreo, se encuentran entre las prácticas de gestión más comunes en Europa del norte y central (Pakeman *et al.*, 2003; Barker *et al.*, 2004). Todas estas medidas buscan prevenir la invasión por parte del arbolado y del matorral en estos sistemas con el fin de mantener su viabilidad. El tipo y la frecuencia de las medidas de gestión determinan la cantidad de nutrientes eliminados de las plantas y del horizonte orgánico (Power *et al.*, 2001). En concreto, la quema controlada ha sido utilizada tradicionalmente como práctica de

gestión en estos ecosistemas pues afecta a la reserva de nutrientes mediante la disminución de la cantidad de nutrientes almacenados en la biomasa aérea (Härdtle *et al*., 2007a). Desde una perspectiva de conservación de la naturaleza, es importante cuantificar el potencial de las técnicas de gestión para preservar niveles bajos de nutrientes en los brezales (Härdtle *et al*., 2007a). De hecho, se ha llevado a cabo numerosos estudios con el fin de evaluar los efectos de la quema en la concentración de nutrientes del suelo (Kutiel y Shaviv, 1989; Niemeyer *et al*., 2005; Härdtle *et al*., 2007a; Mohamed *et al*., 2007). La quema puede eliminar hasta un 95% del nitrógeno de la biomasa aérea de *Calluna* (Chapman, 1967 citado en Power *et al*., 1998). No obstante, hay autores que señalan que el contenido total de nitrógeno de la biomasa aérea de estos ecosistemas oscila alrededor del 20% (Power *et al*. 1998) y, por esta razón, puede que sea más apropiado utilizar otros métodos para mantener niveles bajos de nutrientes y que podrían implicar la eliminación parcial o total del horizonte orgánico del suelo (Niemeyer *et al.,* 2007).

En lugares como Gran Bretaña la quema de vegetación de los brezales se ha llevado a cabo desde el siglo XVII, tanto en los brezales de zonas bajas como altas (Tubbs, 1974). Así mismo es un método muy utilizado en campos militares para la regeneración de estos brezales (Wanner y Xylander, 2003), ya que la presencia de munición en los mismos hace inviable otro tipo de gestión. Por tanto, el fuego se utiliza generalmente en los brezales secos dominados por *Calluna vulgaris*, donde el propósito es quemar las partes más viejas con el objeto de permitir su regeneración (en particular, para proporcionar alimento a los urogallos o al ganado), eliminar el matorral invasivo y, a mayor escala, crear un mosaico de brezal de diferente edad (Khoon y Gimingham, 1984; Gimingham, 1992; Michael, 1993).

Tradicionalmente, los brezales situados en la Cordillera Cantábrica fueron utilizados para el pastoreo de ganado ovino, caprino, vacuno y equino en sistemas de trashumancia (Calvo *et al*., 2007) y, asociados a estos sistemas pastorales, la quema y la corta han sido tradicionalmente los mecanismos más comúnmente utilizados en esta zona para preservar los pastos (Calvo *et al*., 2004; Calvo *et al*. 2005). Desde hace mucho tiempo, no se suelen llevar a cabo quemas en la Cordillera Cantábrica debido al descenso de la cabaña ganadera, lo que ha provocado que los brezales actuales se encuentren en fase degenerativa (más de 40 años) y este estado puede determinar su capacidad de recuperación después de un incendio (Calvo *et al*., 2007). Dado que los brezales del norte de España están situados en el límite más meridional de su área de distribución natural, no se puede asumir que su respuesta a los

diferentes tratamientos de gestión sea similar a la encontrada en otros países europeos. Por esta razón, se ha pretendido estudiar si la utilización del fuego es una medida adecuada para mantener niveles bajos de nutrientes en los ecosistemas y a la comunidad vegetal en un estado joven. La hipótesis de trabajo ha sido que la utilización de la quema es adecuada para eliminar nutrientes del sistema a la vez que se preserva la comunidad vegetal en un estado joven y no degenerativo.

Por tanto, el principal objetivo ha sido cuantificar los efectos de la quema experimental en la dinámica de nutrientes del ecosistema de brezal de la Cordillera Cantábrica. Este trabajo se ha centrado en analizar: 1) los efectos inmediatos de la quema experimental en la concentración de nutrientes en la biomasa de *Calluna vulgaris*, 2) el efecto de la quema experimental en la concentración de nutrientes del suelo a corto-medio plazo, 3) la pérdida de nutrientes por lixiviado y 4) la capacidad del ecosistema para recuperar los niveles iniciales de nutrientes.

3.2. MATERIAL Y MÉTODOS

3.2.1. Diseño experimental

Para estudiar los efectos de la quema en la dinámica de nutrientes, se utilizó un diseño en bloques aleatorio. En cada una de las zonas de brezal, San Isidro, Riopinos I y Riopinos II, se establecieron dos parcelas permanentes de 20 x 20 m. Una de las parcelas fue sometida a una quema experimental (Figura 3.1.) y la otra fue utilizada como control. La quema tuvo lugar en junio de 2005.

Durante el incendio, el Servicio Forestal de la Delegación Territorial en León de la Junta de Castilla y León realizó la medición de una serie de datos medioambientales, como la temperatura del aire, humedad relativa y velocidad del viento (Tabla 3.1). En ese momento también se estimó la carga media de combustible de las dos especies más representativas (Calluna vulgaris y Erica tetralix) para cada zona. Para ello se establecieron diez parcelas de 1 m2 por zona, en las que se cortó toda la biomasa aérea, que posteriormente se secó (40ºC durante 48 h) y pesó en el laboratorio.

Figura 3.1. Imagen del momento de la quema y un mes después en la zona de San Isidro. (Foto: L. Calvo)

Tabla 3.1. Datos de humedad relativa del aire, velocidad del viento, temperatura del aire y carga media de combustible en el momento del incendio.

	Riopinos I	Riopinos II	San Isidro
Humedad relativa (%)	40	56	62
Velocidad del viento (ms^{-1})	2,4	1,6	-
Temperatura ambiente (ºC)	20	17	16
Carga media de combustible ($Kg\ m^{-2}$)			
- *Calluna vulgaris*	2,02	2,10	1,95
- *Erica tetralix*	0,00	0,17	0,10

3.2.2. Almacenamiento de nutrientes en la biomasa de *Calluna*

En las muestras de biomasa recogidas anteriormente se analizó el contenido en nitrógeno y fósforo. Para ello, se tomó una serie de submuestras de hojas y ramas. Estas muestras se molieron (MF10 basic, IKA Labortechnik) hasta un tamaño de 1 mm. A continuación, fueron digeridas con HNO_3 (65%), y calentadas durante 7 horas a 550ºC antes de realizar el análisis de P total con ICP-OES (Optima 2000 DV, Perkin Elmer). El contenido de N total fue determinado mediante el método Kjeldahl. El contenido de nutrientes de la vegetación se cuantificó multiplicando las concentraciones por la biomasa medida en cada réplica (Marcos *et al.*, 2009).

Además para poder conocer la biomasa remanente y la cantidad de nutrientes que permanecen en el sistema tras el paso del fuego, se volvió a realizar un muestreo de biomasa semejante al descrito en el apartado anterior.

Dos años tras el incendio, se calculó la biomasa aérea como función del porcentaje de cobertura. Para ello, se establecieron 30 puntos de 1 m^2 en zonas cercanas a las parcelas experimentales y se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de *Calluna*. Una vez hecho esto, se recolectó y pesó la biomasa.

3.2.3. Almacenamiento de nutrientes en los estratos orgánico y mineral del suelo

Con el objeto de determinar las características iniciales de los suelos, en cada una de las zonas de estudio se procedió a recoger diez muestras a una profundidad de 5 cm, que fueron mezcladas cuidadosamente y de las que se llevó a cabo el análisis de tres sub-muestras por sitio. Antes de la recogida de las muestras se retiró cuidadosamente la capa de hojarasca. En dichas muestras se efectuó el análisis de las siguientes características: granulometría de la fracción fina (< 2mm), densidad aparente, carbono orgánico total, N total, NH_4^+, NO_3^-, P total, P asimilable y pH. El tamaño de las partículas fue determinado mediante el densímetro de Bouyoucus (M.A.P.A. 1994). El carbono orgánico total fue medido con un analizador total (TOC 500). El pH del suelo fue determinado por potenciometría en una relación 1:2.5 en H_2O destilada. El P asimilable fue determinado por el método Bray-Kurtz (Kalra y Maynard, 1991) y para el cálculo del P total las muestras fueron disueltas en una solución de HNO_3/ HCl/ H_2O_2 mediante digestión en microondas. Las muestras digeridas fueron analizadas con ICP-AES. El N total fue determinado mediante el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). El resto de muestras de suelo fueron congeladas a -18ºC hasta su extracción. Para su análisis, esas muestras fueron agitadas en una solución de KCl 2M (relación suelo: solución 1:10) durante 1 h, centrifugadas a 3500 rpm y filtradas en un filtro GF/F aclarado con la solución. El filtrado se almacenó por un máximo de una semana a 4ºC hasta el análisis del N mineral. Entonces, NH_4^+ y NO_3^- fueron destilados con MgO y aleación Devarda respectivamente y valorados con H_2SO_4 0,005N en un Büchi.

Por otro lado, antes del incendio se recogieron diez muestras de la capa de hojarasca (10 cm x 10 cm) en cada parcela. Las muestras se mezclaron con el objeto de obtener una muestra final por parcela. Inmediatamente después del incendio se repitió este proceso para determinar las entradas de nutrientes como resultado de la deposición de las cenizas en el horizonte

superficial. Estas muestras fueron pesadas y en ellas se determinó el contenido de nitrógeno y fósforo usando la misma metodología que en las muestras de vegetación. Las muestras de cenizas fueron caracterizadas para N total, NH_4^+, NO_3^-, P asimilable y pH.

Para conocer los cambios que se producen en las concentraciones de nutrientes a lo largo del período de estudio, diez muestras de suelo mineral fueron recogidas en cada parcela, hasta una profundidad de 5 cm. Las muestras de cada parcela se homogeneizaron para obtener una muestra compuesta y de cada muestra se efectuó el análisis en 3 sub-muestras. Las muestras fueron tratadas de la misma manera que para la caracterización de los suelos y en cada una se analizó la concentración de N total, NH_4^+, NO_3^-, P total, P asimilable y pH, utilizando los métodos descritos anteriormente.

Por último, entre mayo y octubre de 2006 y de 2007, se midió la variación de temperatura y humedad del suelo a intervalos mensuales, utilizando la técnica TDR (Reflectometría de Dominio de Tiempo) (Tapias Pantebre *et al.*, 2001). En cada parcela se tomaron datos (10) de temperatura y de humedad del suelo.

3.2.4. Pérdida de nutrientes del suelo por lixiviado

La pérdida de nutrientes del suelo por lixiviado fue determinada mediante lisímetros de succión (uno por parcela) instalados a una profundidad de 35 cm (Figura 3.2.), que es la profundidad media del suelo en estas zonas. Las muestras fueron recogidas desde mayo hasta octubre, ya que el suelo está cubierto de nieve el resto del año, durante el primero y segundo años tras los tratamientos (2006 y 2007). Se determinaron las concentraciones de nitrato y fosfato de cada muestra por electroforesis capilar.

Figura 3.2. Imagen del lisímetro de succión instalado en la parcela quemada de San Isidro. (Foto: E. Marcos)

3.2.5. Análisis de datos

Con el fin de determinar la influencia de la quema controlada en el contenido de nutrientes del suelo, en la humedad y temperatura y en la pérdida de nutrientes por lixiviado, se analizaron los datos recogidos a través de un análisis de la varianza (ANOVA) de medidas repetidas, con el factor tiempo como medida repetida y como factor dos los tratamientos experimentales (quema y control).

Para determinar el nivel de significación de las diferencias se aplicó como post-hoc el test de Tukey. Antes del análisis los datos de suelo fueron transformados de manera que los datos expresados en porcentaje se transformaron con la raíz cuadrada del arcoseno. Para el resto de variables e utilizó la transformación logarítmica $y = \log x + 1$.

Para determinar la relación entre el contenido de humedad y la pérdida de nutrientes por lixiviado, se realizó una serie de correlaciones parciales, utilizando tiempo y parcelas como factores fijos, con el fin de evitar efectos de autocorrelación. De la misma forma, se utilizó el modelo de regresión lineal para relacionar la biomasa de *Calluna* con el porcentaje de cobertura. Asimismo, se determinó el análisis de la varianza y la r^2 para el modelo. Los análisis estadísticos se realizaron usando el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft, 1984-2001).

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Características generales de los suelos de las zonas de estudio

Los suelos en Riopinos I y II están caracterizados por presentar una textura arenosa, mientras que en San Isidro son franco-arenosos (Tabla 3.2.) debido a su contenido más bajo en arena. Son suelos muy permeables, como se puede observar en los valores bajos de densidad aparente. La concentración de nitrógeno y fósforo en forma disponible presentaba los valores más elevados en el puerto de San Isidro mientras que los contenidos de N total y P total fueron mayores en Riopinos II, que se caracterizaba por una mayor reserva de nutrientes pero en formas no disponibles para las plantas. Riopinos I presentaba características intermedias entre las otras dos zonas.

Tabla 3.2. Valores medios de las características generales de los suelos en las tres zonas de estudio. Entre paréntesis se muestra la desviación estándar.

	Riopinos I	Riopinos II	San Isidro
Arena (%)	92,40 (2,97)	82,80 (3,63)	74,80 (1,79)
Limo (%)	7,60 (2,97)	17,20 (3,63)	24,80 (2,28)
Arcilla (%)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,40 (0,89)
Textura	Arenosa	Arenosa	Franco-arenosa
Densidad aparente (mg cm^{-3})	0,87 (0,22)	0,55 (0,12)	0,67 (0,12)
pH	4,09 (0,31)	3,77 (0,11)	4,21 (0,19)
Total N (g Kg^{-1})	0,85 (0,51)	1,96 (0,89)	1,14 (0,40)
NH_4^+ (mg Kg^{-1})	12,45 (1,64)	10,15 (0,98)	17,16 (7,05)
NO_3^- (mg Kg^{-1})	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	7,74 (2,52)
P total (mg Kg^{-1})	206,20 (55,26)	764,60 (368,89)	578,70 (160,26)
P asimilable (mg Kg^{-1})	5,33 (6,08)	5,20 (1,89)	20,55 (18,82)

3.3.2. Caracterización de las cenizas producidas tras la quema

La cantidad de cenizas en la zona de estudio fue aproximadamente de 300 g/m^2 (Tabla 3.3.). Estas cenizas provenían principalmente de la combustión de las herbáceas, la hojarasca y especies leñosas tales como *Erica tetralix*, *Vaccinium myrtillus* y ramas finas de *Calluna vulgaris,* pues el resto de la vegetación no se consumió. Las cenizas se caracterizaron por un pH básico de alrededor de 9. Este aumento del pH refleja una cantidad importante de

cationes presentes en las cenizas. El contenido de N total y mineral fue muy bajo en todas las zonas. No obstante, el contenido de P asimilable fue alto en todas ellas, sobre todo en Riopinos I.

Tabla 3.3. Valores medios de peso y características químicas de las cenizas en las tres zonas de estudio. La desviación estándar se muestra entre paréntesis.

	Riopinos I	Riopinos II	San Isidro
Peso (g/m^2)	337.60 (218,70)	302,00 (92,30)	354,80 (138,90)
pH	8,56 (0,15)	9,47 (0,03)	9,10 (0,20)
N total (g Kg^{-1})	9,00 (0,20)	8,90 (0,40)	10,50 (0,50)
NH_4^+-N (mg Kg^{-1})	1,11 (1,92)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)
NO_3^--N (mg Kg^{-1})	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	5,34 (9,24)
P asimilable (mg Kg^{-1})	233,08 (121,85)	24,25 (21,12)	32,67 (1,01)

3.3.3. Cambios en la reserva de nutrientes de la biomasa de *Calluna* y de los horizontes superficiales del suelo tras el fuego

Antes de la quema, la biomasa de las ramas de *Calluna* era de 1429,9 g m^{-2} y la de las hojas era de 546,3 g m^{-2}, sin embargo, tras el paso del fuego se perdieron todas las hojas, permaneciendo cerca del 50% de biomasa de ramas (Tabla 3.4.).

Tabla 3.4. Biomasa aérea de *Calluna vulgaris* antes y después de la quema experimental (media, n=30 ± error estándar).

	Antes del incendio		Después del incendio
	Hojas	Ramas	Ramas
Biomasa de *Calluna vulgaris* (g m^{-2})	546,33 (1,90)	1 429,91 (28,97)	783,55 (88,21)

El tratamiento de quema supuso una pérdida de N y P en la biomasa de *Calluna* comprendida entre el 60 y el 70% (Tabla 3.5.). La mayor pérdida de nutrientes se produjo en la fracción de las hojas ya que ésta desapareció por completo.

En el suelo, los cambios en la reserva de nutrientes varían en función del horizonte estudiado. Así, la posible pérdida de nutrientes por el consumo de la capa de hojarasca del

horizonte O se ve compensada por el aporte de cenizas que incrementan la cantidad de N y P en un 250%. Mientras que en el horizonte A se observa una pérdida de nitrógeno del 38% y ningún cambio en la reserva de fósforo (Tabla 3.5.) Si se tiene en cuenta los tres compartimentos estudiados, el balance final en el ecosistema después del tratamiento de quema se traduce en una pérdida de N (2,58 g m^{-2}) y una ganancia de P (6,43 g m^{-2}).

Tabla 3.5. Cambios en la reserva de nutrientes en la biomasa aérea, estrato orgánico del suelo y suelo mineral, antes y después de la quema experimental.

Reserva de nutrientes (g m^{-2})				
	N		**P**	
Biomasa superficial	Hojas	Ramas	Hojas	Ramas
Antes del incendio	3,37	3,72	0,38	0,46
Después del incendio	-	2,58	-	0,26
Pérdida de nutrientes	3,37	1,14	0,38	0,20
Pérdida total de nutrientes	4,51		0,58	
% de pérdida de nutrientes	-63,61%		-69,04%	
Horizonte-0	**N**		**P**	
Antes del incendio	0,84		2,65	
Después del incendio	3,13		9,66	
Pérdida /ganancia de nutrientes	+2,28		+7,01	
% de pérdida/ganancia de nutrientes	+271,42%		+264,52%	
Horizonte-A	**N**		**P**	
Antes del incendio	0,93		0,38	
Después del incendio	0,58		0,38	
Pérdida /ganancia de nutrientes	-0,35		0,00	
% de pérdida /ganancia de nutrientes	-37,63%		0,00%	

3.3.4. Dinámica del pH y del fósforo tras la quema experimental

El pH tiende a aumentar a lo largo de todo el período de estudio (Figura 3.3), siendo este incremento significativo ($F_{1,16}$ = 13,55; P<0,05) en el tratamiento de quema, donde se alcanzó un valor de pH en torno a 5. Además el pH presenta un claro comportamiento estacional,

incrementando su valor durante el verano y disminuyendo tanto en primavera como en otoño. A pesar de este aumento significativo de pH en las parcelas sometidas a quema no se detectaron diferencias significativas entre el control y el quemado ($F_{1,16}$ = 0,040; P>0,05).

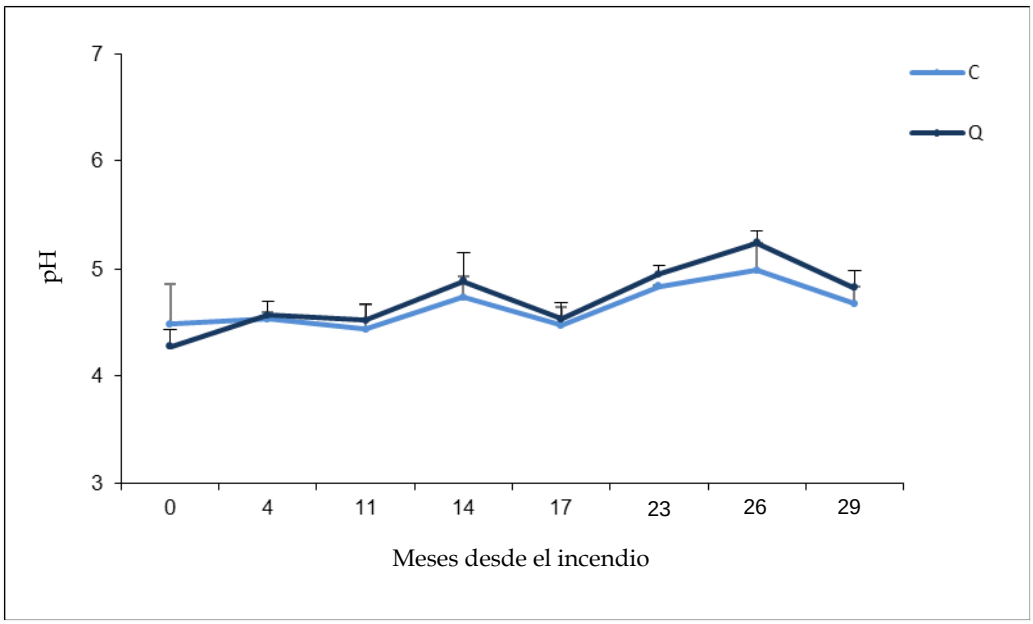


Figura 3.3. Valores medios (n = 3) y error estándar del pH en las parcelas quemadas y control a lo largo del período de estudio (C = control y Q = quemado).

La concentración de P total no cambió significativamente ($F_{1,16}$ = 0,19; P>0,05) como consecuencia del incendio, si bien decreció ligeramente en las parcelas quemadas (Figura 3.4) debido a la combustión del P orgánico durante el incendio.

Durante el primer año tras los tratamientos, se observó un incremento de P total en todas las parcelas, que alcanzó su valor más alto 14 meses tras el incendio. Sin embargo, durante el segundo año el contenido de P total vuelve a presentar valores semejantes a los encontrados al inicio del experimento y no se detectan diferencias significativas entre ambos ($F_{1,16}$ = 0,03; P>0,05).

Inmediatamente después de la quema se detecta un aumento de fósforo en forma asimilable (Figura 3.4.) aunque no presenta diferencias significativas con el control ($F_{1,16}$ = 0,45; P>0,05). Sin embargo, a lo largo del tiempo el fósforo asimilable presenta una dinámica muy diferente al P total disminuyendo significativamente ($F_{1,16}$ = 42,22; P<0,05) tanto en las parcelas control como quemadas, de manera que se pasó de alrededor de 14 mg Kg^{-1} a valores en torno a 1 mg Kg^{-1} al final del estudio.

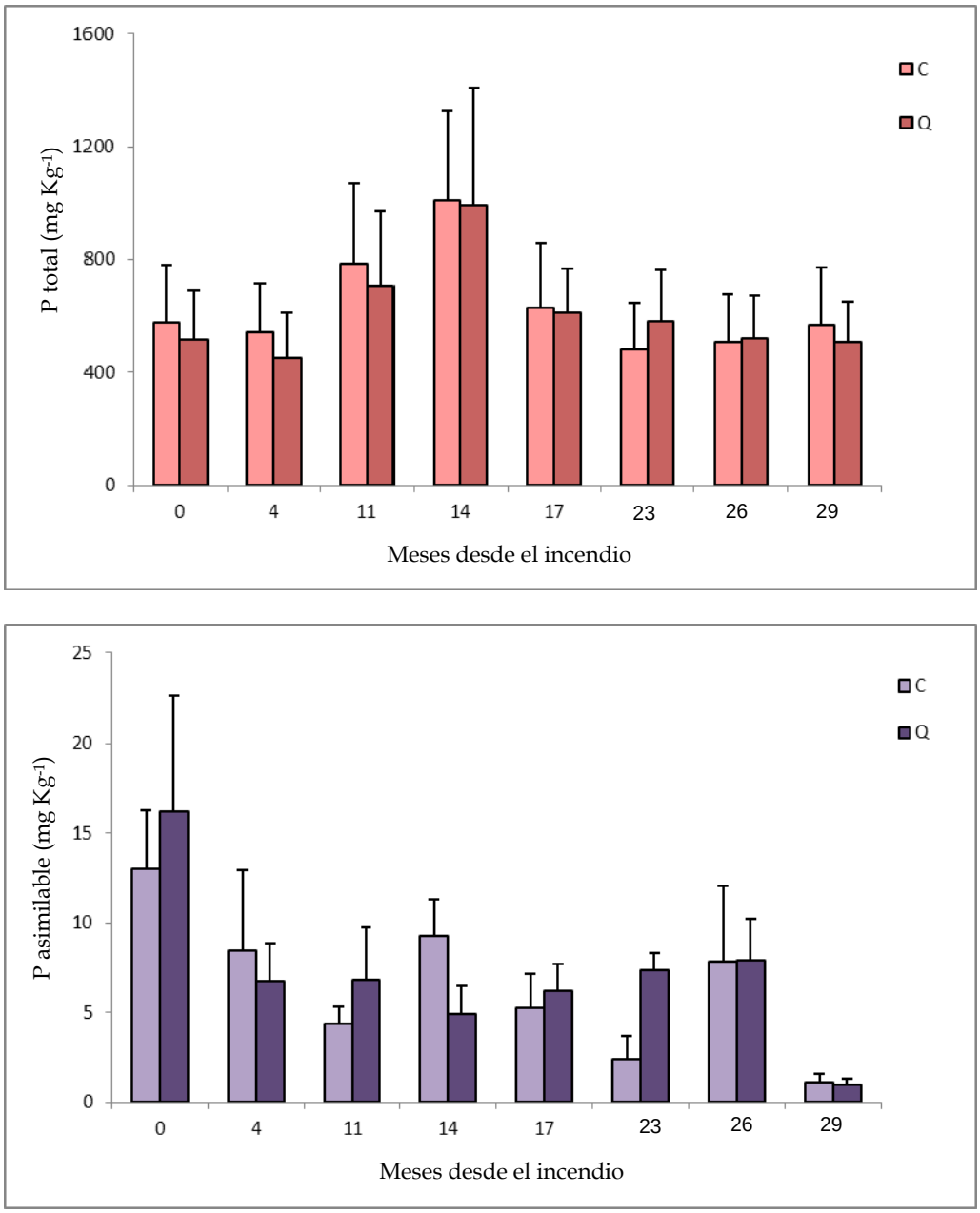


Figura 3.4. Valores medios (n = 3) y error estándar del P total y del P asimilable en las parcelas quemadas y control a lo largo del período de estudio (C = control y Q = quemado).

3.3.5. Dinámica del nitrógeno tras la quema experimental

Después del incendio, no se observaron cambios significativos en el contenido de N total ($F_{1,16}$ = 0,002; P>0,05), lo cual pudo estar relacionado con la deposición de vegetación parcialmente quemada sobre la superficie del suelo. El N total disminuyó en las parcelas control y quemadas tres meses después del incendio (Tabla 3.6), al año siguiente estos valores aumentaron manteniéndose más altos que los iniciales durante todo el período de estudio. Se detectó un aumento significativo de nitrógeno ($F_{1,16}$ = 9,33; P<0,05) entre el inicio y el final del estudio para las parcelas quemadas. También se observó un patrón estacional en la cantidad de nitrógeno total del suelo aunque diferente según el tratamiento. Así, en las parcelas control el contenido más alto se registra en verano mientras que en las quemadas en otoño.

Aunque inmediatamente después del incendio no se encontraron diferencias significativas ($F_{1,16}$ = 0,33; P>0,05) en la concentración de NH_4^+ entre las parcelas quemadas y control, a los 4 meses de los tratamientos se observa un importante aumento de NH_4^+ en las parcelas quemadas (Tabla 3.6.) que permanece durante todo el período de estudio y que es significativo ($F_{1,16}$ = 16.45; P<0,05) al final del estudio, con respecto a los valores iniciales. Las parcelas control siempre presentan los valores más elevados de NH_4^+ en otoño, mientras que las quemadas no muestran ninguna tendencia. La quema experimental no afectó significativamente al contenido de amonio en el suelo ($F_{1,16}$ = 1,58; P>0,05) y este mostró una elevada variabilidad durante todo el estudio.

Aunque en las parcelas quemadas no se detectó una dinámica definida en el contenido de NO_3^- durante el período de estudio, sí que se observó una tendencia a aumentar en otoño y a disminuir en verano en las parcelas control. Se detectaron diferencias significativas ($F_{1,16}$ = 6,45; P<0,05) en el contenido de nitrato entre el inicio y el final del estudio, pero estas no fueron detectadas al aplicar el test de Tukey.

Tabla 3.6. Valores medios (n=3) y error estándar de N total, NH_4^+ y NO_3^-, en las parcelas control y quemadas.

	N total (g Kg^{-1})		NO_3^- (mg Kg^{-1})		NH_4^+ (mg Kg^{-1})	
	Control	**Quema**	**Control**	**Quema**	**Control**	**Quema**
0 meses	4,66 (1,16)	4,18 (1,10)	3,67 (1,47)	0,64 (0,52)	29,85 (18,46)	26,46 (14,08)
4 meses	2,48 (0,58)	2,58 (0,52)	8,21 (2,45)	6,89 (5,35)	15,36 (6,36)	21,04 (8,91)
11 meses	5,28 (1,13)	5,33 (1,63)	6,78 (3,69)	1,33 (0,55)	16,29 (5,02)	72,53 (23,65)
14 meses	6,53 (2,01)	5,51 (1,73)	1,01 (0,21)	4,22 (2,16)	21,36 (7,66)	79,07 (15,63)
17 meses	6,10 (2,02)	7,17 (1,98)	6,58 (5,18)	0,80 (0,28)	27,80 (11,35)	41,68 (6,75)
24 meses	5,11 (0,76)	4,89 (1,13)	1,31 (1,31)	2,98 (2,76)	11,37 (10,90)	49,43 (23,83)
27 meses	6,20 (1,31)	5,66 (0,78)	0,49 (0,35)	1,08 (0,50)	33,47 (1,63)	52,24 (6,49)
30 meses	5,59 (1,58)	6,16 (1,07)	0,00 (0,00)	0,77 (0,77)	51,23 (10,22)	72,00 (10,23)

La relación N:P disminuyó en ambos tratamientos a lo largo del primer año (Figura 3.5). Sin embargo, se observó un aumento significativo en ambos tratamientos durante el segundo año ($F_{2,8}$ = 9,02, P<0,05) debido al incremento de la concentración de N a lo largo del estudio. No se detectaron diferencias significativas en la relación N:P entre los tratamientos ($F_{1,4}$ = 49,96, P>0,05).

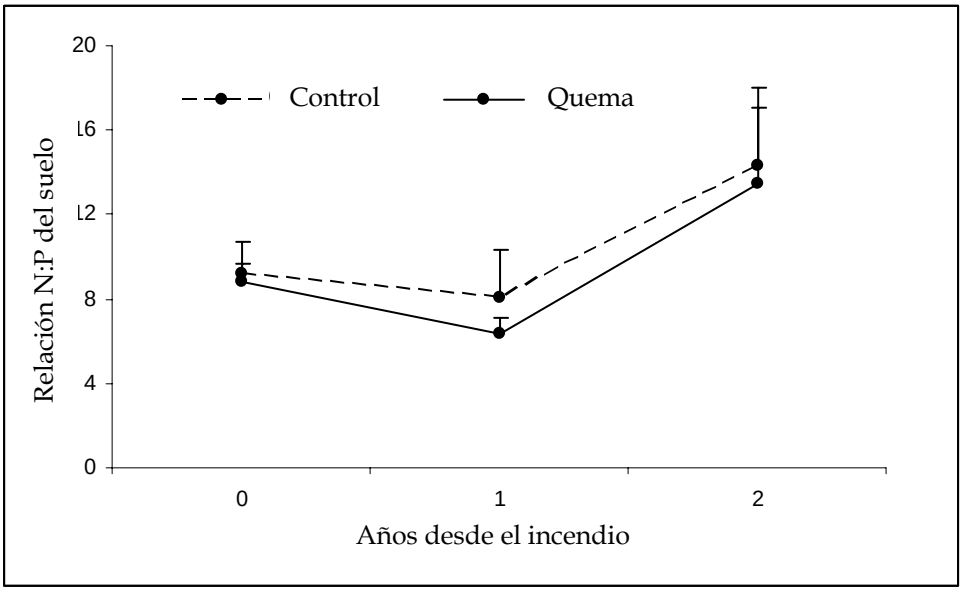


Figura 3.5. Valores medios (n=3) y errores estándar de la relación N:P en el suelo de las parcelas quemadas y control durante los dos años posteriores al incendio.

3.3.6. Pérdida de nutrientes por lixiviado

La mayor concentración de nutrientes en el lixiviado se registró en las parcelas quemadas (Figura 3.6.). Las concentraciones de fosfatos en el agua de lixiviado fueron siempre más elevadas (2,28 mg l^{-1} en las parcelas control y 2,62 mg l^{-1} en las quemadas) que las de nitratos (0,77 mg l^{-1} en las parcelas control y 1,02 mg l^{-1} en las quemadas). No obstante, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ni para las concentraciones de nitratos ($F_{1,4}$=1,30, P>0,05) ni para las de fosfatos ($F_{1,4}$=0,35, P>0,05). Los patrones de lixiviado mostraron una variabilidad muy pronunciada en el tiempo (Figura 3.6.), aunque no se detectaron diferencias significativas ($F_{9,36}$= 0,92, P>0,05 para los nitratos, $F_{9,36}$=0,74, P>0,05 para los fosfatos).

En general, las concentraciones más altas de los dos nutrientes en los lixiviados fueron registradas durante el segundo año (2007), que fue más húmedo, y durante los meses en que el suelo presentó un mayor contenido de humedad que, normalmente, coincidieron con el final de la primavera y el principio del otoño.

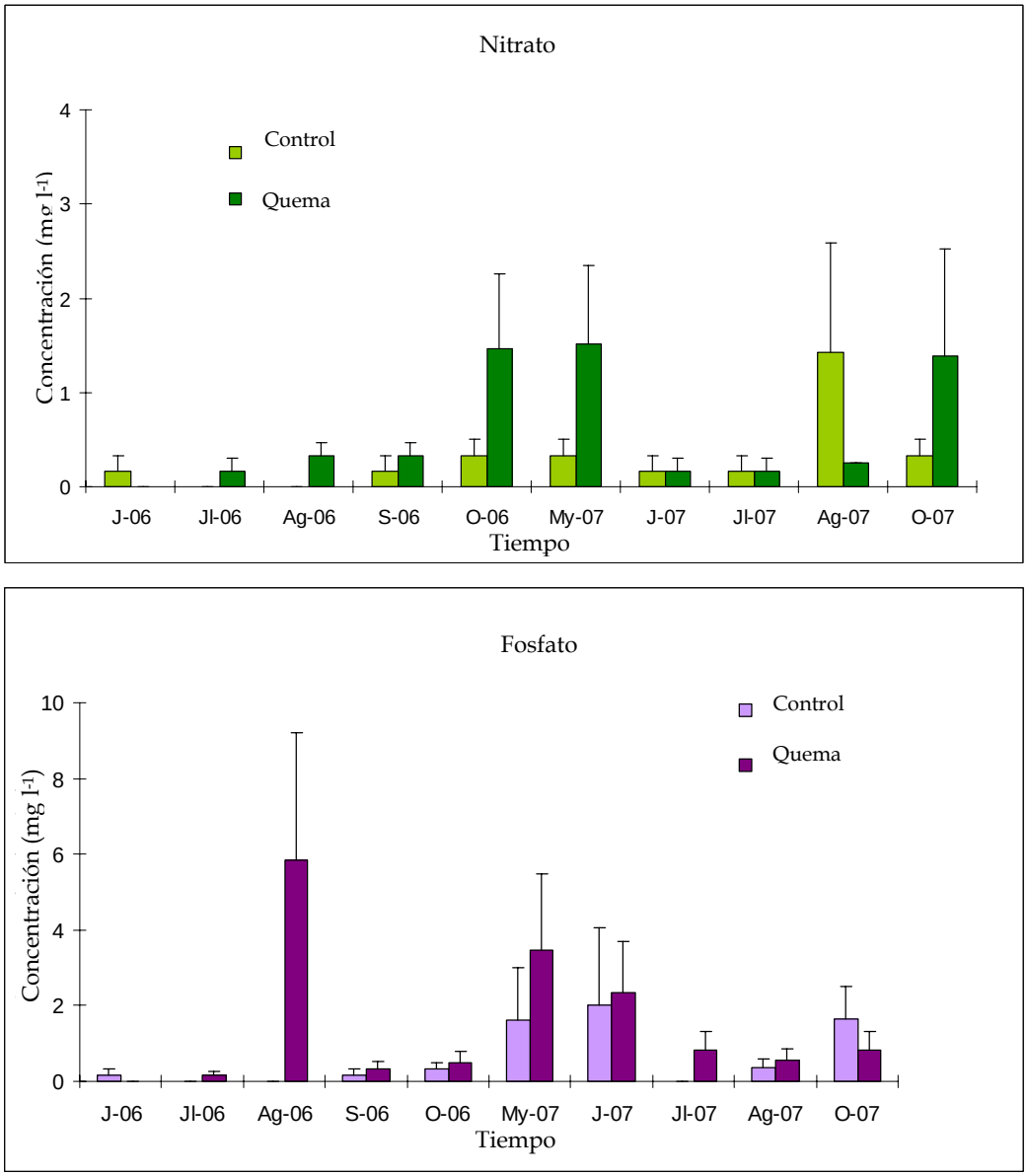


Figura 3.6. Valores medios (n=3) y error estándar de las concentraciones mensuales de nitratos y fosfatos en el lixiviado de las parcelas quemadas y control durante el período de estudio.

La humedad del suelo (Tabla 3.7.) fue siempre mayor en las parcelas quemadas que en las parcelas control, apareciendo diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{1,16}$=11,42, P<0,05). La humedad del suelo fue significativamente más alta ($F_{1,16}$=13,28, P<0,05) durante el segundo año (2007) en relación con el primero. Se encontró una correlación positiva entre la humedad del suelo y las cantidades de N y P perdidas por lixiviado pero no significativa (Figura 3.7.).

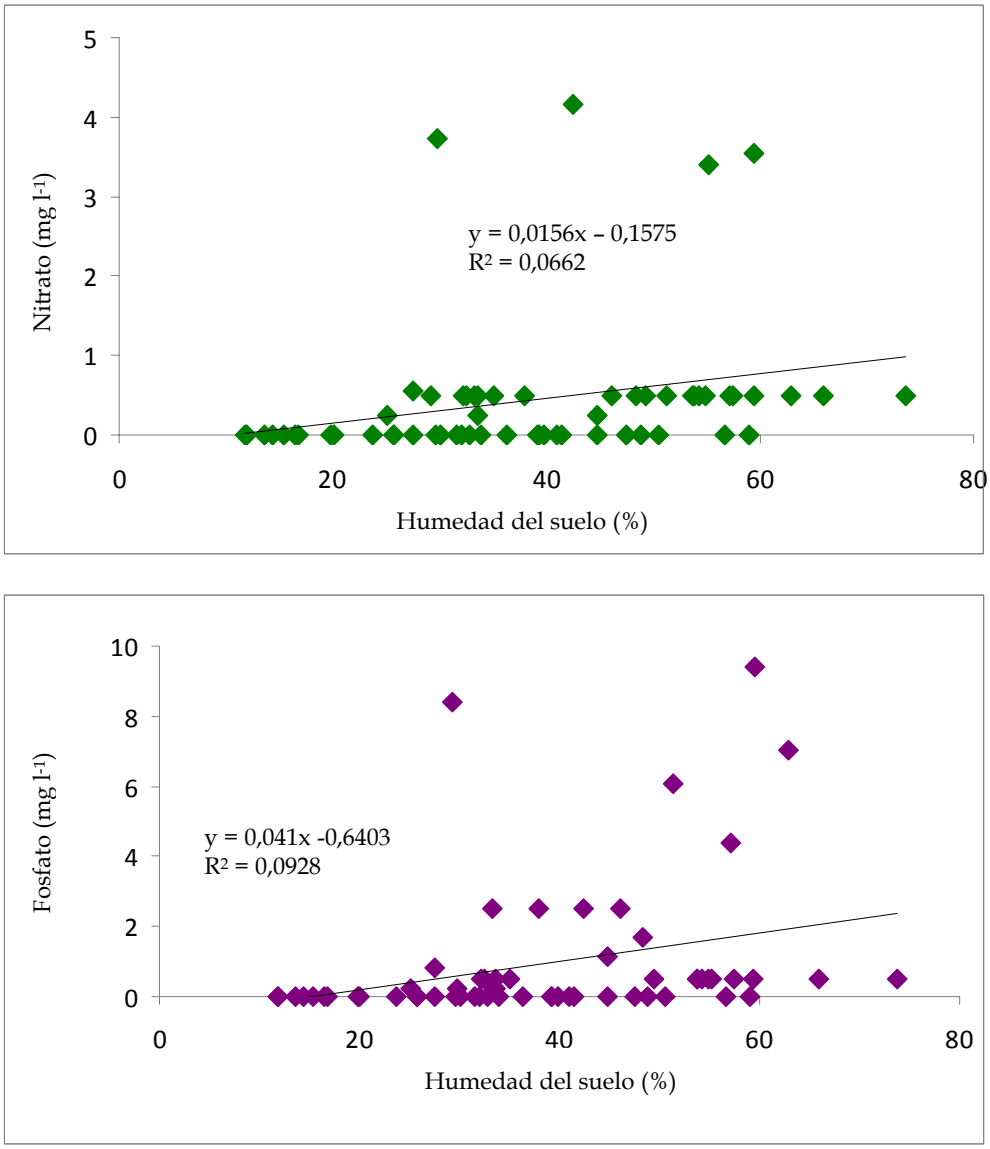


Figura 3.7. Relación entre la humedad del suelo (%) y las concentraciones de nitrato y fosfato (mg l^{-1}) en el agua de lixiviado (n=60).

La temperatura del suelo osciló entre 16ºC y 21ºC en las parcelas control y entre 18ºC y 23ºC en las parcelas quemadas (Tabla 4.7.). La temperatura de las parcelas quemadas fue siempre más elevada que la de las parcelas control, pero esas diferencias no fueron significativas ($F_{1,16}$=2,55, P>0,05). Se encontró una disminución significativa ($F_{1,16}$=8,6, P<0,05) en la temperatura del suelo durante el segundo año (2007) debido al hecho de que el verano fue más frío y húmedo.

Tabla 3.7. Valores medios (n=60) y error estándar (entre paréntesis) de temperatura y humedad del suelo en las parcelas control y quemadas durante el período de muestreo (mayo-octubre) en 2006 y 2007.

	2006		2007	
	Control	Quema	Control	Quema
Humedad del suelo (%)	16,4 (6,4)	32,27 (0,9)	37,38 (16,8)	40,03 (16,7)
Temperatura del suelo (ºC)	21,4 (1,9)	23,02 (2,7)	15,94 (5,1)	17,95 (5,6)

3.3.7. Recuperación de nutrientes en la biomasa aérea de *Calluna vulgaris* y en el suelo

La capacidad de recuperación de los nutrientes contenidos en la vegetación se estudió a través de los valores de cobertura de esta especie determinados dos años después de la quema experimental, ya que se observó una relación lineal significativa ($F_{1,28}$= 24,59, P<0,05) entre la biomasa de *Calluna vulgaris* y la cobertura vegetal (R^2=0,47) (Figura 3.8.).

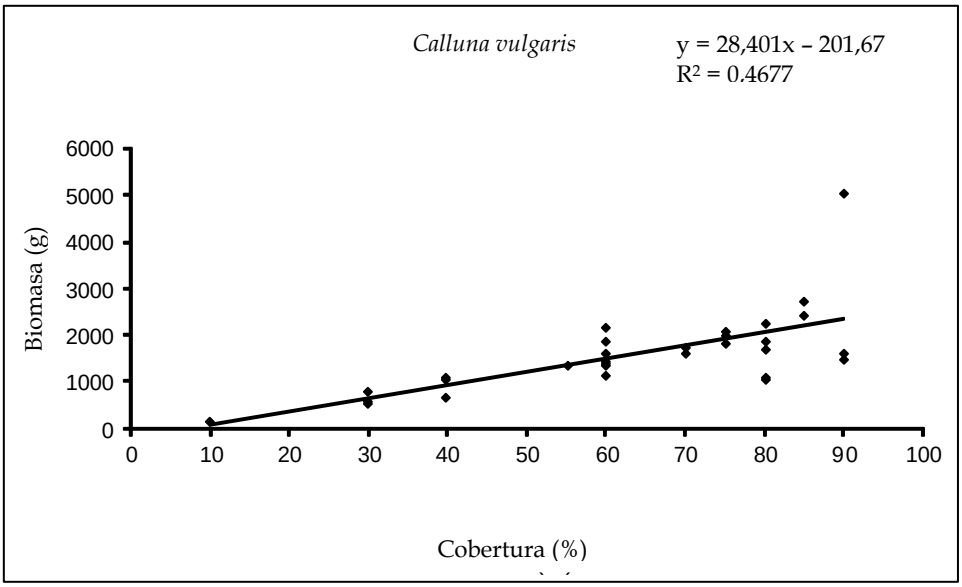


Figura 3.8. Relación entre la cobertura de *Calluna* (%) y el peso seco de la biomasa de *Calluna* (g) (n=30).

No se observó regeneración de *Calluna* durante el primer año tras la quema (datos no publicados) pero durante el segundo año alcanzó un 5% de cobertura. El contenido de N y P aumentó en la biomasa aérea dos años después del incendio (Tabla 3.8.), lo que representa una recuperación de los nutrientes del 10,08% para el nitrógeno y de un 41,15% para el fósforo, aunque estos valores se encuentran muy alejados de los medidos antes del incendio.

En relación al suelo mineral, el contenido de N aumentó considerablemente después de dos años, con más de tres veces la cantidad detectada justo después del incendio (desde 0,58 g m^{-2} hasta 1,8 g m^{-2}). Sin embargo, se observaron unas pérdidas elevadas de P (sobre el 30%) que estuvieron altamente correlacionadas con las concentraciones de fósforo en el agua de lixiviado.

Tabla 3.8. Porcentaje de recuperación de nutrientes en la biomasa aérea de *Calluna* y el suelo mineral dos años después de la quema experimental (n=9).

Depósitos de nutrientes (g m^{-2})		
Biomasa superficial	**N**	**P**
Después del incendio	2,58	0,26
Dos años tras el incendio	2,84	0,37
Recuperación de nutrientes (%)	10,08	41,15
Suelo	**N**	**P**
Después del incendio	0,58	0,38
Dos años tras el incendio	1,8	0,25
Recuperación de nutrientes (%)	207,33	-32,11

3.4. DISCUSIÓN

3.4.1. Efectos de las quemas experimentales en la reserva de nutrientes de suelo y vegetación

La cantidad de nutrientes eliminados por la quema depende de las condiciones ambientales, de la cantidad de nutrientes existentes en el sistema y de la biomasa aérea disponible para la combustión (Barker *et al.*, 2004; Härdtle *et al.*, 2007a). En el ecosistema estudiado, la quema experimental provocó la eliminación de alrededor del 30% del N total y una ganancia del 62% de P, valores que difieren de los obtenidos por otros autores en distintos países de Europa. Así, Barker *et al.* (2004) detectaron pérdidas del 15% de N como respuesta a quemas controladas realizadas en Inglaterra, mientras que en Alemania otros autores como Härdtle *et al.* (2007b) encontraron pérdidas del 29% de N y 20% de P. Esas diferencias estuvieron posiblemente relacionadas con las diferencias en las características de cada quema experimental y con los efectos del fuego en los nutrientes almacenados en los distintos

compartimentos del ecosistema ya que, tal y como indicó Allen (1964), el fuego elimina la mayor parte del contenido de N y P de la vegetación (con pérdidas de entre el 65 y el 70%).

La quema experimental es considerada como una herramienta de gestión de baja intensidad, por lo las temperaturas que se registran no son muy elevadas, tal y como ocurrió en este estudio. Esto permite que la quema afecte solamente a partes de la biomasa aérea y de la hojarasca, produciendo muy poco efecto en el estrato orgánico superficial del suelo (Härdtle *et al.*, 2007a). De todas maneras, su efecto puede variar con la estación del año. La quema experimental en este estudio se llevó a cabo en junio, con condiciones atmosféricas identificadas por Marcos *et al*. (2009) como apropiadas para incendios de baja-moderada intensidad. Estas condiciones son suficientes para eliminar las partes más finas de la vegetación, que son además las que presentan mayor contenido de N, y dejar las partes más gruesas de las plantas, que presentan las menores concentraciones de nutrientes.

Aunque se pierde una cantidad significativa de nutrientes durante la quema, éstos podrían ser compensados con la deposición de las cenizas. Las cenizas originadas en esta quema tuvieron una importante cantidad de restos parcialmente carbonizados y un pH ligeramente menor que las recogidas en otros estudios (Giovannini, 1994; Marcos, 1997). No obstante, el contenido de N y de P fue similar al registrado por Soto y Díaz-Fierros (1993) en las cenizas generadas tras la quema en laboratorio de *Ulex* en el noroeste de España. En el suelo mineral se encontró una disminución de un 38% de N, pero no se detectaron cambios en la concentración de P. Esto puede ser debido a que la temperatura de volatilización del N es muy baja, alrededor de 200ºC, mientras que el P necesita temperaturas más altas (Dimitrikapoulos, 1994).

La quema controlada puede ser un buen mecanismo para eliminar del ecosistema cantidades relativamente altas de N (Härdtle *et al.*, 2007a), mientras que otros nutrientes como el P permanecen en el ecosistema presentes en las cenizas, las cuales incrementan de manera importante la cantidad de P en el suelo en forma disponible (Kutiel and Shaviv, 1989). Esta eliminación selectiva de N, puede suponer una ventaja en aquellas áreas donde la deposición de N sea alta y donde la mayor parte del mismo sea almacenado en la biomasa de *Calluna*.

3.4.2. Dinámica temporal del pH y la concentración de nutrientes tras la quema experimental

Después de un incendio, se producen una serie de cambios en las concentraciones de nutrientes del suelo a corto y medio plazo. Esos cambios dependen principalmente de la cantidad y composición de la ceniza depositada, la precipitación tras el tratamiento de quema, las nuevas condiciones abióticas del suelo (Romanyá *et al*., 2001; Marcos *et al*., 2009), los procesos de lixiviado y el tipo de vegetación quemada (Kutiel y Shaviv, 1992).

Aunque se podrían esperar unos valores de pH elevados debido a la deposición de cenizas básicas (Marcos, 1997; Arocena y Opio, 2003), se observó que los valores de pH del suelo no mostraron un cambio significativo probablemente debido a la capacidad tampón de estos suelos, lo cual coincide con los resultados obtenidos por Mohamed *et al*. (2007). El que no se produjese aumento significativo del pH del suelo puede haber sido debido a una incorporación incompleta de las cenizas en el mismo y al efecto de las bajas temperaturas alcanzadas en el incendio (Giovannini, 1994; Marcos *et al*., 2007; Terefe *et al*., 2008). A pesar de que inicialmente la quema no tuvo un efecto significativo en el pH del suelo, al cabo de dos años las parcelas quemadas parecen mostrar unas condiciones menos ácidas, lo que puede estar influido por las nuevas condiciones bióticas que se producen tras la quema (Marcos *et al*., 2009).

Como resultado de los cambios producidos en el suelo después de un incendio, la disponibilidad de nutrientes puede disminuir a largo plazo, incluso aun cuando la fertilidad aumente inmediatamente tras la quema (Marcos *et al*., 2000). Diversos autores han indicado que los efectos del fuego en la química del suelo disminuyen o pueden incluso desaparecer durante el primer o segundo año tras la perturbación (Iglesias *et al*., 1998).

No se observaron variaciones significativas en las concentraciones de P total ni asimilable entre las parcelas quemadas y las parcelas control, inmediatamente después de la quema. El P total en las parcelas quemadas disminuyó ligeramente en comparación con las parcelas control el año en el que se realizó la quema, tal y como registraron Kutiel y Shaviv (1989) en suelos mediterráneos. En cambio, se detectó un incremento no significativo de P asimilable en las parcelas quemadas para este mismo período en comparación con las parcelas control. Estos resultados coinciden en mayor o menor medida con los obtenidos por la mayoría de autores que han llevado a cabo estudios en suelos quemados (Giovannini, 1994; Sánchez *et*

al., 1994; Ilstedt *et al*., 2003; Gimeno-García *et al*., 2004; Johnson *et al*., 2007; Mohamed *et al*., 2007), los cuales atribuyen este hecho a la eliminación de P fijado en la biomasa quemada, el cual queda incorporado a las cenizas (Niemeyer *et al*., 2005), y cuya cantidad depende de la intensidad del fuego (Gimeno-García *et al*., 2000). El incremento de P asimilable se suele producir después de incendios moderados (Dimitrakopoulos *et al*., 1994: Marcos *et al*., 2007) y, con temperaturas más altas, incluso puede disminuir, como se comprobó en programas de calentamiento de suelo llevados a cabo por Giovannini (1994) y Marcos *et al.* (2007), en que se registró una disminución del P asimilable por encima de los 460ºC. El aumento detectado en este estudio es pequeño debido a las bajas temperaturas alcanzadas durante el incendio, a la incorporación limitada de cenizas y a la presencia de valores bajos de pH (De Jong y Klinkhamer, 1983). Asimismo, cuando se contrasta la concentración de P asimilable a lo largo del tiempo, se observa una clara tendencia descendente, sobre todo en las parcelas quemadas. Esas pérdidas de P son comunes en los suelos muy arenosos (Mitchell *et al*., 2000), como este caso. Además, la disminución de P asimilable en las parcelas quemadas coincidió con las pérdidas por lavado detectadas por los lisímetros ubicados en esas parcelas. Estas pérdidas fueron también observadas por Johnson *et al*. (2007) dos años después de un incendio.

Inmediatamente después de la quema no se detectaron variaciones significativas en la concentración de N total, aunque al final del período de estudio la concentración de nitrógeno aumentó significativamente en las parcelas quemadas. El hecho de que no se produzcan cambios en la concentración de N total o de que ésta aumente después del fuego es un efecto típico de fuegos de baja intensidad (Martínez-Fernández y Díaz-Pereira, 1994; Sánchez *et al*., 1994; Gimeno-García *et al*., 2004; Del Moral *et al*., 2007), debido al aumento del contenido de la materia orgánica. Por otra parte, aunque inmediatamente después de la quema no se detecta un aumento de la cantidad de NH_4^+ como han señalado otros autores (Romanyà *et al*., 2001; Prieto-Fernández *et al*., 2004; Mohamed *et al*., 2007), si que a partir de los 4 meses se produce un incremento muy importante de amonio en las parcelas quemadas que perdura todo el período de estudio. Este efecto es atribuido a los cambios en las condiciones abióticas del suelo tras la quema, que favorecen la actividad microbiana y originan un aumento de la amonificación (Prieto-Fernández *et al*., 2004; Mohamed *et al*., 2007). Así por ejemplo, Mohamed *et al*. (2007) concluyeron que, después de quemas prescritas de invierno en Alemania, el aumento más importante de NH_4^+ se produjo en verano y una de las razones de que esto ocurriera fue el incremento de la temperatura del

suelo. En este estudio la concentración de amonio no muestra un claro patrón estacional pero esto es debido a que las condiciones ambientales de los dos años fueron diferentes, detectándose las mayores concentraciones cuando la temperatura del suelo se incrementaba. Al igual que en el presente estudio, Prieto-Fernández *et al.* (2004) detectaron pequeñas cantidades de NO_3^- tanto en suelos quemados como no quemados de Galicia y, asimismo, el fuego tampoco favoreció un incremento en el contenido de NO_3^-. Estos autores atribuyeron este hecho a una nitrificación reducida y al escaso número de organismos nitrificantes que resultan dañados por el fuego, particularmente si el pH del suelo no aumenta.

3.4.3. Pérdida de nutrientes del suelo por lixiviado

La quema afecta a la pérdida de nutrientes del suelo por lixiviado, particularmente del P. Durante el período de estudio, se registró una entrada significativa de P atmosférico (datos no publicados), en comparación con los valores obtenidos por autores como Härdtle *et al.* (2007b). Además, las cenizas resultantes mostraron un contenido de P bastante elevado. Estos dos factores, junto con la ausencia de vegetación que regula el contenido de agua en el suelo, contribuyeron a la mayor pérdida de P observada en las parcelas control, dado que el proceso de lixiviado depende de la cantidad de vegetación y de las condiciones del medio, tales como la humedad del suelo (Herrmann *et al.*, 2005). Los suelos quemados mostraron mayor temperatura y contenido de humedad que los de las parcelas control. Esto puede ser debido a la reducida tasa de evapotranspiración que hay en ausencia de vegetación y al aumento de la percolación del agua del suelo (Härdtle *et al.*, 2007a), que favorecen un mayor contenido de nutrientes en el agua infiltrada. En el tratamiento de quema se observaron también mayores pérdidas de N y se registró un mayor contenido de humedad. De hecho, la sequía tiene efectos más fuertes en las reservas y flujos del N y estos efectos son igualmente muy dependientes de las condiciones hídricas del ambiente (Jensen *et al.*, 2003).

Aunque en este estudio las concentraciones de nutrientes lixiviados no fueron significativas en relación con el contenido de humedad, hay una relación clara entre la quema y el mayor lixiviado encontrado en las parcelas quemadas. Nuestros resultados muestran un aumento de la humedad del suelo en las parcelas quemadas en comparación con las parcelas control a lo largo de todo el período de muestreo, que fue acentuado en julio y agosto. Este incremento podría ser debido al hecho de que la reducción de la cobertura vegetal permitió a una mayor cantidad de agua de lluvia alcanzar el suelo y, dado que la quema se llevó a cabo con un fuego de baja intensidad, el estrato orgánico superficial no fue completamente destruido,

permitiendo así una mayor retención del agua que alcanzó el suelo. Por otra parte, el hecho de que no haya vegetación leñosa implica que la evapotranspiración del agua de los estratos de suelo más profundos disminuya (Soto y Díaz-Fierros, 1993).

3.4.4. Recuperación de la reserva de nutrientes

Las distintas técnicas de gestión pueden eliminar cantidades variables de nutrientes almacenados en los ecosistemas y, en concreto, la quema puede movilizar la reserva de nutrientes de la vegetación de forma que algunos se pierden y otros se incorporan al suelo. Cuando la quema es utilizada como instrumento de gestión, ésta puede tener un impacto físico relativamente pequeño en el ecosistema y favorecer una regeneración vigorosa de *Calluna* (Barker *et al*., 2004), la cual se regenera principalmente por germinación en el área de este estudio (Calvo *et al*., 2007) pues las plantas son demasiado viejas para regenerarse por rebrote, y según Ross *et al*. (2003), esta especie muestra frecuentemente una baja tasa de rebrote.

El fuego afecta a las entradas, almacenamiento y salidas de N de los ecosistemas (Adams, 2003) y la quema prescrita tiene el potencial de eliminar grandes cantidades de N de la biomasa. La efectividad del fuego aumenta con ciclos cortos de gestión (como la quema cada 10 años), sobre todo en los brezales de la Cordillera Cantábrica en los que la regeneración de la vegetación es muy lenta, y tal y como se ha observado en este estudio, al cabo de dos años solamente se había recuperado un 10% del nitrógeno eliminado. Sin embargo, el efecto que tiene esta técnica de gestión sobre el contenido de nitrógeno en el suelo es muy diferente ya que según los resultados de este estudio hay una recuperación muy importante en el suelo. Este aumento podría estar relacionado con la incompleta combustión del horizonte orgánico y su incorporación al suelo mineral. Britton *et al*. (2008) ya señalaban que tanto el contenido de N como el de P pueden aumentar tras una quema experimental.

El fuego sí que parece tener un efecto más importante sobre el fósforo ya que, aunque se recupera muy bien en la vegetación, hay importantes pérdidas en el suelo. Las diferencias en los efectos que la quema muestra para los dos nutrientes más limitantes podrían tener gran influencia en el funcionamiento del ecosistema, ya que podríamos pasar de ecosistemas habitualmente limitados por nitrógeno a ecosistemas limitados por fósforo. Mohamed *et al*. (2007) encontraron un aumento de las concentraciones de N y de P en *Calluna vulgaris* tras una quema experimental, y asumieron que el P es el factor co-limitante junto con el N.

Estudios llevados a cabo en la Cordillera Cantábrica, al comparar diversas medidas de gestión (quema, corta y arado), mostraron que el fuego es la medida más adecuada para conservar este tipo de brezales (Calvo *et al*., 2002). La corta favorece a *Erica tetralix*, convirtiéndose en la especie leñosa dominante. Por otra parte, la regeneración tras el arado fue muy lenta. Sin embardo, tras la quema, se observó una buena respuesta, debido probablemente a que la germinación resultó estimulada por el aumento de la temperatura (Calvo *et al*., 2002). De acuerdo con una serie de estudios (Calvo *et al*., 2005; Calvo *et al*., 2007) la quema es la medida de gestión más apropiada en esas áreas para mantener a los callunares como brezales dominantes.

3.5. CONCLUSIONES

La quema prescrita es la herramienta de gestión más adecuada para conservar los brezales de la Cordillera Cantábrica en estado juvenil y para ralentizar el ciclo de nutrientes debido a la lenta capacidad de recuperación de la vegetación. Sin embargo, en estos brezales de distribución más meridional, esta técnica produce un importante desequilibrio entre el nitrógeno y fósforo, debido fundamentalmente a la escasa recuperación de este último y a las importantes pérdidas registradas. La quema como herramienta para mantener bajos niveles de nutrientes sería más efectiva si permitiera eliminar la mayor parte del horizonte orgánico, el cual es una reserva importante de nitrógeno. Quizás la realización de este tipo de quemas más frecuentemente sería más adecuada para este propósito. Una recomendación práctica para conservarlos podría ser efectuar quemas prescritas en mosaico cada 15 o 20 años.

Agradecimientos

Este estudio ha sido cofinanciado por la Junta de Castilla y León en el marco de los proyectos de investigación: LE021A08 y LEO39A09. Los trabajos han sido asimismo cofinanciados por el proyecto de investigación CGL2006-10998-C02-01/BOS del Ministerio de Educación y Ciencia.

3.6. BIBLIOGRAFÍA

Adams, M.B. 2003. Ecological issues related to N deposition to natural ecosystems: research needs. Environmental International 29, 189-199.

Aerts, R.; Heil, G.W. (Eds.) 1993. Heathlands: patterns and processes in a changing environment. Geobotany 20. Kluwer, Dordrecht.

Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. Journal of Applied Ecology 1, 347-367.

Alonso, I. 2004. La conservación de los brezales en Inglaterra. Ecosistemas 2004/1 (URL: http//www.aeet.org/ecosistemas/041/informe1.htm).

Anon, 1992. Council Directive of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (92/43/EEC). European Commission, Brussels, BE.

Arocena, J.M.; Opio, C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of subboreal forests soils. Geoderma 113, 1-16.

Barker, C.G.; Power, S.A.; Bell, J.N.B.; Orme, C.D.L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. Biological Conservation 120, 41-52.

Bremner, J.M.; Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen total. In: Page, A.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part: 2 Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison. WI. 595-624.

Britton, A.J.; Helliwell, R.C.; Fisher, J.M.; Gibbs, S. 2008. Interactive effects of nitrogen deposition and fire on plant and soil chemistry in an alpine heathland. Environmental Pollution 156 (2), 409-416.

Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 2002. Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian Mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. Acta Oecologica 23, 81-90.

Calvo, L.; Fernández, A.; Marcos, E.; Valbuena, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 2004. Cambios estructurales en los sistemas de pastos de la montaña leonesa como consecuencia de perturbaciones. Pastos y Ganadería Extensiva. XLIV Reunión Científica de la SEEP. Salamanca (España). 10-14 Mayo 2004. I.S.B.N.: 84-688-6576-1. 81-86.

Calvo, L.; Alonso, I.; Fernández, A.J.; Luis, E. 2005. Short term study of effects of fertilization and cutting treatments on the vegetation dynamics of mountain heathlands in Spain. Plant Ecology 179, 181-191.

Calvo, L.; Alonso, I.; Marcos, E.; Luis, E. 2007. Effects of cutting and nitrogen deposition on biodiversity in Cantabrian heathlands. Applied Vegetation Science 10, 43-52.

Carroll, J.A.; Caporn, J.M.; Cawley, L.; Read, D.J.; Lee, J.A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. New Phytologist 141, 423-431.

De Jong, T.J.; Klinkhamer, P.G.L. 1983. A simulation model for the effects of burning on the phosphorus and nitrogen cycle of a heathland ecosystem. Ecological Modelling 19, 263-284.

Del Moral, F.; De Haro, S.; Sánchez, J.A.; Simón, M.; García, I. 2007. Efectos en los suelos en incendios de baja intensidad en ambiente mediterráneo. In: Bellinfante, N.; Jordán, A. (Eds.), Tendencias actuales de la Ciencia del Suelo. Universidad de Sevilla, Sevilla, 554-562 pp.

Dimitrakopoulos, A.P.; Martin, R.E.; Papamichos, N.T. 1994. A simulation model of soil heating during wildland fires. In: Sala, M.; Rubio, J.L. (Eds.), Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Geoforma Ediciones, Logroño, Spain, 199-206 pp.

Evans, A.; Painter, M.; Wynde, R.; Micheal, N. 1994. An inventory of lowland heathland in England: a foundation for an effective conservation strategy. RSPB Conservation Review 8, 24-30.

Gimeno-García, E.; Andreu, V.; Rubio, J.L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. European Journal of Soil Science 51, 201–210.

Gimeno-García, E.; Andreu, V.; Rubio, J.L. 2004. Spatial patterns of soil temperatures during experimental fires. Geoderma 118, 17-38.

Gimingham, C.H. 1992. The lowland heathland management handbook. English Nature Science Ser. 8, Peterborough, UK.

Giovannini, G. 1994. The effect of fire on soil quality. In: Sala, M. and Rubio, J.L. (Eds), Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Geoforma Ediciones, Logroño, Spain, 15-28 pp.

Härdtle, W.; Von Oheimb, G.; Niemeyer, M.; Niemeyer, T.; Assmann, T.; Meyer, H. 2007a. Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. Biogeochemistry 86, 201-215.

Härdtle, W.; Niemeyer, T.; Assmann, T.; Meyer, H.; Von Oheimb, G. 2007b. Can prescribed burning compensate for atmospheric nutrient loads in wet heathlands? Phytoecologia 37(2), 161-174.

Herrmann, M.; Purt, J.; Pott, R. 2005. Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. Plant Soil 273, 129-137.

Ilstedt, U.; Giesler, R.; Nordgren, A.; Malmer, A. 2003. Changes in soil chemical and microbial properties after a wildfire in a tropical rainforest in Sabah, Malaysia. Soil Biological Biochemistry 35, 1071-1078.

Jensen, K.D.; Beier, C.; Michelsen, A.; Emmett, B.A. 2003. Effects of experimental drought on microbial processes in two temperate heathlands at contrasting water conditions. Applied Soil Ecology 24, 165-176.

Johnson, D.; Murphy, J.D.; Walker, R.F.; Glass, D.W.; Miller, W.W. 2007. Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. Ecological Engineering 31, 183-192.

Khoon, W.G.; Gimingham, C.H. 1984. Birch regeneration in heath vegetation. Proceedings of Royal Society Edinburgh 85B, 73-81.

Kristensen, H.L.; Henriksen, K. 1998. Soil nitrogen transformations along a successional gradient from *Calluna* heathland to *Quercus* forest at intermediate atmospheric deposition. Applied Soil Ecology 8, 95-109.

Kalra Y.P.; Maynard D.G. 1991. Methods manual for forest soil and plant analysis. Information Report NOR-X-319, Northern Forestry Centre, Alberta, Canada.

Kutiel, P.; Shaviv, A. 1989. Effect of simulated forest fire on the availability of N and P in Mediterranean soils. Plant Soil 120, 57-63.

Krupa, S.V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review. Environmental Pollution 124, 179-221.

Marcos, E. 1997. Procesos edáficos en comunidades alteradas por el fuego. Tesis Doctoral. Universidad de León.

Marcos, E.; Tárrega, R.; Luis, E. 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental FIRE.Arid soil research and rehabilitation 14, 293-307.

Marcos, E.; Tárrega, R.; Luis, E. 2007. Changes in a Humic Cambisol heated (100º-500ºC) under laboratory conditions: The significance of heating time. Geoderma 138, 237-243.

Marcos, E.; Villalón, C.; Calvo, L.; Luis-Calabuig, E. 2009. Short-term effects of experimental burning on soil nutrients in the Cantabrian heathlands. Ecological Engineering 35, 820-828.

Martínez-Fernández, J.; Díaz-Pereira, E. 1994. Changes of the physical and chemical properties in a soil affected by forest fire in Sierra Larga (Murcia, Spain). In: Sala, M. and Rubio, J.L. (Eds.), Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Geoforma Ediciones, Logroño, Spain, 67-77 pp.

Michael, N. 1993. The lowland heathland management booklet. English Nature. Peterborough.

Mitchell, R.J.; Marrs, R.H.; Le Duc, M.G.; Auld, M.H.D. 1999. A study of the restoration of heathland on successional sites: changes in vegetation and soil chemical properties. Journal of Applied Ecology 36, 770-783.

Mitchell, R.J.; Auld, M.H.D.; Hughes, J.M.; Marrs, R.H. 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. Biological Conservation 95, 233-246.

Mohamed, A.; Härdtle, W.; Jirjahn, B.; Niemeyer, T.; Von Oheimb, G. 2007. Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. Plant Ecology 189, 279-289.

Niemeyer, M.; Niemeyer, T.; Fottner, S.; Härdtle, W.; Mohamed, A. 2007. Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands. Biological Conservation 134, 344-353.

Niemeyer, T.; Niemeyer, M.; Mohamed, A.; Fottner, S.; Härdtle, W. 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. Applied Vegetation Science 8, 183-192.

Pakeman, R.J.; Hulme, P.D.; Torvell, L.; Fisher, J.M. 2003. Rehabilitation of degraded dry heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) moorland by controlled sheep grazing. Biological Conservation 114, 389-400.

Power, S.A.; Ashmore, M.R.; Cousins, D.A. 1998. Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. Environmental Pollution 102, 27-34.

Power, S.A.; Barker, C.G.; Allchin, E.A.; Ashmore, M.R.; Bell, J.N.B. 2001. Habitat management: a tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition. The Scientific World 1, 714-721.

Prieto-Fernández, A.; Carballas, M.; Carballas, T. 2004. Inorganic and organic N pools in soils Burneo or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. Geoderma 121, 291-306.

Romanyà, J.; Casals, P.; Vallejo, V.R. 2001. Short term effects of fire on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. Forest Ecological Management 147, 39-53.

Ross, S.; Adamson, H.; Moon, A. 2003. Evaluating management techniques for controlling *Molinia caerulea* and enhancing *Calluna vulgaris* on upland wet heathland in northern England, UK. Agriculture, Ecosystems and Environment 97, 39-49.

Sánchez, J.R.; Mangas, V.J.; Ortiz, C., Bellot, J. 1994. Forest fire effect on soil chemical properties and runoff. In: Sala, M.; Rubio, J.L. (Eds.), Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Geoforma Ediciones, Logroño, Spain, 53-65 pp.

Simonson, W.; Thomas, R. 1999. Biodiversity - making the links. English Nature, Peterborough, UK.

Soto, B.; Díaz-Fierros, F. 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. International Journal of Wildland Fire 3(4), 207-216.

Sutherland, N. 2004. Conservation and management of north-west European upland moorlands. Heathguard, The Heathland Centre, Norway, 40 pp.

Tapias Pantebre, J.C.; Salgot de Marçay, M.; Casas Pnsati, A. 2001. Utilidad de la técnica TDR para la medida de la variación espacial y temporal de la humedad del suelo en campos de golf. Edafología 8(3), 1-10.

Terefe, T.; Mariscal-Sancho, I.; Peregrina, F.; Espejo, R. 2008. Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study. Geoderma 143, 273-280.

Terry, A.C.; Ashmore, M.R.; Power, S.A.; Allehin, E.A.; Heil, G.W. 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. Journal of Applied Ecology 41, 897-909.

Tubbs, C.R. 1974. Heathland management in the New Forest, Hampshire, England. Biological Conservation 4, 303-306.

Wanner, M.; Xylander, W.E.R. 2003. Transient fires useful for habitat-management do not affect soil microfauna (testate amoebae)-a study on an active military training area in eastern Germany. Ecological Engineering 20, 113-119.

CAPÍTULO 4

Efectos de la deposición atmosférica de nitrógeno en los callunares de alta montaña. Implicaciones en el contenido de nitrógeno y fósforo de plantas y suelo

RESUMEN

Este estudio se ha llevado a cabo con el objeto de cuantificar los efectos de la deposición de nitrógeno en la dinámica de nutrientes del ecosistema de brezal de la Cordillera Cantábrica. Para ello, se seleccionaron tres brezales dominados por *Calluna vulgaris* y, en cada uno de ellos, se ubicaron dos parcelas permanentes (20 x 20 m) de las cuales una de cada sitio fue sometida a la adición de N (en forma de gránulos de nitrato amónico a un nivel de fertilización de 56 Kg ha^{-1} $año^{-1}$) y la otra fue utilizada como control. Para determinar las formas más abundantes de deposición atmosférica de N se analizó la deposición húmeda, mostrando que las formas oxidadas de N constituyen la principal fuente de este nutriente en la Cordillera Cantábrica. Tras el tratamiento experimental, se efectuó el análisis de las características del suelo (humedad, temperatura, N total, NH_4^+, NO_3^-, P total, P asimilable y pH), hojarasca (N total y P total) y brotes y ramas de *Calluna* (N total y P total). Las concentraciones de N y P en *Calluna* respondieron a la adición de N, con valores más elevados en las hojas. La relación N:P en las hojas de *Calluna* mostró que el sistema pasó de estar limitado por el N, al principio del experimento, a estar co-limitado por N y P con el tiempo. La producción de hojarasca, así como su contenido de N, aumentaron después de la adición de N.

Palabras clave: *Calluna vulgaris*, formas reducidas de nitrógeno, formas oxidadas de nitrógeno, relación N:P, Cordillera Cantábrica.

4.1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de brezal dominados por *Calluna vulgaris* son muy comunes en la región atlántica y subatlántica del oeste de Europa. Se caracterizan por un bajo contenido de nutrientes disponibles para las plantas, baja fertilidad del suelo y poca productividad (Gimminghan *et al*., 1979). Por esto mismo, los brezales presentan ciclos conservativos de nutrientes y tiempos de renovación altos tanto en plantas como suelos (Schmidt *et al.*, 2004). Este tipo de vegetación se ha mantenido a lo largo de los siglos mediante prácticas tradicionales de gestión (pastoreo, eliminación del horizonte orgánico y quemas controladas, entre otras), sin embargo, en décadas recientes han desaparecido en muchos lugares y los brezales han sido invadidos por especies como *Pteridium aquilinum* o por otros tipos de

vegetación de menor valor ecológico. A pesar de la puesta en marcha de numerosos programas de conservación y de la incorporación de este tipo de vegetación en reservas naturales, su declive ha continuado durante los últimos 50 años. El problema ha estado relacionado principalmente con el incremento de la deposición atmosférica de compuestos nitrogenados que causa eutrofización y acidificación de los suelos (Heil y Diemont, 1983; Bobbink *et al.*, 1998).

Existen dos formas principales de compuestos de nitrógeno que llegan a estos ecosistemas por deposición atmosférica: formas reducidas (NHx) y formas oxidadas (NOx). Las principales fuentes de óxidos de nitrógeno atmosférico (NOx) son las centrales térmicas y el transporte, mientras que las emisiones de nitrógeno reducido (NHx) son generadas por la ganadería (purines) y por las actividades agrícolas (aplicación de fertilizantes) (Asman *et al*, 1998; Holland *et al.*, 2005).

En la provincia de León, al noroeste de España, la mayor parte de la deposición atmosférica de N proviene de las centrales térmicas de Asturias. Esas estaciones están alimentadas por carbón, y el impacto producido por su contaminación es perceptible a muchos kilómetros de la fuente. La distribución de las centrales térmicas responde a los lugares donde se ubican las minas que las abastecen, razón por la cual hay numerosas centrales de este tipo en Asturias y León y, consecuentemente, se espera que haya elevadas deposiciones de N en sus formas oxidadas. En la provincia de León, los brezales se encuentran situados en los sistemas montañosos, relativamente cercanos a este tipo de industrias, en los que las bajas temperaturas del suelo originan un ciclo de N lento y, por tanto, poca disponibilidad del nutriente en formas adecuadas para que sea absorbido por las plantas (Nadelhoffer *et al.*, 1992).

La eutrofización de los ecosistemas pobres en nutrientes, como resultado de la deposición de compuestos nitrogenados, tiene consecuencias muy importantes en lo que a la conservación de la naturaleza se refiere (Bobbink *et al.*, 1992). De hecho, hay muchos expertos que consideran que la deposición de N será la tercera gran causa de pérdida de biodiversidad a escala global, después del uso del suelo y del cambio climático, a lo largo del próximo siglo (Sala *et al.*, 2000). El aumento de las deposiciones de nutrientes, particularmente de N, provoca una mayor producción vegetal (Adams, 2003), un incremento del N almacenado en biomasa y suelos (Power *et al.*, 1998; Carroll *et al.*, 1999), un reemplazamiento progresivo de *Calluna* por especies de herbáceas (Heil y Bobbink, 1993; Kirkham, 2001; Barker *et al.*, 2004,

Britton *et al*., 2008), pérdida de biodiversidad (Bobbink *et al*., 2010) y un incremento de la sensibilidad al estrés biótico y abiótico, incluyendo el aumento del desequilibrio del contenido de N foliar así como mayores daños en las plantas en época invernal (Heil y Bobbink, 1993; Carroll *et al*., 1999; Kirkham, 2001; Evans *et al*., 2006). Una mayor deposición de N también puede incrementar las posibilidades de ataque del escarabajo del brezo *Lochmaea suturalis* (Brunsting y Heil, 1985) y mayores concentraciones de N en los tejidos pueden ir asociadas a procesos más severos de herbivorismo. Asimismo, experimentos de campo a largo plazo realizados en Europa han testado la hipótesis de que el N es un factor clave de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Bobbink *et al*., 2010).

En general, el contenido de N de las plantas y su estequiometría son indicadores muy útiles de impacto del N (Thelin *et al*., 1998; Hicks *et al*., 2000; Rowe *et al*., 2008). El contenido de N en el tejido de los brotes de ciertas plantas como *Calluna vulgaris* ha demostrado ser casi proporcional a las entradas atmosféricas (Pitcairn *et al*., 2003). De manera similar, la relación N:P en particular ha sido utilizada para indicar la naturaleza de la limitación de nutrientes en comunidades vegetales (Güsewell, 2004). Diferentes estudios sobre la relación N:P sugieren que la vegetación en algunas áreas está limitada por el P, por el N o co-limitada (Kirkham, 2001; Britton y Fisher, 2007). A nivel de vegetación, la relación N:P <10 y >20 normalmente (aunque no siempre) corresponde a una producción de biomasa limitada por N y por P respectivamente, como han demostrado algunos experimentos a corto plazo, si bien los experimentos a largo plazo pueden mostrar resultados diferentes (Güsewell, 2004).

El conocimiento de los cambios en la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas como resultado del incremento de deposición atmosférica es un factor determinante a la hora de establecer la forma y frecuencia de gestión del hábitat, afectando no sólo al potencial de regeneración de *Calluna* sino también al alcance de extracción de nutrientes del ecosistema. Muchos de esos cambios funcionales y estructurales podrán tener gran importancia en los sistemas montañosos debido a los elevados niveles de biodiversidad que acogen (Mutke y Barthlott, 2005; Körner *et al*., 2011).

En el noroeste de España los brezales ocupan un 33% de la superficie de la Cordillera Cantábrica (MAPA, 1994). Estas comunidades representan los ejemplos más meridionales de los brezales de *Calluna vulgaris* en el oeste de Europa y han sido reconocidas como hábitats de importancia por la Directiva Europea Hábitat, en 1992 (Anon, 1992). Tradicionalmente,

estas áreas fueron utilizadas para pastoreo de ovejas (Figura 4.1.), cabras, y ganado vacuno y equino en sistemas pastorales trashumantes.

La quema y la corta eran las prácticas utilizadas regularmente como instrumento de gestión para mantener estos pastos. Dichas actividades eran similares a las utilizadas en otras partes del oeste de Europa con el objeto de contribuir al mantenimiento y la expansión de los brezales (Webb, 1998). Sin embargo, la gestión tradicional ha desaparecido prácticamente en la mayoría de países, así como en la Cordillera Cantábrica, debido a los cambios en las prácticas agrícolas y a otras razones socioeconómicas. Como resultado de esos cambios, los parches caracterizados por *Calluna vulgaris* y otras especies de ericáceas, tales como *Erica tetralix*, son escasos en la Cordillera Cantábrica (Calvo *et al.*, 2002; 2005). Además de los mencionados cambios en la gestión tradicional en la zona también se ha producido un aumento de la deposición atmosférica de N (Rivero *et al.*, 1996).

Figura 4.1. Aprovechamiento por ganado ovino trashumante en el Puerto de Vegarada. (Foto: L. Calvo)

Por todos estos motivos, el objetivo principal de este capítulo ha sido cuantificar los efectos de la deposición atmosférica de N en la dinámica de nutrientes del ecosistema de brezal de la Cordillera Cantábrica. En este capítulo se describen los trabajos experimentales realizados para determinar: 1) qué formas de N atmosférico (NOx, NHx) son más abundantes, 2) si las concentraciones de N y P en brotes y ramas de *Calluna vulgaris* aumentan con el incremento

de la deposición atmosférica, 3) si un aumento de las concentraciones de N y P en el suelo están relacionadas con el incremento de la deposición atmosférica de N y 4) si la adición de N en un brezal limitado por N provocaría su absorción por parte de la vegetación y un cambio de limitación hacia el P.

4.2. MATERIAL Y MÉTODOS

4.2.1. Diseño experimental

Se utilizó un diseño en bloques aleatorio para investigar la influencia de la deposición de nitrógeno en la dinámica de nutrientes de los brezales. Para llevarlo a cabo, se establecieron dos parcelas permanentes (20 x 20 m) en cada una de las zonas de estudio. Una de las parcelas fue sometida a un tratamiento de adición de N y la otra fue utilizada como control (Figura 4.2.).

Figura 4.2. Adición manual de nitrato amónico en la zona de Riopinos I. (Foto: L. Calvo)

La adición de N se realizó esparciendo a mano gránulos de nitrato amónico en 6 dosis mensuales iguales, desde mayo hasta octubre, entre junio de 2005 y octubre de 2007. El nivel de fertilización seleccionado (56 kg N ha^{-1} $año^{-1}$) fue el equivalente a dos veces el nivel de contaminación ambiental actual en esta área (Rivero *et al.*, 1996).

4.2.2. Determinación de la deposición atmosférica de nutrientes

Se determinaron las entradas atmosféricas de nitrógeno por vía húmeda a partir de las muestras de precipitación bruta recogidas en 9 pluviómetros (3 por zona). Los recipientes fueron colocados a una altura de 60 cm sobre la superficie del suelo, y cercanos a las parcelas donde se realizaron los tratamientos (Figura 4.3.).

Las muestras se recogieron mensualmente a lo largo del período vegetativo (de junio a octubre) en 2006 y 2007. Las concentraciones de PO_4^{-3} y de NO_3^- se determinaron mediante electroforesis capilar (Agilent CE) y las concentraciones de NH_4^+ fueron determinadas mediante destilación con MgO y valoradas posteriormente con H_2SO_4 0,005N en un destilador Büchi. La deposición fue calculada multiplicando la cantidad de precipitación por las concentraciones de N.

Figura 4.3. Imagen del sistema de recogida de muestras de precipitación para su posterior análisis de nitrógeno en la zona de San Isidro. (Foto: E. Marcos)

4.2.3. Producción y contenido en nitrógeno y fósforo en la hojarasca y los brotes de *Calluna*.

Tras el tratamiento experimental se recogieron, en 10 puntos, muestras de brotes anuales de *Calluna*, que luego se separaron en ramas y hojas. Posteriormente, estas muestras fueron mezcladas, formando una muestra integrada por parcela, de forma que, en cada muestreo se analizaron tres muestras por tratamiento y fracción.

Las muestras fueron almacenadas en un congelador (-18ºC) hasta su análisis y descongeladas a una temperatura inferior a 4ºC antes de efectuar el mismo. El material de *Calluna* se secó

después a 50ºC durante 1-2 días y luego se molió (ramas y hojas por reparado) hasta alcanzar un diámetro de 1 mm (MF10 basic, IKA Labortechnik). Las muestras de ramas y hojas fueron digeridas en HNO_3 (65%) y sometidas a calentamiento (550ºC) durante 7 horas antes del análisis de P con ICP-OES (Optima 2000 DV, Perkin Elmer). El contenido de N total se determinó mediante el método Kjeldahl. Las muestras fueron recogidas en ocho ocasiones durante el período de crecimiento (0, 4, 11, 14, 17, 23, 26 y 29 meses después de los tratamientos).

Además, en cada parcela, se colocaron 5 muestreadores de hojarasca (176,6 cm^2) con el fin de recoger la hojarasca caída durante el período vegetativo de crecimiento (Figura 4.4.). En esos mismos puntos se determinó el espesor de la capa de hojarasca. Todas las muestras de cada parcela fueron mezcladas completamente y, de esas muestras integradas, tres sub-muestras fueron finalmente analizadas por parcela. Las muestras se recogieron en septiembre de 2006 y 2007 y fueron tratadas y analizadas de la misma forma que las muestras de biomasa para el análisis de N y P.

Figura 4.4. Sistema de recogida de la hojarasca. (Foto: E. Marcos)

4.2.4. Características abióticas y químicas del suelo

En cada parcela, se recogieron diez muestras de suelo a una profundidad de 5 cm y se mezclaron completamente hasta lograr una muestra homogénea. En esta muestra final se realizó la analítica de tres sub-muestras. Previamente al muestreo, se retiró la capa de

hojarasca. Este procedimiento se repitió 0, 4, 11, 14, 17, 23, 26 y 29 meses después de los tratamientos.

En cada muestra de suelo se determinó la concentración de N total, NH_4^+, NO_3^-, P total, P asimilable y pH. Del suelo recogido, una parte fue secada, molida (con el fin de eliminar el material mayor de 2 mm de diámetro) y almacenada hasta el análisis. El pH del suelo se determinó potenciometricamente en una relación 1:2,5 en H_2O destilada. El P asimilable se determinó mediante el método Bray-Kurtz (Kalra y Maynard, 1991) y el P total fue digerido con una solución HNO_3/ HCl/ H_2O_2 en un microondas. Las muestras digeridas fueron analizadas con ICP-OES (Optima 2000 DV, Perkin Elmer). El N total se determinó mediante el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982).

El resto de muestras de suelo fueron congeladas a -18ºC hasta su extracción. Las muestras de suelo fueron agitadas en una solución de KCl 2M (relación suelo:solución 1:10) durante 1 h, centrifugadas a 3500 rpm y tamizadas a través de un filtro lavado GF/F. El filtrado fue almacenado por un tiempo máximo de una semana a 4ºC hasta su análisis mineral. El NH_4^+ y NO_3^- fueron destilados con MgO y aleación Devarda, respectivamente, y valorados con H_2SO_4 0,005N en un Büchi.

Además, desde mayo hasta octubre de 2006 y 2007 se midieron las variaciones de temperatura y humedad del suelo a intervalos mensuales mediante un TDR (Time Domain Reflectometry) (Tapias Pantebre *et al*., 2001).

4.2.5. Análisis de datos

Los datos de deposición atmosférica de PO_4^{-3}, NH_4^+, NO_3^-, variables químicas del suelo, producción de hojarasca y contenido de nutrientes de los tejidos de *Calluna* fueron analizados mediante un análisis factorial de la varianza. Antes de realizar los análisis estadísticos de suelo, hojarasca y *Calluna*, los datos fueron transformados logarítmicamente. Una vez estandarizados los datos se sometieron a un análisis de la varianza (ANOVA) de medidas repetidas tomando el tiempo como medida repetida y como factor los tratamientos experimentales (fertilización y control). Anterior a la realización del análisis se comprobó la normalidad de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Levene. Cuando se detectaban diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) se aplicaba el test de Tukey como estadígrafo de contraste.

Los análisis estadísticos se realizaron usando el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft, 1984-2001).

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Deposición atmosférica de nutrientes

Las entradas de nitrógeno por vía húmeda en forma de NO_3^- y NH_4^+ alcanzaron los 5,0 Kg ha^{-1} (Tabla 4.1). No se encontraron diferencias significativas entre los dos años de estudio para NO_3^- ($F_{1,8}$=1,29; P>0,05) ni para NH_4^+ ($F_{1,8}$=0,24; P>0,05), aunque durante el segundo año los valores fueron algo menores debido a un descenso en la concentración de NO_3^- y de NH_4^+ y al hecho de que la precipitación ese año fue también menor (418 mm en 2006 y 331 mm en 2007). La concentración de NO_3^- representó alrededor de un 65% del N total de la precipitación bruta. La relación NH_4^+:NO_3^- no mostró variaciones significativas durante los dos años de estudio. Por el contrario, las entradas de P como PO_4^{-3} mostraron un incremento significativo ($F_{1,8}$=95,24; P<0,05) durante el segundo año (8,1 kg ha^{-1}), debido a la elevada concentración de PO_4^{-3} en las muestras en los meses de agosto, septiembre y octubre (alrededor de 2,50 mg l^{-1}).

Tabla 4.1. Valores medios de PO_4^{-3}, NO_3^-, NH_4^+ provenientes de la deposición por vía húmeda (n=9), en el período vegetativo de crecimiento, durante los dos años posteriores a los tratamientos (Kg ha^{-1} ± error estándar).

	Año 2006	Año 2007
PO_4^{-3}	2,09 (0,00)	8,10 (2,69)
NO_3^-	3,29 (0,43)	2,74 (0,02)
NH_4^+	1,86 (1,17)	1,75 (0,46)
Deposición de N total (NO_3^- + NH_4^+)	5,15	4,49
NH_4^+:NO_3^-	0,57	0,64

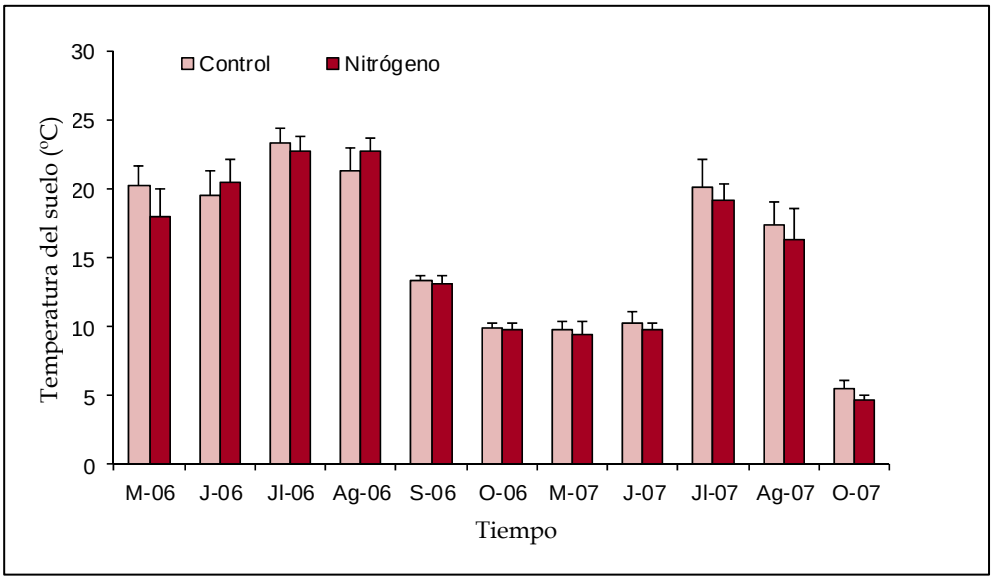
4.3.2. Condiciones abióticas del suelo

Las temperaturas del suelo durante el período de estudio no mostraron diferencias significativas entre las parcelas con adición de nitrógeno y las parcelas control ($F_{1,4}$=0,51; P>0,05) (Figura 4.5a). En ambos años, se observaron patrones intra-anuales similares, con temperaturas máximas registradas entre julio y agosto (alrededor de 22ºC) y mínimas en octubre (alrededor de 9ºC). Desde el punto de vista interanual, se detectaron temperaturas significativamente bajas ($F_{10,40}$= 33,81; P<0,01) durante mayo, junio y octubre de 2007 ya que, en general, la temperatura ambiente fue menor durante ese año.

Respecto a la humedad del suelo, (Figura 4.5b) no se encontraron diferencias significativas entre ambos tratamientos ($F_{1,4}$=0,44; P>0,05). De todas formas, al analizar las variaciones interanuales de humedad, se observaron diferentes patrones durante los dos años de estudio.

En general, la humedad del suelo mostró una tendencia opuesta a la temperatura y en 2007 fue más elevada que en 2006. Las variaciones intra anuales también divergieron. Durante 2006 los mayores contenidos de humedad fueron registrados en septiembre y octubre, mientras que en 2007 el comportamiento fue el contrario ya que el mayor contenido de humedad apareció en primavera y esas diferencias fueron además significativas ($F_{10,40}$= 36,05; P<0,01).

a)



b)

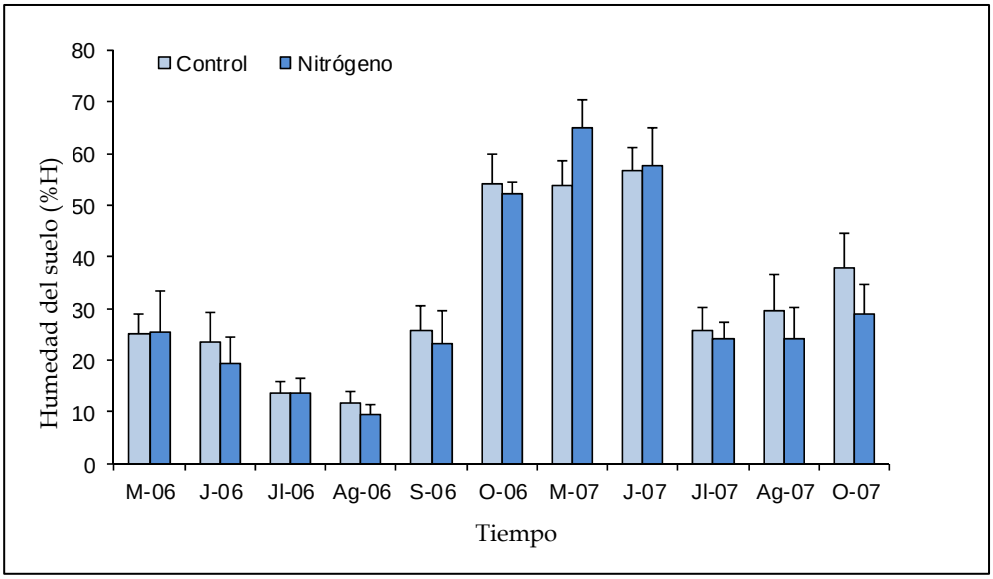


Figura 4.5. Valores medios y error estándar de temperatura (a) y contenido de humedad (b) en el suelo de las parcelas control y con adición de N, durante los dos años posteriores a la aplicación del tratamiento experimental.

4.3.3. Características químicas del suelo

En general, los valores de pH del suelo fueron mayores en las parcelas con adición de N, excepto en el mes 14 (Figura 4.6). En todo caso, no hubo diferencias significativas ($F_{1,4}$=0,37; P>0,05) entre los tratamientos. Tanto en las parcelas con adición de N como control se

observó el mismo patrón hacia un incremento de pH del suelo con el tiempo, apareciendo un pico en el mes 26 ($F_{7,28}$=2,75; P<0,05).

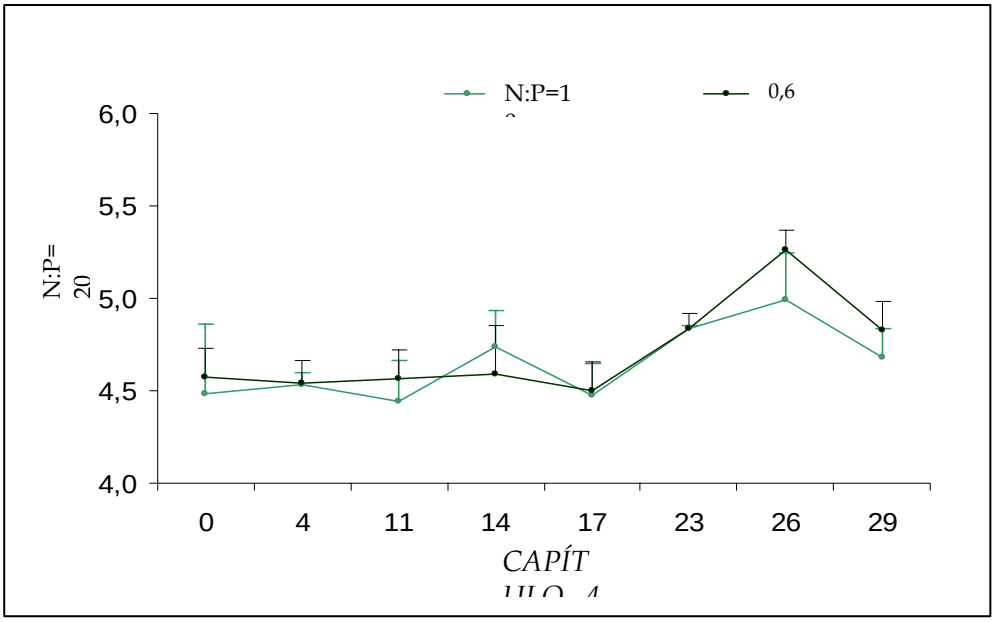


Figura 4.6. Valores medios y error estándar del pH del suelo en las parcelas control y con adición de N en la situación inicial (mes 0) y a lo largo del tiempo tras la aplicación del tratamiento experimental (meses: 4, 11, 14, 17, 23, 26 y 29).

Los valores más altos de P total se observaron en el tratamiento control (Tabla 4.2), alcanzando su concentración máxima en el mes 14, tras el comienzo de los tratamientos, y decreciendo progresivamente a lo largo de los muestreos posteriores ($F_{7,28}$=6,13; P<0,01). No se encontraron patrones estacionales respecto a la concentración de P total. Por otra parte, no se observaron diferencias entre los tratamientos ($F_{1,4}$=0,16; P>0,05) al final del experimento. La concentración de PO_4^{-3} fue más elevada en las parcelas control, pero tampoco se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos al final del experimento ($F_{1,4}$=0,02; P>0,05). Se observaron diferencias significativas en la concentración estacional de PO_4^{-3} ($F_{7,28}$=4,84; P<0,01), con valores más altos en verano y más bajos en el resto del año.

Tabla 4.2. Medias y errores estándar (n = 3) de las concentraciones en suelo de fósforo total, PO_4^{-3}, nitrógeno total, NH_4^+ y NO_3^- en las parcelas control (C) y con adición de N (N). Estaciones: primavera (pri), verano (ver), otoño (oto), invierno (inv).

		Meses desde los tratamientos / Estación							
		2 (ver)	**4 (oto)**	**11 (pri)**	**14 (ver)**	**17 (oto)**	**23 (pri)**	**26 (ver)**	**29 (oto)**
P total (mg Kg^{-1})	**C**	578,6 (201,5)	541,4 (172,9)	783,0 (289,9)	1008,8 (319,5)	628,7 (228,9)	482,7 (161,7)	505,7 (168,7)	567,6 (205,1)
	N	445,9 (170,4)	415,9 (155,1)	804,8 (395,4)	699,2 (238,8)	442,8 (151,1)	393,7 (150,2)	389,7 (146,7)	457,2 (181,8)
PO_4^{-3} (mg Kg^{-1})	**C**	13,0 (3,3)	8,5 (4,5)	4,4 (0,9)	9,3 (2,0)	5,3 (1,9)	2,4 (1,3)	7,8 (4,3)	1,1 (0,5)
	N	9,8 (3,6)	9,9 (6,2)	3,8 (2,0)	6,4 (1,4)	4,3 (2,4)	2,6 (1,8)	5,6 (3,2)	1,0 (0,5)
N total (g Kg^{-1})	**C**	0,5 (0,2)	0,2 (0,1)	0,5 (0,2)	0,6 (0,2)	0,6 (0,2)	0,5 (0,2)	0,6 (0,2)	0,6 (0,2)
	N	0,3 (0,1)	0,2 (0,1)	0,5 (0,2)	0,5 (0,1)	0,5 (0,2)	0,5 (0,2)	0,5 (0,1)	0,4 (0,1)
NO_3^- (mg Kg^{-1})	**C**	3,5 (2,0)	7,5 (7,2)	6,8 (4,5)	1,0 (0,3)	6,6 (6,3)	1,3 (1,3)	0,5 (0,3)	0,0 (0,0)
	N	0,1 (0,1)	2,0 (1,2)	0,7 (0,4)	4,3 (0,2)	0,3 (0,3)	5,6 (3,7)	8,5 (5,4)	0,7 (0,6)
NH_4^+ (mg Kg^{-1})	**C**	29,9 (22,6)	11,2 (7,4)	16,3 (6,1)	21,4 (9,4)	27,7 (13,9)	11,4 (10,9)	33,5 (1,6)	51,2 (10,2)
	N	15,8 (10,5)	19,8 (4,1)	9,7 (6,4)	37,0 (10,6)	31,6 (3,6)	44,8 (15,3)	39,9 (5,4)	55,5 (16,5)

La adición de N no provocó un aumento significativo ($F_{1,4}$=0,27; P>0,05) de la concentración de N total en los suelos en comparación con las parcelas control (Tabla 4.2). De todos modos, sí hubo incrementos significativos en las parcelas control a lo largo del tiempo ($F_{7,28}$=6,14; P<0,01). No se observaron patrones estacionales.

Respecto a la concentración de NO_3^-, no hubo incremento significativo de la misma un año después del comienzo de los tratamientos (Tabla 4.2). Durante ese primer año las parcelas control mostraron mayor contenido de NO_3^- en los suelos que las parcelas con adición de N. No obstante, desde el segundo año el patrón revirtió, pues se produjo un incremento de NO_3^- en las parcelas con adición de N, pero ese aumento no fue significativo ni en el tiempo ($F_{7,28}$=0,38; P>0,05) ni entre tratamientos ($F_{1,4}$=1,15; P>0,05).

La concentración de NH_4^+ en el suelo fue mayor en las parcelas con adición de N que en las control desde el final del primer año, pero no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{1,4}$=0,04; P>0,05). La concentración de NH_4^+ aumentó significativamente con el tiempo ($F_{7,28}$=2,41; P<0,05) en ambos tratamientos.

4.3.4. Producción de hojarasca

La adición de N no incrementó significativamente la producción de hojarasca ($F_{1,4}$=0,01; P>0,05) en relación con las parcelas control (Tabla 4.3). De todas formas, durante el segundo año, se produjo un incremento en la producción de hojarasca tras la adición de N.

Tabla 4.3. Medias y errores estándar (n = 3) de producción de hojarasca y concentración de N y P en el período vegetativo de crecimiento, durante los dos años posteriores a los tratamientos: adición de nitrógeno y control.

	Año 2006		Año 2007	
	Control	Nitrógeno	Control	Nitrógeno
Producción de hojarasca (g m^{-2})	131,1 (46,5)	121,2 (48,0)	69,9 (23,8)	84,6 (10,6)
Concentración de N (%)	0,74 (0,09)	0,72 (0,06)	0,65 (0,01)	0,88 (0,08)
Concentración de P (%)	0,53 (0,17)	0,53 (0,19)	0,32 (0,05)	0,44 (0,06)

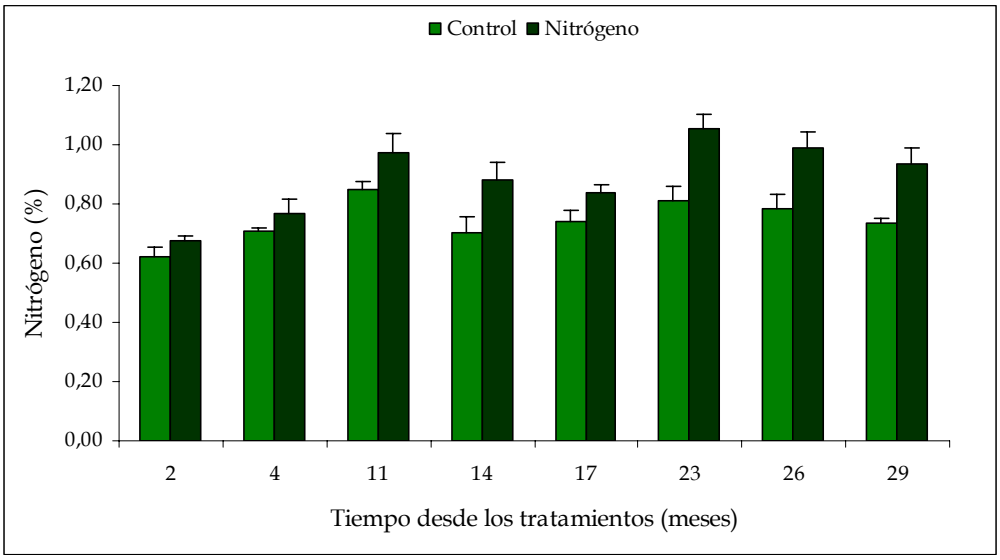
La hojarasca de las parcelas con adición de N presentó mayores concentraciones de N durante el segundo año en relación con el control, si bien este aumento no fue significativo ($F_{1,4}$=1,63; P>0,05). Se observó el mismo patrón en las concentraciones de P en la hojarasca tras la adición de N ($F_{1,4}$=0,09; P>0,05). No se observaron diferencias significativas en el tiempo para este tratamiento.

4.3.5. Contenido de nitrógeno y fósforo en los brotes de *Calluna* y relación N:P

Se observó un incremento de N en la concentración foliar de *Calluna* como respuesta a la adición de N durante el primer año después de los tratamientos (Figura 4.7a), aunque este efecto no fue estadísticamente significativo. Desde el segundo año tras la adición de N (23 meses) se observó un incremento significativo con el tiempo ($F_{7,28}$=25,01; P<0,05), apareciendo diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{1,4}$=8,11; P<0,05). Durante el primer y segundo años tras los tratamientos, la concentración de N mostró un claro patrón estacional, con los valores más altos en primavera y los más bajos en otoño. El contenido de N en las ramas de *Calluna* también respondió a la adición de N (Figura 4.7b), aunque siempre con valores menores que en las hojas (0,49% en ramas y 0,93% en hojas). En las parcelas control la concentración permaneció constante durante todo el período de estudio. En las parcelas con adición de N se encontró un incremento significativo a partir del segundo año

desde los tratamientos ($F_{7,28}$=19,48; P<0,05). También aparecieron diferencias entre los tratamientos ($F_{1,4}$=7,71; P<0,05).

a) Hojas.



b) Ramas.

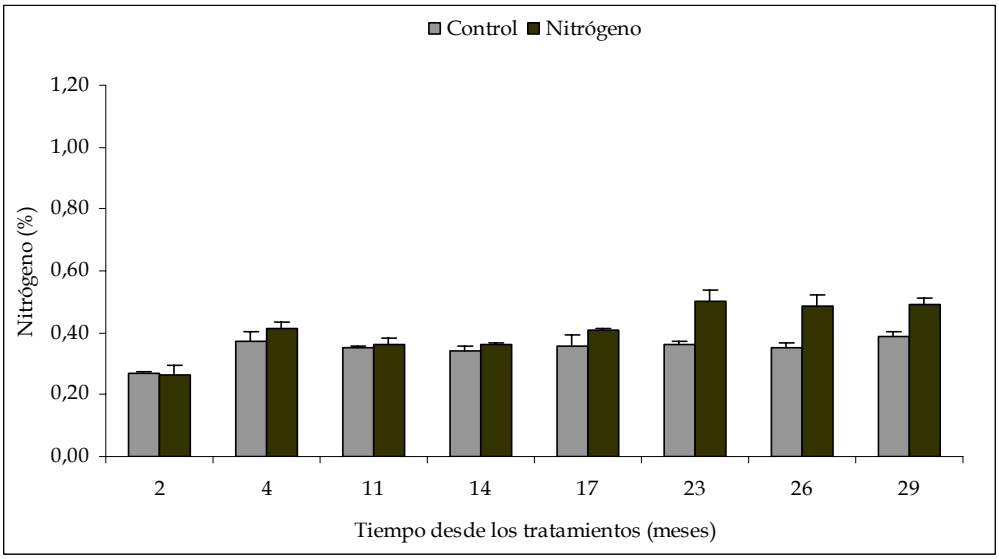
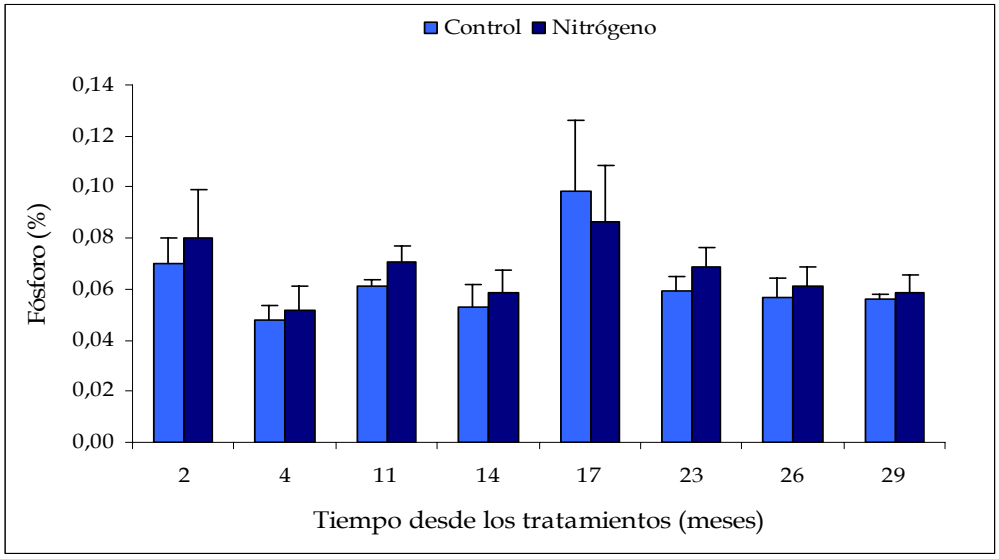


Figura 4.7. Valores de concentración media y error estándar de N total (%) en (a) hojas y (b) ramas de *Calluna vulgaris*, en las parcelas control y con adición de N, a lo largo del tiempo (meses: 2, 4, 11, 14, 17, 23, 26 y 29) tras la aplicación del tratamiento experimental.

En general, se observó un incremento en el contenido de P, principalmente en las hojas de *Calluna*, después de la adición de N (Figura 4.8a). A lo largo del tiempo, se observaron diferencias significativas en las hojas ($F_{7,28}$=3,69; P<0,01) y en las ramas ($F_{7,28}$=3,88; P<0,01).

La concentración de P en *Calluna* respondió a la adición de N y mostró valores más bajos en ramas (Figura 4.8b) que en hojas.

a) Hojas.



b) Ramas.

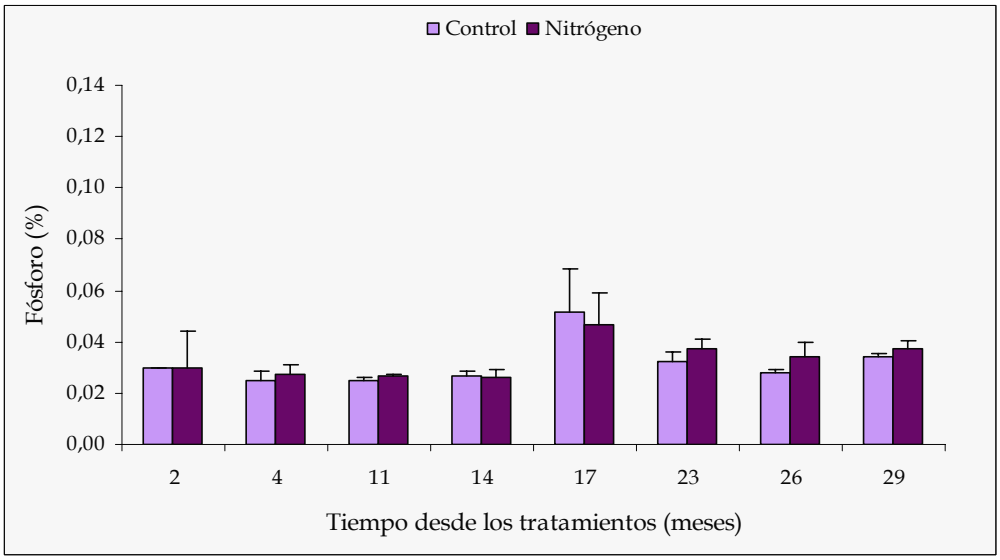


Figura 4.8. Valores de concentración media y error estándar de P total (%) en (a) hojas y (b) ramas de *Calluna vulgaris*, en las parcelas control y con adición de N, a lo largo del tiempo (meses: 2, 4, 11, 14, 17, 23, 26 y 29) tras la aplicación del tratamiento experimental.

La relación N:P en las hojas de *Calluna* indicó que el sistema estaba limitado por N (N:P<10) al principio del estudio y con el tiempo se transformó en un sistema co-limitado por N y P (N:P >10 y <20), lo cual fue más evidente en las parcelas con adición de N (Figura 4.9).

Se observaron diferencias significativas ($F_{7,28}$=7,28; P<0,01) en la relación N:P en las hojas entre los meses 2 y 4.

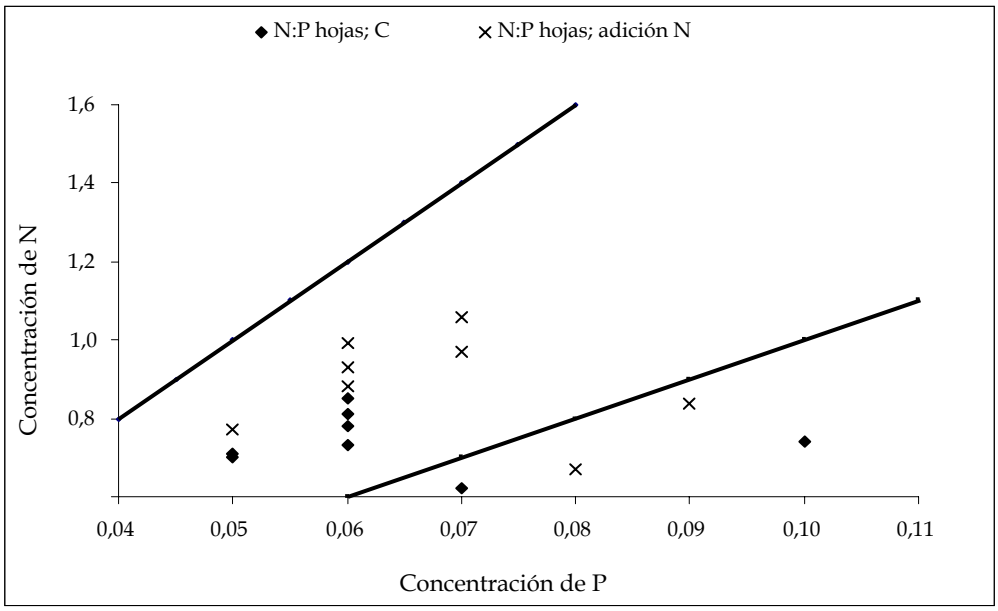


Figura 4.9. Relación N:P en las hojas de *Calluna vulgaris* a lo largo del tiempo (meses: 2, 4, 11, 14, 17, 23, 26 y 29) tras la aplicación del tratamiento experimental.

4.4. DISCUSIÓN

4.4.1. Deposición atmosférica de N

La forma en la que el nitrógeno depositado por vía atmosférica entra en el ecosistema y sobre todo los cambios relación NHx y NOx, es fundamental para determinar la respuesta de los ecosistemas frente a un incremento de nitrógeno (Stevens *et al.*, 2011). A escala global, entre todas las formas de N presentes en la atmósfera, el NH_3 es el que ocasiona el mayor impacto dada su elevada variabilidad espacial (Van Dijk *et al.*, 2005) aunque es convertido localmente en NH_4^+ y ambos son eliminados de la atmósfera mediante deposición húmeda o seca (Krupa, 2003). Consecuentemente, estos dos compuestos tienen una gran importancia pues la deposición atmosférica de N ocurre principalmente en sus formas reducidas (Van

den Berg *et al.*, 2008). Respecto a las formas oxidadas de N, éstas son liberadas en procesos de combustión o generadas en reacciones ocurridas en la propia atmósfera por lo que también aparecen tanto en la deposición seca como en la húmeda (Erisman y Fowler, 2004). La deposición de formas reducidas y oxidadas de N ocasiona acidificación y eutrofización de los ecosistemas terrestres y acuáticos (Erisman y Fowler, 2004).

La deposición de N en la Cordillera Cantábrica (NO de España) varió entre 4,49 y 5,15 kg ha^{-1} en el período libre de nieve (de mayo a octubre). Estas cantidades concuerdan con los datos de deposición húmeda obtenidos en otras partes de España, como Cataluña (NE de la península), donde la deposición de N osciló entre 4,19 y 6,73 kg N ha^{-1} $año^{-1}$ (Ávila *et al.*, 2010). De todas maneras, estos autores concluyeron que si se incluía la deposición seca, la deposición anual de N alcanzaba 11,5 – 18,6 kg ha^{-1} $año^{-1}$. De forma similar, en la Sierra del Montseny (NE de España), la deposición húmeda varió entre 14,8 y 21,9 kg N ha^{-1} $año^{-1}$. La cantidad obtenida en el presente estudio también concuerda con los datos de deposición húmeda obtenidos por Sanz *et al.* (2002) en nueve puntos semiáridos de la costa este de España (entre 6,8 y 9,78 kg N ha^{-1} $año^{-1}$). Asimismo, en una zona de páramo del norte de Gales, la deposición húmeda registrada fue de 8,0 kg N ha^{-1} $año^{-1}$ y las entradas de N total de 10,6 kg N ha^{-1} $año^{-1}$ (Pilkington *et al.*, 2005). Por todo ello, nuestros resultados pueden ser considerados dentro de la tendencia normal de deposición atmosférica de N en Europa, si bien nuestra deposición anual es probablemente mayor que la carga crítica de 10 Kg N ha^{-1} $año^{-1}$ definida para los ecosistemas templados (Dise y Wright, 1995).

El incremento de las formas reactivas reducidas u oxidadas de N inorgánico se ha visto acelerado dramáticamente debido a la producción y uso de fertilizantes sintéticos en la agricultura y a los procesos de combustión (Hessen *et al.*, 2009). Galloway *et al.* (2004) predijeron que en el año 2050 los depósitos terrestres de NOx habrán aumentado un 70% comparado con los niveles de los años 90, mientras que la deposición de NHx terrestre se incrementará en un 133% respecto al mismo período debido a una mayor demanda de alimento.

Esta tendencia hacia un aumento de los depósitos de NHx respecto a los de NOx está ya siendo observada en Europa (Fagerli y Aas, 2008), aunque en algunos países, como Holanda, donde se ha regulado las emisiones de NHx la deposición de estas formas ha disminuido (Stevens *et al.*, 2011).

En la Cordillera Cantábrica, la deposición de N es principalmente en forma de NOx, y está relacionada con los procesos de combustión de las centrales térmicas de producción de electricidad del norte de España (SADEI, 2010). No obstante, la deposición de NO_3^- descendió durante el segundo año de este estudio (2007), debido posiblemente a una reducción en la actividad de las estaciones térmicas. En el año 2009, se pudo apreciar además que las centrales térmicas de Asturias registraron los menores valores de producción de décadas (SADEI, 2010), debido probablemente a los bajos incentivos para el uso de carbón nacional y al aumento de la influencia de las energías renovables en el mix energético nacional.

En el futuro, se espera que la tendencia en la Cordillera Cantábrica sea la misma que en otras partes de Europa, donde diversos estudios han señalado que las tasas de deposición de NOx se reducirán (4% menos en 2050 que en 1990), posiblemente debido a la inclinación actual en el uso de la energía (Seitzinger *et al.*, 2002). En el conjunto de Europa, la deposición de NOx disminuyó entre 1990 y 2005 como resultado del cambio de la quema de carbón por la utilización de gas o por la actividad de las centrales nucleares, mientras que la deposición de NHx se ha estabilizado desde 1995, lo que ha provocado un incremento en la relación NHx:NOx (Fagerli y Aas, 2008) tal y como se ha podido observar en la zona de estudio. En la Cordillera Cantábrica la deposición de NH_4^+ también disminuyó en el tiempo, pero esa reducción fue menor que la de NOx. Esto podría ser explicado por la disminución de la superficie de cultivos en esta área de 8,69% (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2007) y por el aumento de la producción ganadera y agrícola (COPAE, 2007).

4.4.2. Efectos de la deposición de N en el suelo

La deposición de nitrógeno puede modificar la fertilidad del suelo, incluyendo cambios en la disponibilidad de P y en la proporción de nutrientes (Vourlitis *et al.*, 2007; Ochoa-Hueso *et al.*, 2011). Sin embargo, es necesario que la fertilización se lleve a cabo durante varios años para poder identificar cambios significativos en el pH y las concentraciones de N y P, dado que los depósitos de N normalmente muestran gran variabilidad y las respuestas del suelo son muy lentas (Vourlitis *et al.*, 2009). Al mismo tiempo, la sensibilidad del suelo a la deposición de N depende mucho del lugar donde ésta se produzca (Evans *et al.*, 2006).

En los brezales de la Cordillera Cantábrica no se observaron cambios significativos en el contenido de N total del suelo, probablemente porque fue absorbido por la vegetación

(Verburg y Van Breemen, 2000), utilizado por los microrganismos (Herrmann *et al.*, 2005) o, incluso, lixiviado (Evans *et al.*, 2006), dado que, en esta área, los suelos son húmedos y arenosos. En general, estos resultados concuerdan con los obtenidos por Marcos *et al.* (2003). Sin embargo, aunque no se detectaron cambios significativos en el contenido de N total, se observó un aumento de las formas inorgánicas (NO_3^- y NH_4^+) en verano del segundo año tras la aplicación de los tratamientos experimentales, posiblemente debido a que la actividad microbiana se vio favorecida por la temperatura (Jensen *et al.*, 2003; Sowerby *et al.*, 2005). Los sistemas limitados por N son vulnerables a la deposición atmosférica debido a la contaminación, que provoca el crecimiento de las plantas y el aumento de la biomasa bacteriana, así como una mayor actividad del ciclo de nutrientes (Johnson et al., 1998). La actividad de la biomasa microbiana en los suelos está más relacionada con las formas minerales de N que con el N total, lo que podría explicar los cambios en el N mineral, aunque no en el N total. En ese sentido, el P total e inorgánico del suelo no mostró variaciones significativas tras la fertilización en los brezales de la Cordillera Cantábrica.

Tal y como ha ocurrido en otros estudios (Ochoa-Hueso y Manrique, 2011), se observó un patrón estacional en la disponibilidad de N y P en el suelo, que decreció del verano al otoño debido posiblemente a un descenso en la actividad microbiana.

En general, en el área de estudio y durante la duración del mismo, los suelos no resultaron acidificados como consecuencia de las entradas de N, al contrario de lo ocurrido en los experimentos llevados a cabo por Carroll *et al.* (1999) en los que se produjo una acumulación de iones de NH_4^+ en los suelos a largo plazo. En cambio, los resultados de este trabajo concuerdan con los obtenidos por Ochoa-Hueso y Manrique (2011) en los que los tratamientos con N no afectaron al pH del suelo.

4.4.3. Efectos de la deposición de N en los brotes de *Calluna*

Los efectos de la deposición atmosférica de N en los brezales han sido claramente comprobados (Marcos *et al.*, 2003). En el presente estudio se observó un incremento del contenido de N en las hojas de *Calluna* en primavera, asociado a la deposición de N, lo que demostró que esta especie absorbe rápidamente el nutriente (Britton *et al.*, 2008), además de que podría indicar que el N es el factor limitante (Krupa, 2003). En general, el contenido de N en las hojas depende del período del año (Barker *et al.*, 2004). La concentración máxima del nutriente fue registrada en primavera, descendiendo en otoño, dado que en ese momento las

plantas han utilizado los nutrientes para crecer y producir frutos. De hecho, en otoño, las partes de *Calluna vulgaris* con un crecimiento más activo, los brotes más largos y florecientes, contribuyen menos del 20% a la biomasa superficial (Salt y Mayes, 1993). En otoño hubo un aumento claro en el contenido de N en las ramas a partir del segundo año, probablemente debido al almacenamiento de dicho nutriente.

Calluna vulgaris también respondió a la adición de N con un incremento en la concentración de P en hojas y ramas. Así, en este estudio, se observó un aumento del contenido de P en las hojas de *Calluna* tal y como encontraron en hojas de este especie Rowe *et al.* (2008). Mientras que en otros experimentos (Britton *et al.*, 2008) la adición de N solo afectó significativamente al contenido de N de las hojas.

Numerosos estudios en brezales muestran que las concentraciones de N y P en las hojas de *Calluna* son buenos indicadores del funcionamiento de los sistemas terrestres (Güsewell, 2004) y la relación N:P en las hojas refleja las adaptaciones de las plantas a limitaciones locales de nutrientes (Aerts y Chapin, 2000).

En general, la relación N:P está influida por la deposición de N (Güsewell, 2004) y la adición prolongada de este nutriente provoca cambios en numerosos ecosistemas terrestres pasando de estar limitados por el N a estar co-limitados por N y P en el tiempo, según un rango de valores: <10 para limitación por N y >20 para limitación por P (Güsewell, 2004), y se apoya la hipótesis de que la fertilización puede conllevar la limitación del sistema por otros nutrientes (Rowe *et al.*, 2008). Hay autores (Koerselman y Meuleman, 1996) que consideran diferencias respecto a los valores de la relación N:P indicando que <14 implica limitación por N, mientras que >16 implica limitación por P y 14-16 co-limitación, si bien este umbral es pequeño y sería inapropiado utilizarlo (Bobbink y Hettelingh, 2010). En la Cordillera Cantábrica, la fertilización causó un cambio en el nutriente limitante del sistema en el tiempo, pasando de estar limitado por el N a estar co-limitado por N y P (<10 limitado por N y >20 limitado por P; Güsewell, 2004), al contrario de los resultados obtenidos en Alemania por otros autores en brezales dominados por *Calluna* (Von Oheimb *et al.*, 2010). Por tanto, la relación N:P debería ser utilizada únicamente como indicador de limitación de nutrientes sólo a escala local (Von Oheimb *et al.*, 2010), ya que en Alemania la deposición fue mayor que en este estudio. Además, ratios moderados o altos de deposición de N tienden a saturar el ecosistema a largo plazo, mientras que brezales expuestos a niveles menores de deposición atmosférica de N acumulan el nutriente en el suelo (Härdtle *et al.*, 2007). Por esta razón, se

hace necesaria una gestión de los brezales a medio o largo plazo con el fin de mantener el equilibrio. La relación N:P no debería ser el único criterio para estimar la limitación de nutrientes, pues la producción de biomasa puede estar limitada por otros elementos (Aber *et al.*, 1989; Van Duren y Pegtel, 2000; Power *et al.*, 2004). Asimismo, como la relación N:P puede mostrar una elevada variabilidad temporal (Von Oheimb *et al.*, 2010), es necesario realizar estudios a largo plazo. El impacto de la deposición de N en los brezales debería calcularse en una escala de tiempo de entre 10 y 20 años, que es el óptimo para estos ecosistemas (Barker *et al.*, 2004).

La relación N:P en el tejido de *Calluna* ha demostrado estar muy relacionada con el contenido de P del suelo (Britton y Fisher, 2007), ya que hay autores (Britton *et al.*, 2005) que han observado en sus experimentos que, de los sitios en los que estudiaron esta relación, la limitación por P ocurrió en suelos con bajo contenido de ese nutriente y sólo uno de sus sitios, que presentó un elevado contenido de P, mostró estar limitado por el N. Asimismo, en ese estudio, la relación N:P en *Calluna* fue mucho más variable entre sitios que para otras especies de la misma comunidad (*Racomitrium lanuginosum*), reflejando que la variación de esta relación depende de las propiedades del suelo. Los efectos de la deposición de N pueden ser diferentes en los distintos tipos de suelo debido a diferencias en la disponibilidad de otros nutrientes limitantes como el P (Britton *el al.*, 2005). Además, especies de la misma comunidad pueden estar sujetas a diferentes limitaciones en su crecimiento dependiendo de la naturaleza del suministro de nutrientes, por lo que pueden responder de manera diferente a la deposición de N (Britton *et al.*, 2005).

Otros efectos ecológicos asociados al aumento de la deposición de N incluyen un incremento de la producción de hojarasca (Lawrence y Foster, 2002), como ocurrió en los brezales de la Cordillera Cantábrica desde el segundo año tras la aplicación de los tratamientos experimentales con mayores concentraciones de N y P. La capa de hojarasca es una fuente importante de nutrientes para las plantas, y *Calluna vulgaris* podría tener acceso al N y a otros elementos esenciales de esta reserva (Barker *et al.*, 2004), si bien es necesario llevar a cabo estudios a largo plazo para poder demostrar este proceso, pues la hojarasca de *Calluna vulgaris* elimina el N muy lentamente al suelo y la demanda del mismo por parte de la vegetación debe ser suplementada por el N soluble del entorno (Gimmingham, 1972).

Tal y como han evidenciado una serie de autores (Pitcairn y Fowler, 1995; Murin y Micieta, 2000; Gidman *et al.*, 2004; Nordin *et al.*, 2009; Edmondson *et al.*, 2010) podemos considerar

que en la Cordillera Cantábrica un aumento de la concentración de N en *Calluna vulgaris* es un buen indicador de contaminación.

4.5. CONCLUSIONES

En el presente capítulo se ha observado que, en general, la principal forma de N que entra por deposición atmosférica en la Cordillera Cantábrica es el NOx, relacionado con los procesos de combustión derivados de las estaciones térmicas de producción de electricidad del norte de España. La deposición de NO_3^- disminuyó durante el segundo año de estudio debido a una reducción en la actividad de esas estaciones eléctricas. Los efectos de la deposición de N en los suelos fueron evidentes solamente desde el segundo año, ya que tanto las formas inorgánicas de N (NO_3^- y NH_4^+) como el pH aumentaron. Los suelos no resultaron acidificados.

Los efectos del aumento de la deposición de N en los tejidos de *Calluna* mostraron que los principales cambios ocurrieron en las hojas, donde las concentraciones de N y P fueron mayores. En la Cordillera Cantábrica, la adición de N ha tenido más influencia en el contenido de N de *Calluna vulgaris* que en el de P y, como resultado, la fertilización ha provocado un cambio en el sistema de estar limitado por el N a estar co-limitado por N y P. Los resultados obtenidos en este estudio indican que el contenido de N en las hojas de *Calluna* puede ser utilizado como indicador de la contaminación de N, si bien es necesario llevar a cabo estudios a largo plazo para poder predecir los efectos de la deposición crónica de N en los brezales de *Calluna* de la Cordillera Cantábrica.

Agradecimientos

Este estudio ha sido cofinanciado por la Junta de Castilla y León en el marco de los proyectos de investigación: LE021A08 y LEO39A09. Los trabajos han sido asimismo cofinanciados por el proyecto de investigación CGL2006-10998-C02-01/BOS del Ministerio de Educación y Ciencia.

4.6. BIBLIOGRAFÍA

Aber, J.D.; Nadelhoffer, K.J.; Steudler, P.; Melillo, J.M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. Bioscience 39, 378-386.

Anon, 1992. Council Directive of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (92/43/EEC). European Commission, Brussels, BE.

Adams, M,B. 2003. Ecological issues related to N deposition to natural ecosystems: research needs. Environmental International 29, 189-199.

Aerts, R.; Chapin, F.S. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. Advances in Ecological Research 30, 1-67.

Asman, W.A.H.; Sutton, M.A.; Schjoerring, J.K. 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. New Phytologist 139, 27-48.

Ávila, A.; Molowny-Horas, R.; Gimeno, B.S.; Peñuelas, J. 2010. Analysis of decadal time series in wet N concentrations at five rural sites in NE Spain. Water Air Soil Pollution 207, 123-138.

Barker, C.G.; Power, S.A.; Bell, J.N.B.; Orme, C.D.L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. Biological Conservation 120, 41-52.

Bobbink, R.; Hettelingh, J.P. 2010. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships: Proceedings of an expert workshop. Noordwijkerhout, The Netherlands, 23-25 June 2010. 115-119 pp.

Bobbink, R.; Heil, G.H.; Raessen, M.B.A.G. 1992. Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heathland ecosystems. Environmental Pollution 75, 29-37.

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, 30-59.

Bobbink, R.; Hornung, M.; Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology 86, 717-738.

Bremner, J.M.; Mulvaney, C.S. 1982. Salicylic acidthiosulphate modification of the Kjeldahl method to include nitrate and nitrite. Page AC, editor. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Soil Science Society of America, Madison, WI, US. 621-622 pp.

Britton, A.J.; Fisher, J.M. 2007. N:P stoichiometry of low-alpine heathland: usefulness for bio-monitoring and prediction of pollution impacts. Biological Conservation 138, 100-108.

Britton, A.J.; Fisher, J.; Baillie, G. 2005. The effects of nitrogen deposition on mountain vegetation: the importance of geology. In: Thompson, D.B.A.; Price, M.F.; Galbraith, C.A. (Eds.), Mountains of northern Europe: Conservation, management, people and nature. Scottish Natural Heritage, TSO Scotland, Edinburgh. 121-126 pp.

Britton, A.J.; Helliwell, R.C.; Fisher, J.M.; Gibbs, S. 2008. Interactive effects of nitrogen deposition and fire on plant and soil chemistry in an alpine heathland. Environmental Pollution 156, 409-416.

Brunsting A.M.H.; Heil GW. 1985. The role of nutrients in the interactions between an herbivorous beetle and some competing plant species in heathlands. Oikos 44, 23-26.

Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 2002. Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian Mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. Acta Oecologica 23, 81-90.

Calvo, L.; Alonso, I.; Fernández, A.J.; Luis, E. 2005. Short term study of effects of fertilization and cutting treatments on the vegetation dynamics of mountain heathlands in Spain. Plant Ecology 179, 181-191.

Carroll, J.A.; Caporn, S.J.M.; Cawley, L.; Read, L.; Lee, J.A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. New Phytologist 141, 423-432.

COPAE, Consejo de Producción Agraria del Principado de Asturias. 2007.

Dise, N.B.; Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology and Management 71, 153-161.

Edmondson, J.L.; Carroll, J.A.; Price, E.A.; Caporn, S.J. 2010. Bio-indicators of nitrogen pollution in heather moorland. The Science of the Total Environment 408 (24), 6202-6209.

Erisman, J.W.; Fowler, D. 2004. Oxidized and reduced nitrogen in the atmosphere. Environmental and Ecological Chemistry, Vol. 1. Encyclopedia of Life Support Systems.

Evans, C.D.; Caporn, S.J.M.; Carroll, J.A.; Pilkington, M.G.; Wilson, D.B.; Ray, N.; Cresswell, N. 2006. Modelling nitrogen saturation and carbon accumulation in heathland soils under elevated nitrogen deposition. Environmental Pollution 143, 468-478.

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.

Galloway, J.N.; Dentener, F.J.; Capone, D.G.; Boyer, E.W.; Howarth, R.W.; Seitzinger, S.P.; Asner, G.P.; Cleveland, C.C.; Green, P.A.; Holland, E.A.; Karl, D.M.; Michaels, A.F.; Porter, J.H.; Townsend, A.R.; Vörösmarty, C.J. 2004. Nitrogen cycles: past, present and future. Biogeochemistry 70, 153-226.

Gidman, E.; Goodacre, R.; Emmet, B.; Sheppard, L.J.; Leith, I.D.; Gwynn-Jones, D. 2004. Applying metabolic fingerprinting to ecology: the use of Fourier-transform infrared spectroscopy for the rapid screening of plant responses to N deposition. Water, Air and Soil Pollution 4, 251-258.

Gimmingham, C.H. 1972. Ecology of heathlands. Chapman & Hall. London, UK.

Gimminghan, C.H.; Chapman, S.B.; Webb, N.R. 1979. European heathlands. In: Specht, R.L. (Ed.). Ecosystems of the world 9A, 365-386. Elsevier, Amsterdam, NL.

Güsewell, S. 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. New Phytologist 164, 243-266.

Härdtle, W.; Von Oheimb, G.; Niemeyer, M.; Niemeyer, T.; Assmann, T.; Meyer, H. 2007. Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. Biogeochemistry 86, 201-215.

Heil, G.W.; Bobbink, R. 1993. *Calluna*, a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. Ecological Modelling 68, 161-182.

Heil, G.W.; Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. Vegetatio 53, 113-120.

Herrmann, M.; Pust, J.; Pott, R. 2005. Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. Plant and Soil 273, 129-137.

Hessen, D.O.; Andersen, T.; Larsen, S.; Skjelkva, B.L.; De Witb, H.A. 2009. Nitrogen deposition, catchment productivity, and climate as determinants of lake stoichiometry. Limnology Oceanography 54, 2520-2528.

Hicks, W.K.; Leith, I.D.; Woodin, S.J.; Fowler, D. 2000. Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. Environmental Pollution 107, 367-376.

Holland, E.A.; Braswell, B.H.; Sulzman, J.; Lamarque, J.F. 2005. Nitrogen deposition onto the United States and Western Europe: synthesis of observations and models. Ecological Applications 15, 38-57.

Jensen, K.D.; Beier, C.; Michelsen, A.; Emmett, B.A. 2003. Effects of experimental drought on microbial processes in two temperate heathlands at contrasting water conditions. Applied Soil Ecology 24, 165-176.

Johnson, D.; Leake, J.R.; Lee, J.A.; Campbell, C.D. 1998. Changes in soil microbial biomass and microbial activities in response to seven years simulated pollutant nitrogen deposition on a heathland and two grasslands. Environmental Pollution 103, 239-250.

Kalra, Y.P.; Maynard, D.G. 1991. Methods manual for forest soil and plant analysis. Information report NOR-X-319. Northern Forestry Centre. Alberta, Canada.

Kirkham, F.W. 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. Journal of Ecology 89, 1041-1053.

Koerselman, W.; Meuleman, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. Journal of Applied Ecology 33, 1441-1450.

Körner, C.; Paulsen, J.; Spehn, E.M. 2011. A definition of mountains and their bioclimatic belts for global comparisons of biodiversity data. Alpine Botany 121, 73-78.

Krupa, S.V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review. Environmental Pollution 124, 179-221.

Lawrence, D.; Foster, D. 2002. Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: an overview. INCI 27(8), 400-408.

Marcos, E.; Calvo, L.; Luis, E. 2003. Effects of fertilization on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. Journal of Vegetation Science 14. 417-424.

MAPA. 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Servicio de publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2007. Encuesta sobre superficies y rendimiento de cultivos, ESYRCE.

Murin, G.; Micieta, K. 2000. Wild plant species in bioindication of polluted environment. Environmental Stress: Indication, Mitigation and Eco-conservation. Yunus, M.; Singh, N.; De Kok, L.J. (Eds.). Kluwer Academic Publishers. 285-298 pp.

Mutke, J.; Barthlott, W. 2005. Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. Biologiske Skrifter 55, 521-531.

Nadelhoffer, K.J.; Giblin, A.E.; Shaver, G.R.; Likens, A.E. 1992. Microbial processes and plant nutrient availability in arctic soils. In: Chapin, F.S.; Jefferies, R.L.; Reynolds, J.F.; Shaver, G.R.; Svoboda, J. (Eds.). Arctic Ecosystems in a Changing Climate: An Ecophysiological Perspective. Academic Press. San Diego. 281-300 pp.

Nordin, A.; Sheppard, L.; Strengbom, J.; Gunnarsson, U.; Hicks, K.; Sutton, M.A. 2009. New science on the effects of N deposition and concentrations on Natura 2000 sites, including bio-indicators, effects of N-form (e.g. NHx vs. NOx), and the relationships between critical thresholds and biodiversity loss. Background document for the 'Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science and practice in determining environmental impacts' Workshop. Topic 3: Understanding of nitrogen deposition impacts. Brussels 18th - 20th May, 2009.

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, 2265-2279.

Ochoa-Hueso, R.; Manrique, E. 2011. Efectos de la deposición atmosférica de nitrógeno en ecosistemas mediterráneos. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Pilkington, M.G.; Caporn, S.J.M.; Carroll, J.A.; Cresswell, N.; Lee, J.A.; Ashenden, T.W.; Brittain, S.A.; Reynolds, B.; Emmett, B.A. 2005. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on an

upland moor: leaching of N species and soil solution chemistry. Environmental Pollution 135, 29-40.

Pitcairn, C.E.R.; Fowler, D.; Leith, I.D.; Sheppard, L.J.; Sutton, M.A.; Kennedy, V.; Okello, E. 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. Environmental Pollution 126, 353-361.

Pitcairn, C.E.R.; Fowler, D. 1995. Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of Bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. Environmental Pollution 88, 193-205.

Power, S.A.; Ashmore, M.R.; Cousins, D.A. 1998. Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. Environmental Pollution 102, 27-34.

Power, S.A.; Ashmore, M.R.; Terry, A.C.; Caporn, S.J.M.; Pilkington, M.G.; Wilson, D.B.; Barker, C.G.; Carroll, J.A.; Cresswell, N.; Green, E.R.; Heil, G.W. 2004. Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands. Water, Air and Soil Pollution 4, 259-267.

Rivero, C.; Rabago, I.; Sousa, M.; Lorente, M.; Schmid, T. 1996. Cálculo y cartografía de cargas críticas para España. Aplicación del modelo SMB. CIEMAT, Madrid.

Rowe, E.C.; Smart, S.M.; Kennedy, V.H.; Emmett, B.A.; Evans, C.D. 2008. Nitrogen deposition increases the acquisition of phosphorous and potassium by heather *Calluna vulgaris.* Environmental Pollution 155, 201-207.

SADEI, Sociedad Asturiana de Estudios Económicos e Industriales. 2010.

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.

Salt, C.A.; Mayes, R.W. 1993. Plant uptake of radiocaesium on heather moorland grazed by sheep. Journal of Applied Ecology 39, 235-246.

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.

Schmidt, I.K.; Tietema, A.; Williams, D.; Gundersen, P.; Beier, C.; Emmett, B.A.; Estiarte, M. 2004. Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. Ecosystems 7, 638-649.

Sowerby, A.; Emmett, B.; Beier, C.; Tietema, A.; Peñuelas, J.; Estiarte, M.; Van Meeteren, M.J.M.; Hughes, S.; Freeman, C. 2005. Microbial community changes in heathland soil communities along a geographical gradient: interaction with climate change manipulations. Soil Biology and Biochemistry 37, 1805-1813.

Seitzinger, S.P.; Kroeze, C.; Bouwman, A.E.; Caraco, N.; Dentener, E.; Styles, R.V. 2002. Global patterns of dissolved inorganic and particulate nitrogen inputs to coastal systems: Recent conditions and future projections. Estuaries 25, 640-655.

Stevens, C.J.; Manning, P.; Van den Berg, L.J.L.; De Graaf, M.C.C.; Wamelink, G.W.W.; Boxman, A.W.; Bleeker, A.; Vergeer, P.; Arroniz-Crespo, M.; Limpens, J.; Lamers, L.P.M.; Bobbink, R.; Dorland, E. 2011. Ecosystem responses to reduced and oxidised nitrogen inputs in European terrestrial habitats. Environmental Pollution 159, 665-676.

Tapias Pantebre, J.C.; Salgot de MarÇay, M.; Casas-Ponsatí, A. 2001. Utilidad de la técnica TDR para la medida de la variación espacial y temporal de la humedad del suelo en campos de golf. Edafología 8, 1-10.

Thelin, G.; Rosengren-Brinck, U.; Nihlgård, B.; Barkman, A. 1998. Trends in needle and soil chemistry of Norway spruce and scoots pine stands in South Sweden 1985-1994. Environmental Pollution 99, 149-158.

Tukey, J.W. 1949. Comparing individual means in the analysis of variance. Biometrics 5, 99-114.

Van den Berg, L.J.L.; Peters C.H.J.; Ashmore, M.R.; Roelofs, J.G.M. 2008. Reduced nitrogen has a greater effect than oxidized nitrogen on dry heathland vegetation. Environmental Pollution 154, 359-369.

Van Dijk, N.; Leith, I.D.; Tang, Y.S.; Sutton, M.A. 2005. Measurement methods for monitoring atmospheric nitrogen compounds at the study sites (JNCC, Report 386). In: Biomonitoring methods for assessing the impacts of nitrogen pollution: refinement and testing. NERC, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh.

Van Duren, I.C.; Pegtel, D.M. 2000. Nutrient limitations in wet, drained and rewetted meadows: evaluation of methods and results. Plant and Soil 220, 35-47.

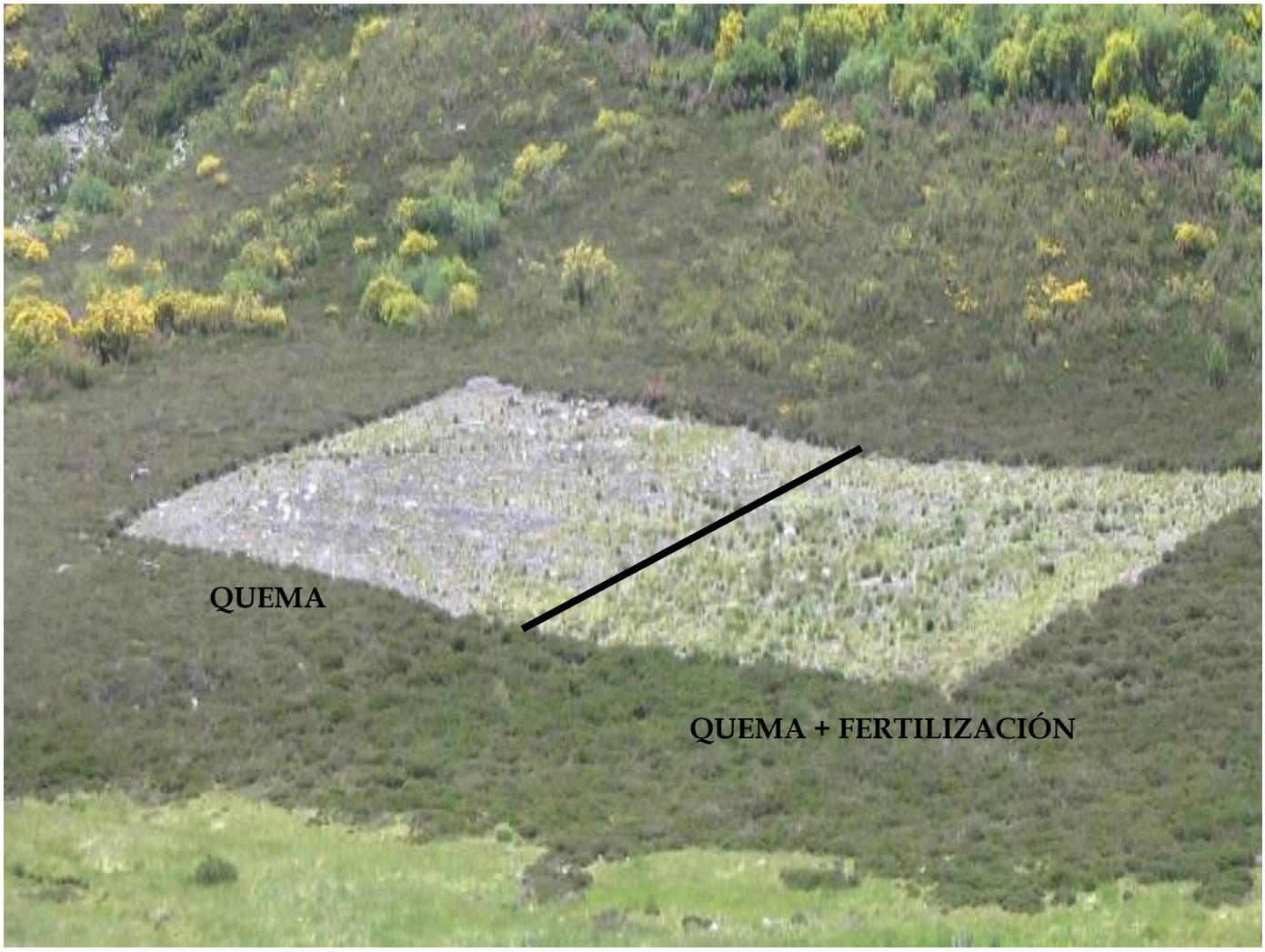
Verburg, P.S.J.; Van Breemen, N. 2000. Nitrogen transformations in a forested catchment in Southern Norway subjected to elevated temperature and CO_2. Forest Ecology and Management 129, 31-39.

Von Oheimb, G.; Power, S.; Falk, K.; Friedrich, U.; Mohamed, A.; Krug, A.; Boschatzke, N.; Härdtle, W. 2010. N:P ratio and the nature of nutrient limitation in *Calluna*-dominated heathlands. Ecosystems 11, 317-327.

Vourlitis, G.L.; Pasquini, S.C. ; Mustard, R. 2009. Effects of dry-season N input on the productivity and N storage of Mediterranean-type shrublands. Ecosystems 12, 473-488.

Vourlitis, G.L.; Pasquini, S.C. ; Zorba, G. 2007. Plant and soil N response of southern California semi-arid shrublands after 1 year of experimental N deposition. Ecosystems 10, 263-279.

Webb, N.R. 1998. The traditional management of European heathlands. Journal of Applied Ecology 35, 987-990.



CAPÍTULO 5

Efectos de la interacción de la quema prescrita y la simulación de deposición atmosférica de nitrógeno en la disponibilidad de nutrientes de los brezales de la Cordillera Cantábrica

RESUMEN

El objetivo de este estudio ha sido determinar los efectos de la quema experimental en la dinámica de nutrientes de ecosistemas de brezal de la Cordillera Cantábrica en el marco del actual aumento de las deposiciones atmosféricas de nitrógeno. Para ello, se seleccionaron tres zonas de brezal dominadas por *Calluna vulgaris* y se establecieron tres parcelas (20x20 m) en cada una de ellas. Una parcela por zona fue sometida a un tratamiento de fertilización (56 kg N $ha^{-1}año^{-1}$), otra parcela se sometió a un tratamiento de quema experimental más fertilización (con las mismas características de fertilización que la anterior) y la tercera parcela fue utilizada como control. Tras la aplicación de los tratamientos se analizó la concentración de nitrógeno y fósforo en los brotes de *Calluna vulgaris*. También se recogieron muestras de suelo en las parcelas quemadas y fertilizadas y en las parcelas control en las que se analizó el contenido de nutrientes. Finalmente se tomaron datos de temperatura y humedad del suelo durante el período de muestreo. Tanto la concentración de N como la de P en *Calluna* respondieron positivamente a la simulación de deposición de N y a la interacción entre la quema experimental y la fertilización. Tras el tratamiento de quema más fertilización, la relación N:P en *Calluna* mostró cómo el sistema pasó de estar limitado por N al inicio del estudio a estar co-limitado por N y P durante los primeros años para volver al cuarto a presentar de nuevo una limitación por nitrógeno. El tratamiento de quema y fertilización produce un aumento significativo del contenido de nitrógeno en los suelos a corto plazo, tal y como refleja la disminución significativa de la relación C:N en el sistema. La única variable que mostró dependencia con la temperatura y la humedad del suelo fue el NH_4^+.

Palabras clave: *Calluna vulgaris*, nitrógeno, deposición de nitrógeno, quema experimental, relación N:P, relación C:N.

5.1. INTRODUCCIÓN

Los brezales dominados por *Calluna vulgaris* (L.) Hull, se encuentran ampliamente distribuidos a lo largo de la costa oeste europea, desde el litoral norte de España, Francia (Región de Burdeos y Bretaña), Holanda, Dinamarca, hasta el sur de Suecia y Noruega y las Islas Británicas (Gimingham, 1972). La importancia de estos ecosistemas ha sido reconocida

por la Directiva Hábitat 92/43/CEE que los ha destacado como hábitats de especial relevancia (Anon, 1992) y muchos de ellos han sido además incluidos en áreas protegidas (Lorda y Remón, 2003; Díaz, 2010).

La diversidad vegetal en los brezales de *Calluna vulgaris* es muy baja y, en condiciones naturales, la mayoría de ellos sigue una sucesión cíclica pasando por diferentes fases de desarrollo a lo largo de un período de aproximadamente treinta años, y siendo mantenidos tradicionalmente por el fuego y el pastoreo con el objeto de evitar el proceso de sucesión hacia el bosque, razón por la cual son considerados ecosistemas no naturales (Usher, 1992).

El uso de estos métodos de gestión tradicional ha ido disminuyendo, e incluso ha llegado a desaparecer, en muchos lugares de Europa (Pywell *et al*., 2011) y por este motivo, los brezales están siendo invadidos por otro tipo de vegetación, como el arbolado, lo que implica una importante disminución del área de distribución de estos ecosistemas. Este descenso también se ha relacionado con el aumento de la deposición atmosférica de compuestos nitrogenados (Heil y Diemont, 1983; Bobbink *et al*., 1998) que favorecen a las especies mejor adaptadas a una mayor disponibilidad de nutrientes (Terry *et al*., 2004). Además de un mayor crecimiento de las plantas debido a la deposición de N (Evans *et al*., 2006), otras consecuencias serían un cambio de especies y pérdida de biodiversidad (Evans *et al*., 2006), variaciones en el contenido tisular de nutrientes (Marcos *et al*., 2003), intolerancia a la sequía y a las heladas (Krupa, 2003), sensibilidad a los insectos (Adams, 2003; Krupa, 2003), efectos negativos en la competencia interespecífica (Adams, 2003) y cambios en la limitación de nutrientes (Roem y Berendse, 2000).

Los cambios ecológicos debidos a la deposición de N son más evidentes en los ecosistemas pobres en nutrientes ya que las especies adaptadas a ellos son desplazadas rápidamente por aquellas con mayor demanda nutricional (Krupa, 2003) y la saturación debido a la deposición de N en los ecosistemas pobres aumenta con tasas de deposición elevadas (Evans *et al*., 2006). Numerosos autores (White *et al*., 1996; Troelstra *et al*., 1997; Barker *et al*., 2004; Terry *et al*., 2004; Van den Berg *et al*., 2008) han mostrado que un aumento de la deposición de N puede ocasionar una proliferación de especies herbáceas frente a las ericáceas típicas de estos brezales, si bien *Calluna* es capaz de competir con las herbáceas en situaciones de elevada deposición de N siempre que su cobertura sea lo suficientemente compacta como para impedir la emergencia de nuevas plantas (Krupa, 2003; Barker *et al*., 2004). Además, la

competencia de *Calluna* con las especies herbáceas por el N y por la luz determina la disponibilidad de N en los suelos, si bien las plantas compiten también por otros recursos tales como el P, que puede ser un factor limitante incluso cuando el N es considerado como el factor limitante más importante (Terry *et al.*, 2004).

La relación N:P ha sido utilizada para indicar la naturaleza del nutriente limitante en las comunidades vegetales (Güsewell, 2004) y diferentes estudios sugieren que la vegetación puede estar limitada por el N, por el P o co-limitada (Kirkham, 2001; Britton y Fisher, 2007). A nivel de vegetación, la relación N:P comprendida entre 10 y 20 generalmente corresponde a una producción de biomasa limitada por N y P tal y como han demostrado a corto plazo distintos experimentos de fertilización, aunque los efectos de la fertilización a largo plazo pueden variar (Güsewell, 2004).

Consecuentemente, y con el objeto de preservar este tipo de ecosistemas mediante la eliminación de nutrientes, la utilización de prácticas de gestión ha ganado importancia (Power *et al.*, 2001) en la actualidad. Los brezales cuentan con una dilatada historia de uso y gestión en toda Europa y la quema controlada ha sido considerada como una técnica elemental (Bullock y Webb, 1995) a la vez que la práctica de gestión más utilizada (Mallik y Gimingham, 1983) junto con el pastoreo (Pakeman *et al.*, 2003) para mantener estos paisajes culturales durante miles de años (Kvamme y Kaland, 2009).

La quema se ha utilizado tradicionalmente como herramienta de gestión en los brezales pues afecta al contenido de nutrientes mediante la reducción del depósito de nutrientes en la biomasa superficial (Härdtle *et. al*, 2007). Por otra parte, los cambios inducidos por el fuego en las propiedades del suelo pueden tener importantes consecuencias en su productividad y los fuegos severos afectan a un amplio rango de propiedades edáficas, como la disponibilidad de nutrientes (Granged *et al.*, 2011). Igualmente, el contenido de N de los suelos ha demostrado estar significativamente correlacionado con variables abióticas como es el caso de la temperatura y la humedad (Patel *et al.*, 2010), las cuales se verán modificadas por la situación post-incendio.

Durante las quemas efectuadas en los brezales, se pierde alrededor de un 95% de N y de un 20-30% de otros nutrientes fundamentales, provenientes de la biomasa y de la hojarasca acumulada, mientras que el P se mantiene en la materia orgánica del suelo, excepto cuando la capacidad de absorción del suelo es baja y se pierde una parte del P por lixiviado (Webb,

1998). Algunos autores (Allen, 1964) han observado que el fuego elimina la mayoría del N y del P de la vegetación, oscilando esta cantidad global entre el 65% y el 70%.

En la zona de la Cordillera Cantábrica (provincia de León) donde se ha llevado a cabo este estudio, la mayoría de los brezales son el resultado de la actividad humana debido al desplazamiento de los bosques por pastos y su posterior abandono (Marcos *et al.*, 2003) y la gestión tradicional ha consistido principalmente en la quema y el desbroce, con el fin de mantener los pastos. Sin embargo, esas técnicas han desaparecido prácticamente debido a los cambios en las prácticas agrícolas así como por razones socioeconómicas (Calvo *et al.*, 2007). Consecuentemente, la gestión se hace necesaria con el fin de aumentar la cobertura de los ecosistemas de brezal en esas áreas (Pakeman *et al.*, 2003) y para reducir el impacto de la deposición de N (Power *et al.*, 2001), pues en la Cordillera Cantábrica también se ha registrado un incremento de la deposición atmosférica de este nutriente (Rivero *et al.*, 1996).

El principal objetivo del presente estudio ha sido definir cómo la quema, utilizada como técnica de gestión, puede afectar al funcionamiento de los brezales en la Cordillera Cantábrica en el marco del actual incremento de la deposición atmosférica de N. Así, este capítulo describe las investigaciones llevadas a cabo para determinar: 1) los efectos de la interacción entre la simulación de la deposición de N y la quema experimental en el contenido de N y P de *Calluna vulgaris* y su comparación con los cambios producidos por la deposición de N; 2) las consecuencias de la interacción de la quema experimental y la adición de N en la disponibilidad de nutrientes de los suelos; 3) la relación entre el contenido de nutrientes de los suelos con la humedad y la temperatura de los mismos.

5.2. MATERIAL Y MÉTODOS

5.2.1. Diseño experimental

Con el objeto de estudiar la influencia de la quema y la deposición de N en la dinámica de nutrientes de los brezales, se utilizó un diseño en bloques al azar. Se establecieron tres parcelas permanentes de 20 x 20 m en cada una de las zonas de brezal: San Isidro, Riopinos I y Riopinos II. Una parcela de cada zona fue sometida a una quema experimental después de la cual se adicionó nitrógeno, a la segunda se le añadió nitrógeno y la tercera fue utilizada como control. El tratamiento de adición de N, en la parcela quemada y en la que solamente

se fertilizó, se aplicó a razón de 56 kg N ha^{-1} $año^{-1}$. El N fue suministrado cada año en seis dosis mensuales iguales, en forma de gránulos de NH_4NO_3 distribuidos a mano al nivel del suelo, desde mayo hasta octubre, entre junio de 2005 y octubre de 2009. La quema experimental tuvo lugar en junio de 2005.

5.2.2. Contenido de nutrientes en los brotes de *Calluna*

Para analizar la influencia de los tratamientos en el contenido de nutrientes de *Calluna*, se tomaron en cada parcela 10 muestras de diferentes plantas, las cuales fueron cuidadosamente mezcladas, obteniendo tres sub-muestras por tratamiento. El mismo número de muestras se recogió en las parcelas donde solamente se añadió N (descritas en el capítulo 3). Las muestras fueron llevadas al laboratorio y congeladas (-18ºC) hasta llevar a cabo el análisis químico. Para ello, el material de *Calluna* fue secado a 50ºC, durante 1-2 días, separando después los brotes anuales de la fracción leñosa. La fracción de los brotes fue molida hasta conseguir un polvo fino (MF10 basic, IKA Labortechnik). Previamente a realizar el análisis de P con ICP-OES (Optima 2000 DV, Perkin Elmer), las muestras fueron digeridas en HNO_3 (65%) y calentadas durante 7 horas a 550ºC. El N total se determinó mediante el método Kjeldahl. Este proceso se repitió cada verano entre 2005 y 2009.

Los brotes de *Calluna* para el tratamiento de quema experimental más adición de N, solamente se pudieron recoger en los dos últimos años (2008 y 2009) debido a la lenta velocidad de recuperación que presentó esta especie tras la quema.

5.2.3. Análisis de las características del suelo

En cada una de las parcelas de estudio se recogieron diez muestras de suelo mineral (a una profundidad de 5 cm) que fueron cuidadosamente mezcladas y de las cuales se analizaron tres sub-muestras por parcela. La hojarasca fue retirada antes del muestreo. El muestreo fue realizado dos meses (año 2005), un año (2006) y dos años (2007) tras los tratamientos.

Una parte de las muestras de suelo fue secada y tamizada para eliminar el material con un diámetro > 2 mm y almacenada hasta su análisis. En estas muestras se analizó: C total, N total, P total, P asimilable y pH. El C total se determinó con un analizador de muestras sólidas (TOC 500) en el que se sometió la muestra a combustión a 900º C. El pH del suelo fue determinado por potenciometría en relación 1:2,5 con H_2O destilada. El P asimilable fue determinado mediante el método Bray-Kurtz (Kalra y Maynard, 1991) y para analizar el P

total se disolvió el suelo en una solución $HNO_3/HCl/H_2O_2$ mediante digestión en microondas. Las muestras digeridas fueron analizadas con ICP-OES (Optima 2000 DV, Perkin Elmer). El N total se determinó mediante el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). El resto de muestras de suelo fue congelado a -18ºC hasta su extracción. Para ello, las muestras fueron agitadas en una solución 2 M de KCl (relación suelo:solución 1:10) durante 1 h, centrifugadas a 3500 rpm y filtradas con un filtro GF/F aclarado con la solución. El filtrado se almacenó durante un tiempo máximo de una semana a 4ºC hasta llevar a cabo el análisis de N mineral. Para efectuar el análisis de NH_4^+ y de NO_3^- las muestras se destilaron con MgO y aleación Devarda, respectivamente, y se valoraron con H_2SO_4 0,005N en un Büchi.

Asimismo, entre mayo y octubre de 2006 se midió la variación de la temperatura y la humedad del suelo en intervalos mensuales. Para ello se utilizó la técnica TDR (Time Domain Reflectometry) (Tapias Pantebre *et al.*, 2001).

5.2.4. Análisis de datos

Los datos de las diferentes variables determinadas en plantas y suelos fueron analizados mediante un análisis de la varianza (ANOVA) de dos vías, el cambio en el tiempo como medida repetida y, como factor dos, los tratamientos experimentales. Para el contenido de nitrógeno, fósforo y la relación N:P solamente se realizó dicho análisis para los dos últimos años del estudio por no disponer de datos de vegetación para el tratamiento de quema más fertilización. Para realizar el análisis estadístico, los datos expresados en porcentaje se transformaron con arcoseno. Para el resto de variables se utilizó la transformación logarítmica $y = \log x + 1$. Si en el análisis se detectaba interacciones significativas se aplicaba el test de Tukey para las comparaciones entre pares.

Para determinar la relación entre la concentración de nutrientes y las condiciones abióticas del suelo se realizó un análisis de correlación de Pearson, en el cual se estableció el grado de correlación entre las variables y su nivel de significación. Los análisis estadísticos se realizaron usando el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft, 1984-2001).

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Variación de la concentración de N en *Calluna vulgaris* como resultado de la simulación de la deposición atmosférica de N y de la interacción entre la quema experimental más la fertilización

Al comparar los tratamientos para los dos últimos años de muestreo, se observó un aumento significativo ($F_{2,6}$=44,97; P<0,01) del contenido de N en los brotes de *Calluna* (Tabla 5.1.) en las parcelas donde se añadió nitrógeno como respuesta a una mayor disponibilidad de este nutriente en el medio.

Tabla 5.1. Valores medios y error estándar de la concentración de N (%) en los brotes de *Calluna vulgaris* en parcelas control (C), fertilización (F) y quema experimental más fertilización (Q+F) a lo largo del período de estudio

	2005	2006	2007	2008	2009
C	0,89 (0,04)	1,05 (0,06)	1,14 (0,06)	1,10 (0,05)	0,73 (0,04)
F	0,94 (0,05)	1,24 (0,06)	1,48 (0,09)	1,72 (0,04)	1,00 (0,05)
Q + F	-	-	-	1,63 (0,06)	1,17 (0,05)

A lo largo del período de estudio, los valores más elevados fueron observados durante el tercer año (1,72%) en las parcelas con nitrógeno, mientras que en las parcelas control fueron encontrados durante el segundo (1,14%). El tercer año tras la aplicación de los tratamientos (2008) la concentración de N fue mayor en las parcelas fertilizadas con respecto a las parcelas control y a las parcelas con quema más fertilización, pero el año siguiente (2009) el valor fue mayor en las parcelas con el tratamiento de quema más fertilización (Tabla 5.1). Se detectó una disminución significativa ($F_{1,6}$=207,93; P<0,01) en el contenido de nitrógeno entre los años 2008 y 2009 para los tres tratamientos experimentales

El contenido de P total fue, significativamente mayor ($F_{2,6}$=10,62; P<0,05) en los tratamientos de fertilización y de quema más fertilización que en las parcelas control (Tabla 5.2) mostrando una clara respuesta a la fertilización.

Tabla 5.2. Valores medios y error estándar de la concentración de P (%) en los brotes de *Calluna vulgaris* en parcelas control (C), fertilización (F) y quema experimental más fertilización (Q+F) a lo largo del período de estudio.

	2005	2006	2007	2008	2009
C	0,10 (0,01)	0,07 (0,00)	0,08 (0,01)	0,09 (0,01)	0,07 (0,00)
F	0,16 (0,06)	0,08 (0,01)	0,10 (0,01)	0,13 (0,01)	0,09 (0,00)
Q + F	-	-	-	0,12 (0,00)	0,11 (0,01)

Durante el primer año (2006), la concentración de P disminuyó tanto en las parcelas control como en el tratamiento de fertilización, pero aumentó más tarde, alcanzando los valores más elevados en el tercer año (Tabla 5.2.). Solamente se detectaron diferencias significativas ($F_{1,6}$=29,97; P<0,01) al comparar los valores de fósforo en el tratamiento de fertilización entre el año 2008 y 2009. La concentración de P en los brotes recogidos en el tratamiento de quema más fertilización fue más elevada que en el control (Tabla 5.2) y su comportamiento fue similar al de la concentración de N total.

Tal y como cabría esperar, la relación N:P en las plantas cambió en función de la cantidad de nitrógeno disponible tras los tratamientos de fertilización y de quema más fertilización comparados con el control (Tabla 5.3). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas ($F_{2,6}$=0,77; P>0,05) entre los tratamientos. Cuando se comparan la relación N:P para los dos últimos años de estudio se observó una disminución significativa ($F_{1,6}$=56,65; P<0,01) en los tratamientos de fertilización y quema más fertilización pero no para el control. Lo que se puede observar en los resultados obtenidos es que al inicio del estudio estos brezales estaban fuertemente limitados por el nitrógeno y cuatro años más tarde (2009) a pesar de la adición continuada de nitrógeno, el ecosistema sigue aún limitado por este nutriente.

Tabla 5.3. Valores medios y error estándar de la relación N:P en las hojas de *Calluna vulgaris* a lo largo del tiempo, después de los tratamientos: control (C), fertilización (F) y quema experimental más fertilización (Q+F).

	2005	2006	2007	2008	2009
C	8,84 (0,54)	15,24 (0,85)	13,57 (0,62)	12,04 (0,78)	10,45 (0,24)
F	8,01 (2,82)	15,08 (1,68)	15,77 (1,27)	13,27 (1,05)	10,86 (0,62)
Q + F	-	-	-	13,67 (0,38)	10,69 (0,38)

5.3.2. Efectos de la interacción entre la quema experimental y la fertilización en la disponibilidad de nutrientes en el suelo

Después del tratamiento de quema más fertilización, se observó un incremento del pH del suelo (Figura 5.1.) aunque no se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{2,8}$=1,16; P>0,05) ni en el tiempo ($F_{1,4}$=0,95; P>0.,05). Este aumento en el valor de pH permanece dos años después de los tratamientos.

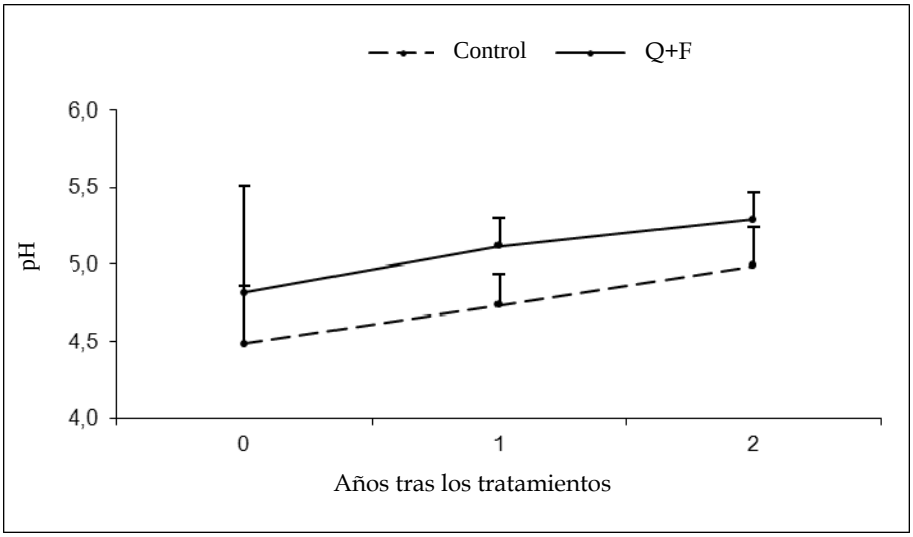


Figura 5.1. Valores medios y error estándar del pH del suelo en parcelas control y quema experimental más fertilización (Q+F), en la situación original (0: año 2005) y a lo largo del tiempo (1: año 2006 y 2: año 2007).

El contenido de P total fue siempre mayor en las parcelas sometidas al tratamiento de quema más fertilización que en las parcelas control (Figura 5.2.), aumentando significativamente ($F_{2,8}$=15,33; P<0,01) un año después de los tratamientos (año 2006), aunque a los dos años los valores de fósforo total son similares a los iniciales. No obstante, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{1,4}$=0,08; P>0,05).

Después del tratamiento experimental la concentración de PO_4^{-3} fue mayor que en las parcelas control (Figura 5.2.), aunque no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{1,4}$=1,13; P>0,05). A lo largo del período de estudio se observa una disminución en el tiempo, pero no significativa ($F_{2,8}$=3,32; P>0,05,) en la concentración de PO_4^{-3}, sobre todo en las parcelas quemadas y fertilizadas.

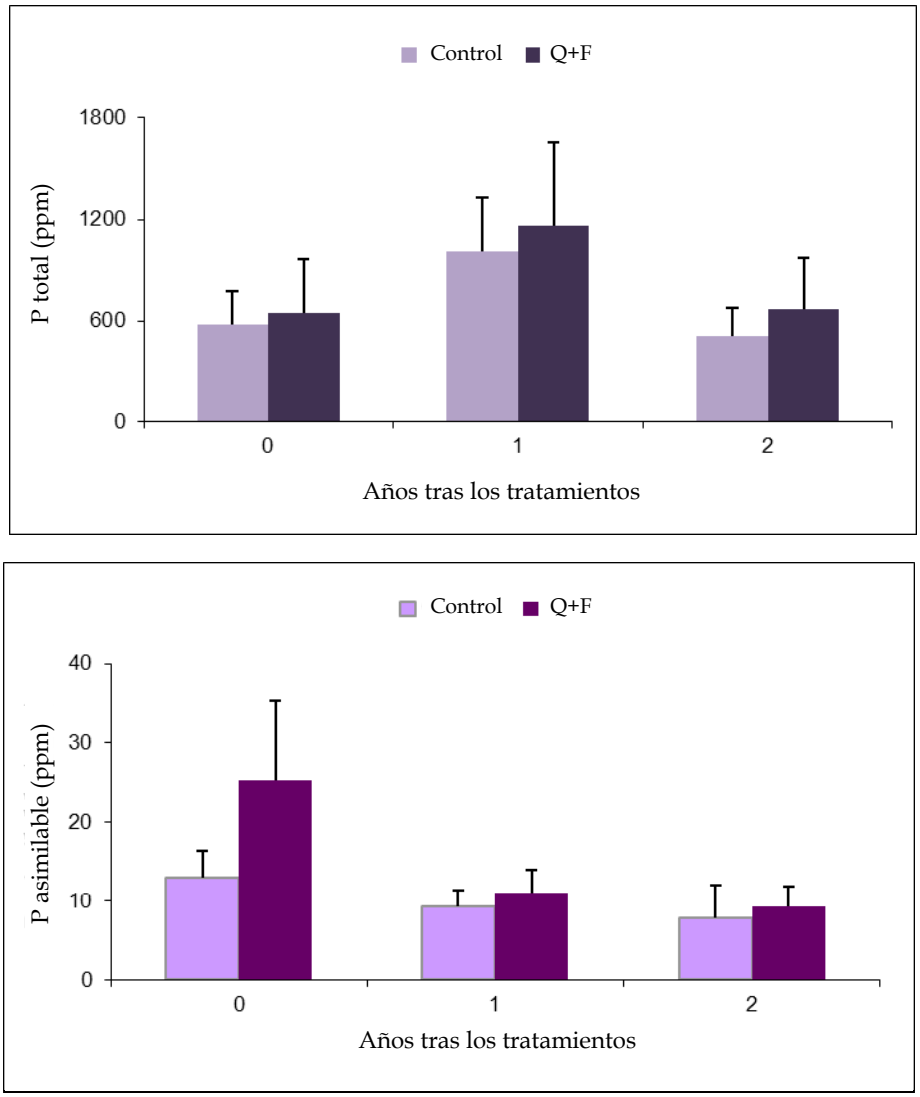


Figura 5.2. Valores medios y error estándar de P total y PO_4^{-3} de los suelos en parcelas control y quema experimental más fertilización (Q+F), en la situación original (0: año 2005) y a lo largo del tiempo (1: año 2006 y 2: año 2007).

Aunque durante el primer año tras la aplicación de los tratamientos se observa un aumento en la concentración de nitrógeno total tanto en las parcelas control como la tratadas (Figura 5.3.), este aumento no fue significativo ($F_{1,4}=0,01$; $P>0,05$). Sin embargo, a los dos años (2007) de los tratamientos si se detecta un incremento significativo ($F_{2,8}=6,72$; $P<0,05$) en las parcelas quemadas y fertilizadas al comparar ese año con el inicio del experimento (año 2005).

La concentración de NH_4^+ fue siempre mayor en las parcelas con el tratamiento de quema más fertilización que en las parcelas control (Figura 5.4.) y hubo diferencias significativas ($F_{1,4}$=35,50; P<0,01) entre los tratamientos y a lo largo del tiempo ($F_{2,8}$=103,83; P<0,01), ya que a los dos años del estudio se produce un incremento muy importante de NH_4^+ principalmente en las parcelas quemadas y fertilizadas, donde se alcanzan valores que rondan los 70 ppm.

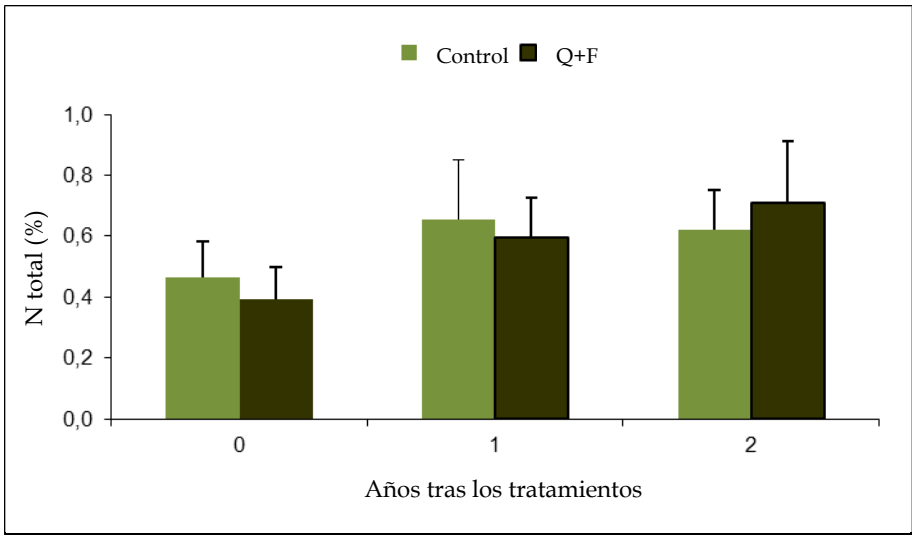


Figura 5.3. Valores medios y error estándar de N total de los suelos en parcelas control y quema experimental más fertilización (Q+F), en la situación original (0: año 2005) y a lo largo del tiempo (1: año 2006 y 2: año 2007).

La concentración de NO_3^- es prácticamente inexistente en la zona de estudio pero parece que las condiciones originadas por los tratamientos experimentales favorece un aumento en la concentración del mismo, especialmente durante el segundo año (Figura 5.4.) aunque no se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{1,4}$=3,09; P>0,05) o en el tiempo ($F_{2,8}$=1,33; P>0,05).

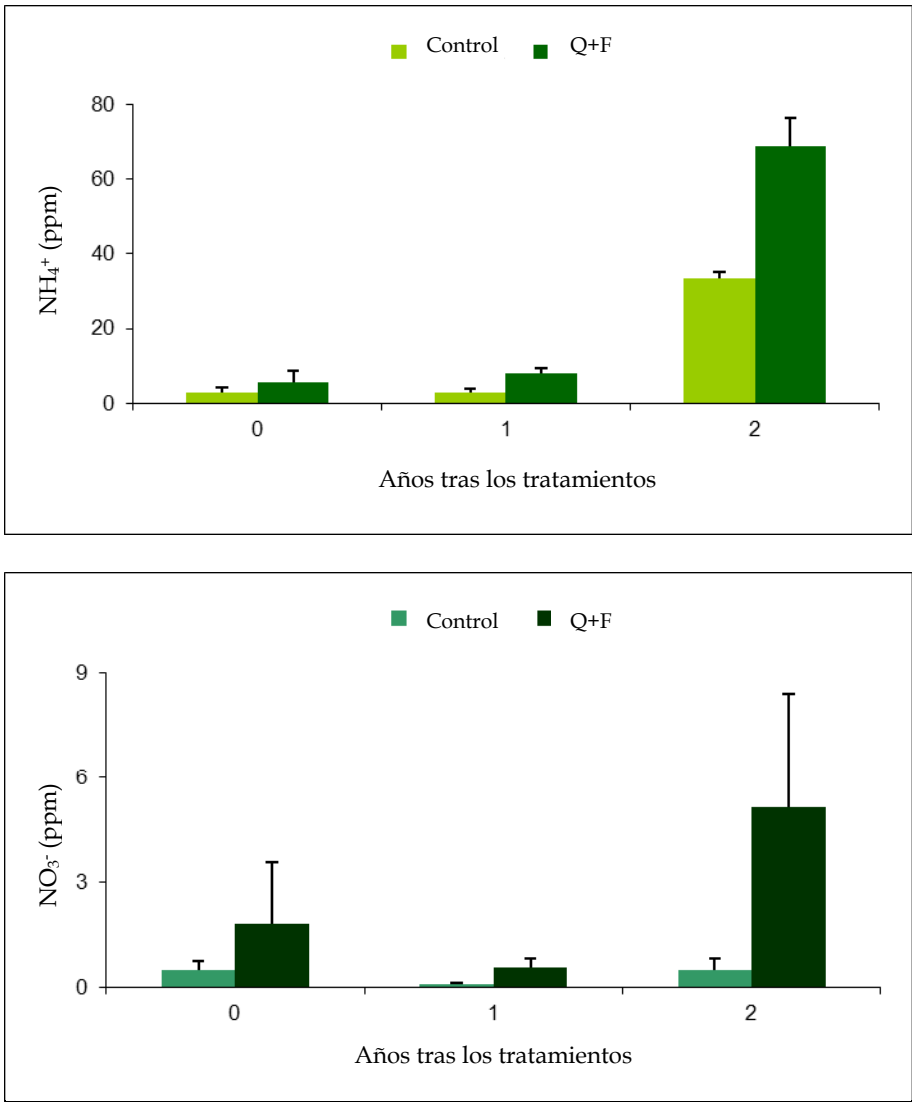
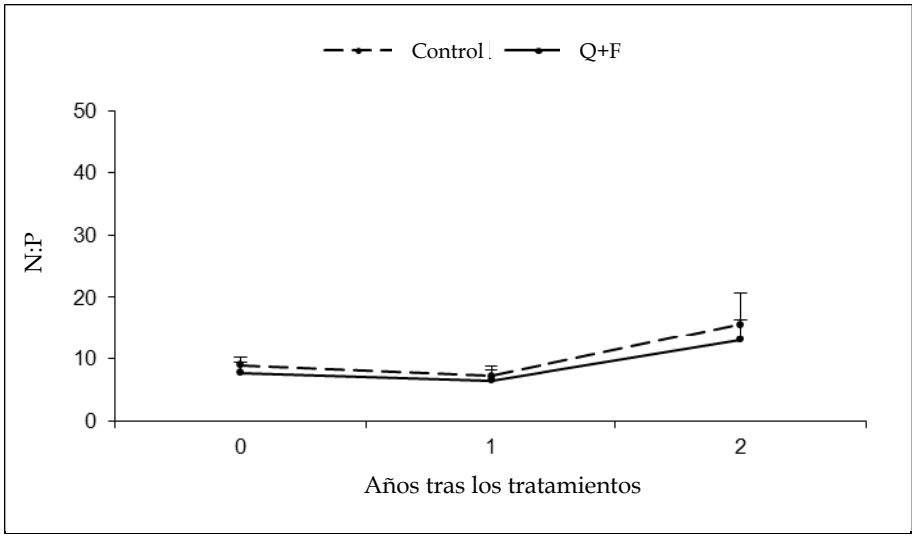


Figura 5.4. Valores medios y error estándar de NH_4^+ y NO_3^- de los suelos en parcelas control y quema experimental más fertilización (Q+F), en la situación original (0: año 2005) y a lo largo del tiempo (1: año 2006 y 2: año 2007).

La relación N:P (Figura 5.5.) pasó de valores iniciales cercanos a 10 hasta valores en torno a 15 (control) y 13 (quema más fertilización) el segundo año, siendo este aumento significativo ($F_{2,8}$=8,06; P<0,05) para el tratamiento de quema más fertilización. Los valores fueron mayores en las parcelas control pero no significativamente ($F_{1,4}$=0,20; P>0,05) diferentes de los encontrados en las parcelas tratadas.



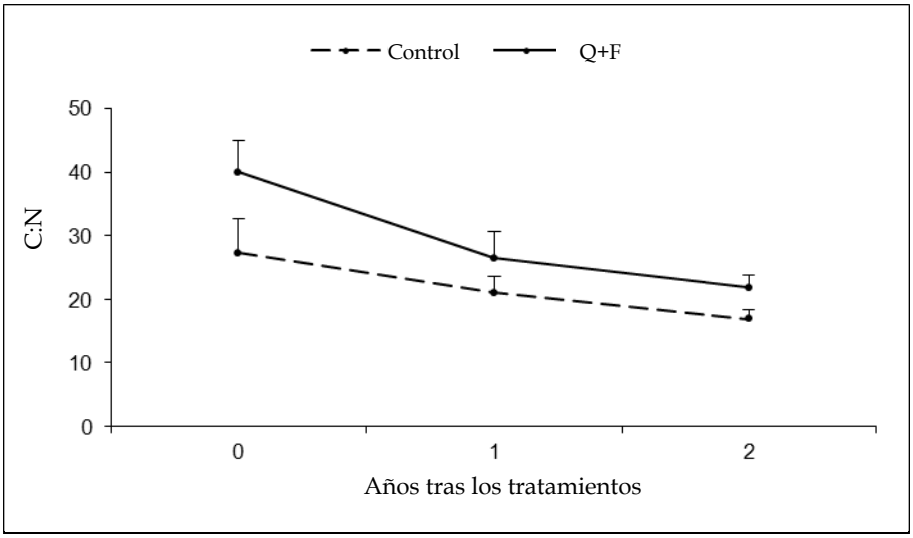


Figura 5.5. Valores medios y erros estándar de las relaciones N:P y C:N en los suelos después de los tratamientos, control y quema experimental más fertilización (Q+F), en la situación original (0: año 2005) y a lo largo del tiempo (1: año 2006 y 2: año 2007).

Por el contrario, la relación C:N (Figura 5.5.) disminuyó significativamente ($F_{2,8}$=10,77; P<0,01) con el tiempo al comparar el año del comienzo del estudio con el resto, y esta relación fue mayor en las parcelas con quema más fertilización, pero no de manera significativa ($F_{1,4}$=4,07; P>0,05).

5.3.3. Relación entre el contenido de nitrógeno y fósforo del suelo y las condiciones abióticas del mismo

En las parcelas control, se observó una correlación significativa y positiva (r=0,83; P<0,05) entre la temperatura del suelo y la concentración NH_4^+. En las parcelas con el tratamiento de quema más fertilización (Tabla 5.4.) la concentración de NH_4^+ mostró una correlación significativa y positiva (r=0,81; P<0,05) tanto con la temperatura del suelo como con la humedad (r=0,65; P<0,05). Los resultados muestran que las nuevas condiciones microclimáticas encontradas en el suelo tras los tratamientos experiméntales favorecen la producción de amonio en el mismo.

Tabla 5.4. Correlaciones entre el contenido de nutrientes del suelo (N total, NH_4^+, NO_3^-, P total y PO_4^{-3}) con la humedad y la temperatura.

	CONTROL		QUEMA + FERTILIZACIÓN	
	Humedad (%)	Temperatura (ºC)	Humedad (%)	Temperatura (ºC)
N total	0,30	0,06	0,01	0,05
NH_4^+	0,34	0,83*	0,65*	0,81*
NO_3^-	0,05	-0,23	-0,11	0,09
P total	0,12	-0,23	-0,19	-0,26
PO_4^{-3}	-0,27	-0,28	-0,43	-0,32

Las correlaciones significativas están reseñadas con asterisco.

Del resto de las variables, sólo el N total mostró una correlación positiva (Tabla 5.4.), aunque no significativa, con la humedad y la temperatura del suelo en ambos tratamientos. El NO_3^- estuvo correlacionado negativamente con la temperatura del suelo en la parcela control y con la humedad del suelo en el tratamiento de quema más fertilización, si bien esas correlaciones no fueron significativas.

El P total presentó una correlación positiva con la humedad del suelo en la parcela control (Tabla 5.4.) que no fue significativa. El PO_4^{-3} mostró correlaciones negativas con la temperatura y la humedad del suelo en ambos tratamientos, pero en ningún caso fueron significativas.

5.4. DISCUSIÓN

5.4.1. Variación de la concentración de N en *Calluna vulgaris* como resultado de la simulación de la deposición atmosférica de N y de la interacción entre la quema experimental más la fertilización

Los diferentes experimentos de campo llevados a cabo en brezales han mostrado respuestas positivas en el crecimiento y en el vigor de *Calluna* ante la deposición de nitrógeno (Caporn *et al*., 1994; Pitcairn y Fowler, 1995; Power *et al*., 1998; Carroll *et al*., 1999; Payne *et al*., 2011). Sin embargo, las respuestas de *Calluna* ante un incremento de N por deposición atmosférica pueden ser muy variadas dependiendo de la carga de nutriente que llega al ecosistema, ya que algunos autores (Lageard *et al*., 2005) han observado que un aumento en la disponibilidad de N puede ser un factor determinante que causa un menor desarrollo de los brotes en *Calluna* cuando se sobrepasa un umbral de tratamiento de 60 Kg N ha^{-1} $año^{-1}$, lo que indica saturación/toxicidad de N a esos niveles.

En el tratamiento de fertilización, tal y como cabría esperar, *Calluna* respondió a la adición de nitrógeno de 56 Kg N ha^{-1} $año^{-1}$, aumentando el contenido de N en los brotes (Marcos *et al*., 2003; Barker *et al*., 2004), y alcanzando su valor máximo a los tres años coincidiendo con los resultados encontrados por Britton *et al*. (2008) en brezales alpinos. También los brotes de *Calluna* muestran un aumento en la concentración de P en respuesta al incremento de nitrógeno, lo cual podría ser debido a que la planta responde a esta mayor disponibilidad de N absorbiendo más cantidad de fósforo del suelo (Britton *et al*., 2008). Algunos autores (Nielsen *et al*., 2009) observaron que tras la fertilización de brezales de *Calluna* limitados por nitrógeno, la concentración de P asimilable en el suelo disminuía, ya que era absorbido por la planta para usarlo en su crecimiento. En cuanto al tratamiento de quema más fertilización, la concentración de N y P disminuye al cuarto año del tratamiento tal y como han señalado Britton *et al*. (2008) en brezales alpinos y Miller (1979) en aquellos desarrollados en zonas bajas.

En general, la deposición atmosférica de N influye en la relación N:P (Güsewell, 2004). Cuando se inició el experimento, el ecosistema de brezal estaba fuertemente limitado por nitrógeno. Por lo tanto, cabría esperar un aumento de esta relación y un cambio hacia un ecosistema limitado por P debido a la baja disponibilidad de P que presentan los brezales en estas altitudes. Sin embargo, lo que se observa es un incremento de esta relación en los tres

años siguientes, aunque disminuye el cuarto año volviendo a actuar el nitrógeno como nutriente limitante. Esto puede ser debido a que en zonas de brezal tratadas con nitrógeno se produce una estimulación de la actividad fosfomonoesterasa por lo que *Calluna* tendría una mayor disponibilidad de P que absorbería equilibrando dicha relación (Turner *et al*., 2002). Además, en el presente estudio, se observa una buena respuesta en el crecimiento de los brotes (Gordon *et al*., 1999) y en el aumento en el número de flores (Torres, 2010) en aquellas parcelas en las que se ha añadido esta carga de N, lo que respalda la idea de que es el nitrógeno el nutriente que actúa limitando el crecimiento.

Los resultados difieren de los obtenidos, al mismo nivel de fertilización, por otros autores en brezales dominados por *Calluna* (Von Oheimb *et al*., 2010) pues ellos encontraron que la relación N:P fue mayor en el tratamiento de fertilización que en el control durante los cuatro años del experimento, y en el presente estudio este incremento se observó a partir del tercer año. Para ese tercer año de estudio, los valores de la relación N:P que observaron estos autores fueron de 16 en el control y de 18 en el tratamiento de fertilización, mientras que en el presente estudio la relación N:P en el tercer año fue de 13,57 para el control y de 15,77 para el tratamiento de fertilización. Lo mismo ocurrió con los experimentos de Britton *et al*. (2008), ya que la relación N:P en cuatro años de estudio fue significativamente mayor en el tratamiento de fertilización, pero los valores N:P en este caso oscilaron entre 14 y 16 en el tratamiento de fertilización y entre 13,5 y 11,5 en el control, lo que les asemeja más a los resultados obtenidos en el presente estudio. En cambio, Rowe *et al*. (2008) observaron que la relación N:P en *Calluna* disminuyó con la adición de N. Todo esto indica que la relación N:P solamente debería ser utilizada como un indicador de la limitación de nutrientes a escala local (Von Oheimb *et al*., 2010). Por otra parte, la relación N:P es, en general, mayor en plantas más maduras, con menor requerimiento de P para su crecimiento (Güsewell, 2004), lo que también podría explicar las diferencias en los distintos sitios. Respecto al tratamiento de quema más fertilización, el comportamiento fue similar al tratamiento de fertilización pues la relación N:P disminuyó al cuarto año (pasando de 13,67 a 10,69), en que el N volvió a ser el nutriente limitante.

En el presente estudio, *Calluna* ha respondido a la adición de nitrógeno, independientemente de que se haya llevado a cabo una quema experimental o no, aumentando la concentración del nutriente y la relación N:P durante los tres primeros años, para disminuir después, al contrario de lo que ocurriera en el estudio de quema experimental llevado a cabo por

Mohamed *et al*. (2007) en que no hubo variación en la relación N:P al comparar un tratamiento de quema experimental con el control (N:P 16 en ambos casos). Esto sugiere que, en este estudio, el P aportado por las cenizas no compensa la carga de N que se añadió en el tratamiento de quema más fertilización y que por tanto los fuegos de baja intensidad, como el que se llevó a cabo, pueden no ser suficientes para compensar las deposiciones atmosféricas actuales de N (Niemeyer *et al*., 2005).

5.4.2. Disponibilidad de nutrientes del suelo como resultado de la interacción entre la quema y la fertilización

El tratamiento de quema más fertilización produjo una disminución de la acidez del suelo como consecuencia de la presencia de cenizas ricas en cationes solubles (Marcos *et al*., 2000; Terefe *et al*., 2008). Asimismo, el tiempo de fertilización no fue lo suficientemente largo como para incrementar la acidez del suelo como consecuencia de la adición de N, aunque diversos autores apuntan que la deposición atmosférica de N resulta en la acidificación de los suelos en áreas sensibles como los brezales (De Graaf *et al*., 1998; DEFRA, 2008; Houdijk *et al*., 1993).

En cuanto al efecto del tratamiento en la disponibilidad de nutrientes, cabe destacar un incremento durante el primer año del P asimilable atribuido tanto a la combustión del P orgánico y a las transformaciones del P mineral en el suelo (Kutiel y Shaviv, 1989) como a su importante presencia en las cenizas (Marcos, 1997). Algunos autores (Johnson *et al*., 2007) han observado cambios en el P asimilable del mismo orden de magnitud que la contribución potencial de cenizas, si bien los cambios observados en sus suelos fueron pequeños y no significativos. A partir del primer año se observa una disminución de este nutriente pero que no parece estar relacionada con los tratamientos ya que este mismo comportamiento se ha observado en otros estudios realizados en estas mismas zonas (Marcos *et al*., 2003; Ayala, 2006).

Los cambios más destacables en el contenido de N no se producen inmediatamente después de los tratamientos sino al cabo de dos años, y en estos cambios intervienen tanto las condiciones post-incendio como la adición de nitrógeno, tal y como se muestra en los capítulos anteriores. Las condiciones del suelo después del incendio dependen de factores tales como la severidad, temperatura y duración del mismo, que pueden aumentar bajo condiciones de elevada deposición de N, como resultado de una mayor carga de

combustible, ya que la deposición de N ha estado frecuentemente asociada con un incremento de la biomasa (Green *et al*., 2013).

Tanto la concentración de NH_4^+ cómo la de NO_3^- aumentaron en los suelos tras el tratamiento de quema más fertilización. El incremento en la concentración de NH_4^+ coincide con los resultados obtenidos por Nielsen *et al*. (2009), que lo atribuyeron a que la cantidad de N añadida excedió a la que las plantas pueden absorber. Sin embargo, tal y como muestran los resultados obtenidos en este trabajo, junto con el efecto de la adición de N también se observa el importante papel de las condiciones de temperatura y humedad del suelo que tras el incendio difieren significativamente de las zonas no quemadas (Marcos *et al*., 2009a). El incremento de humedad junto con temperaturas del suelo en torno a 15ºC favorecen la mineralización del N en estos brezales de alta montaña, detectándose los valores más altos en otoño, mientras que en verano e invierno los procesos de amonificación se encuentran limitados por las bajas temperaturas y el bajo contenido de humedad del suelo (Marcos *et al*., 2009b). Otros autores atribuyen el incremento de NH_4^+ a que, al suministrar el fertilizante, la parte no volatilizada pudo disolverse rápidamente originando NH_4^+, que es menos móvil en los suelos que el NO_3^- (Krupa, 2003) o también debido a la mineralización de la materia orgánica y los restos de las raíces en el horizonte superficial como han observado otros autores (Berendse, 1990; Mohamed *et al*., 2007).

La menor concentración de NO_3^- observada puede ser también debida a que haya habido mayor evapotranspiración de los suelos o baja precipitación (Fenn et al., 1998) o, tal y como se sugiere en otros estudios (Wright, 1998), por un aumento de las temperaturas del aire y del suelo que aceleran el lixiviado del NO_3^- debido a un aumento de la mineralización de la materia orgánica. Diversos autores han confirmado que existe una relación cercana entre los niveles de deposición de nitrógeno, la cantidad de ese nutriente en el suelo y la cantidad lixiviada de NO_3^- (Dise y Wright, 1995; Tietema *et al*., 1998). Hay estudios que demuestran que, en general, la concentración de NO_3^- en los suelos está cercana a los límites de detección durante el período estival debido a una elevada demanda de las plantas y los microorganismos por el N, si bien, en esos experimentos se ha podido observar pequeñas cantidades de NO_3^- después de períodos cálidos y secos. En esos casos, tanto la sequía como un aumento de la humedad pueden haber determinado que se produzca una mayor mineralización y nitrificación que ocasione el consiguiente incremento de NO_3^- lixiviado (Kaste y Skjelkvåle, 2002).

La deposición de N puede incrementar significativamente la reserva de C en los ecosistemas pobres en nutrientes con bajas tasas de descomposición (Evans *et al*., 2006) por lo que se puede utilizar la relación C:N para corroborar si el N es el nutriente limitante del sistema. De hecho, tal y como consideran algunos autores (Evans *et al*., 2006; Britton *et al*., 2008), la relación C:N es un indicador más sensible del impacto del N en los suelos que la relación N:P. Tanto la relación N:P como la C:N indican un aumento del contenido de N en los suelos estudiados. Inmediatamente después del tratamiento se observó un incremento del ratio C:N, ya que en incendios de baja intensidad (como es este caso), una parte de la hojarasca queda parcialmente consumida aportando restos parcialmente carbonizados con un alto contenido en carbono (Marcos, 1997; Marcos *et al*., 2003). La disminución significativa que muestra en el tiempo dicha relación refleja un aumento de N en el suelo (Britton *et al*., 2008) que no es utilizado por la vegetación, ya que su capacidad de regeneración es más lenta que en otras altitudes, y que puede ser lavado hacia los horizontes más profundos del suelo (Cosby *et al*., 2001) tal y como se ha encontrado en estas zonas (datos no publicados).

5.4.3. Relación entre el contenido de nutrientes de los suelos con la humedad y la temperatura

En condiciones naturales, los suelos están expuestos a soportar condiciones climáticas tales como repeticiones cíclicas de períodos de humedad y sequía o períodos de heladas y deshielos, lo cual condiciona su contenido de humedad y su temperatura. Estos ciclos que afectan a los suelos pueden influir en su tasa de descomposición y tener por ello efectos en los procesos biológicos que tienen lugar en los mismos, de forma que variaciones en su contenido de humedad determinan el tipo de microorganismos activos. Cuando los poros del suelo están rellenos de agua las condiciones son anaeróbicas y el proceso biológico predominante es la desnitrificación, mientras que si hay menos agua intersticial, pero el suelo sigue estando húmedo, las condiciones son aeróbicas y predominan los procesos de amonificación y nitrificación (Linn y Doran, 1984). El ciclo del N en los suelos varía tanto con la temperatura como con la humedad (Adams, 2003) y en este trabajo se encontró una relación positiva entre ambas variables y el contenido de nitrógeno, aunque solamente fue significativa esta relación con el amonio. En cambio, el contenido de nitrato de los suelos mostró una relación negativa con estas variables. El aumento de la temperatura parece estimular la amonificación tal y como mostraron Andresen *et al*. (2010) en brezales de *Calluna vulgaris* y *Deschampsia flexuosa*. Otros autores (Van Vuuren *et al*., 1992) sugieren en cambio

que una menor tasa de mineralización puede estar asociada a un suelo más seco tal y como se observó en un brezal dominado por *Calluna vulgaris*. En ese estudio, la tasa neta de nitrificación aumentó con la tasa neta de mineralización del N, lo que sugirió que la disponibilidad de amonio puede controlar la tasa de nitrificación de los suelos de los brezales.

Respecto a la relación de las formas de P con la humedad y la temperatura de los suelos del presente estudio, éstas mostraron, en general, una correlación negativa con la temperatura y la humedad del suelo, observándose que el contenido de P aumentó con la disminución de la temperatura y/o la humedad, lo que pudo estar relacionado con la producción de enzima fosfomonoesterasa; enzima fosfatasa responsable de movilizar el P orgánico en los suelos. Olander y Vitousek (2000) encontraron evidencias de la interacción entre los ciclos de nutrientes del N y del P, pues adiciones de N estimularon la actividad de la fosfatasa en un sistema limitado por N, debido probablemente al incremento de la productividad, lo que pudo ocasionar más tarde una demanda de P en respuesta a la moderación de la deficiencia de N.

Por el contrario, hay estudios (Andresen *et al*., 2010) que muestran que el aumento de la temperatura puede condicionar el aumento del P microbiano en el suelo de brezales de *Calluna*. La producción extracelular de enzimas fosfatasas, por parte de los microorganismos del suelo, está relacionada con la propia actividad microbiana así como con las propiedades físico-químicas del suelo (Sowerby *et al*., 2005). En los ecosistemas limitados por P (o co-limitados en el tiempo por N y P, como se ha comprobado en este estudio), la competencia por el P entre plantas y microorganismos puede ser fuerte (Van Meeteren, 2005) y algunos autores (Moorhead y Sinsabaugh, 2000) indican que si la demanda de P por parte de los microorganismos y/o las plantas es alta, se produce mayor cantidad de fosfatasa, lo cual propicia la mineralización del P orgánico. Otros autores (Van Meeteren, 2005) apuntan que en los ecosistemas limitados por el P la mayor actividad fosfatasa no tiene por qué resultar en una mayor disponibilidad de P ya que el P mineralizado puede ser inmovilizado por la biomasa microbiana. En los experimentos realizados por Sowerby *et al*. (2005) en tres brezales europeos de *Calluna*, el aumento de la temperatura ocasionó un incremento de la actividad enzimática de la fosfatasa y el efecto de la sequía en esta producción fue más pronunciado en los brezales secos situados más al norte (Dinamarca y Holanda), más

sensibles a los cambios en los patrones de pluviosidad que los brezales húmedos del Reino Unido, limitados por la humedad.

5.5. CONCLUSIONES

La realización de quemas en un marco de elevadas deposiciones de nitrógeno producen a corto-medio plazo un incremento en el contenido de nitrógeno del suelo que se refleja en un aumento en el contenido de nitrógeno en los brotes de *Calluna vulgaris* y en la relación de N:P, pasando de un ecosistema fuertemente limitado por nitrógeno a un ecosistema co-limitado por N y P. Al mismo tiempo, se produce una acumulación de nitrógeno en el suelo que no es absorbido por la vegetación o los microorganismos del suelo debido a que la regeneración en estas zonas es muy lenta y la actividad de los microorganismos se limita a 3 ó 4 meses. Este aumento de nitrógeno en el suelo puede incrementar el lavado del mismo hacia las aguas subterráneas produciendo una contaminación de las mismas. A los cuatro años de los tratamientos el ecosistema tiende a recuperar su situación original, el contenido de nitrógeno en los brotes y la relación N:P tiende a disminuir volviendo a ser el N el nutriente limitante del mismo.

Agradecimientos

Este estudio ha sido cofinanciado por la Junta de Castilla y León en el marco de los proyectos de investigación: LE021A08 y LEO39A09. Los trabajos han sido asimismo cofinanciados por el proyecto de investigación CGL2006-10998-C02-01/BOS del Ministerio de Educación y Ciencia.

5.6. BIBLIOGRAFÍA

Adams, M. B. 2003. Ecological issues related to N deposition to natural ecosystems: research needs. Environment International 29, 189-199.

Allen, S. E. 1964. Chemical aspects of heather burning. Journal of Applied Ecology 1, 347-367.

Andresen, L.C.; Michelsen, A.; Jonasson, S.; Schmidt, I.K.; Mikkelsen, T.N.; Ambus, P.; Beier, C. 2010. Plant nutrient mobilization in temperate heathland responds to elevate CO_2, temperature and drought. Plant Soil 328, 381-396.

Anon, 1992. Council Directive of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (92/43/EEC). European Commission, Brussels, BE.

Ayala, N. 2006. Efectos de la fertilización en el contenido de nutrientes, crecimiento y número de flores de las especies leñosas características de los brezales dominados por *Calluna vulgaris*. Memoria de Licenciatura. Universidad de León. 88pp.

Barker, C. G.; Power, S. A.; Bell, J. N. B.; Orme, C. D. L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. Biological Conservation 120, 41-52.

Berendse, F. 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. Journal of Ecology 78, 413-427.

Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M., 1998. The effects of air borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology 86, 717-738.

Bremner, J.M., Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen total. In: Page, A.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part: 2 Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison. WI, 595-624 pp.

Britton, A.J.; Fisher, J.M. 2007. NP stoichiometry of low-alpine heathland: usefulness for bio-monitoring and prediction of pollution impacts. Biological Conservation 138, 100-108.

Britton, A.J.; Helliwell, R.C.; Fisher, J.M.; Gibbs, S. 2008. Interactive effects of nitrogen deposition and fire on plant and soil chemistry in an alpine heathland. Environmental Pollution, doi:10/1016/j.envpol.2008.01.029.

Bullock, J. M.; Webb, N. R. 1995. Responses to severe fires in heathland mosaics in southern England. Biological Conservation 73, 207-214.

Calvo, L.; Alonso, I.; Marcos, E.; De Luis, E. 2007. Effects of cutting and nitrogen deposition on biodiversity in Cantabrian heathlands. Applied Vegetation Science 10, 43-52.

Caporn, S.J.M.; Risager, M.; Lee, J.A. 1994. Effect of nitrogen supply on frost hardiness in *Calluna vulgaris* (L.) Hull. New Phytologist 128, 461-468.

Carroll, J.A.; Caporn, J.M.; Cawley, L.; Read, D.J.; Lee, J.A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. New Phytologist 141, 423-431.

Cosby, B.J.; Ferrier, R.C.; Jenkins, A.; Wright, R.F. 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC moel. Hidrology and Earth Systems Science 5, 499-518.

DEFRA, Department for Environment, Food and Rural Affairs of the UK. 2008. The impacts of acid and nitrogen deposition on: Lowland heath. UKREATE, United Kingdom Research on Eutrophication and Acidification of Terrestrial Ecosystems Programme.

De Graaf, M.C.C.; Bobbink, R.; Roelofs, J.G.M.; Verbeek, P.J.M. 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. Plant Ecology 135 (2), 185-196.

Díaz, T.E., 2010. Caracterización de los Hábitats de Interés Comunitario (Red Natura 2000) existentes en el Principado de Asturias. II: Bosques y arbustedas arborescentes. Boletín de Ciencias Naturales R.I.D.E.A. 51, 213-276.

Dise, N.B.; Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology Management 71, 153-161.

European Commission. 1992. Council Directive of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (92/43/EEC).

Evans, C. D.; Caporn, S. J. M.; Carroll, J. A.; Pilkington, M. G.; Wilson, D. B.; Ray, N.; Cresswell, N. 2006. Modelling nitrogen saturation and carbon accumulation in heathland soils under elevated nitrogen deposition. Environmental Pollution 143, 468-478.

Fenn, M.E.; Poth, M.A.; Aber, J.D.; Baron, J.S.; Bormann, B.T.; Johnson, D.W.; Lemly, A.D.; McNulty, S.G.; Ryan, D.F.; Stottlemyer, R. 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. Ecological Applications 8, 706-733.

Gimingham, C. H. 1972. Ecology of heathlands. Chapman & Hall. London, UK.

Gordon, C.; Woodin, S.J.; Alexander, I.J.; Mullins, C.E. 1999. Effects of increase temperature, drought and nitrogen supply on two upland perennials of contrasting functional type: *Calluna vulgaris* and *Pteridium aquilinum*. New Phytologist 142, 243-258.

Granged, A. J. P.; Zavala, L. M.; Jordán, A.; Bárcenas-Moreno, G. 2011. Post-fire evolution of soil properties in a Mediterranean heathland after experimental burning. European Geosciences Union General Assembly. Vienna, April 2011.

Green, E.R.; Ellis, R.J.; Gadsdon, S.R.M.; Milcu, A.; Power, S.A. 2013. How does N deposition affect belowground heathland recovery following wildfire? Soil Biology and Biochemistry 57, 775-783.

Güsewell, S. 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. New Phytologist 164, 243-266.

Härdtle, W.; von Oheimb, G.; Niemeyer, M.; Niemeyer, T.; Assmann, T.; Meyer, H. 2007. Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. Biogeochemistry 86, 201-215.

Heil, G. W.; Diemont, W. H. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. Vegetatio 53, 113-120.

Houdijk, A.L.F.M.; Verbeek, P.J.M.; Van Dijk, H.F.G.; Roelofs, J.G.M. 1993. Distribution and decline of endangered herbaceous heathland species in relation to the chemical composition of the soil. Plant and Soil 148 (1), 137-143.

Johnson, D.; Murphy, J. D.; Walker, R. F.; Glass, D. W.; Miller, W. W. 2007. Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. Ecological Engineering 31, 183-192.

Kalra, Y. P.; Maynard, D. G. 1991. Methods manual for forest soil and plant analysis. Information report NOR-X-319. Northern Forestry Centre. Alberta, Canada.

Kaste, Ø.; Skjelkvåle, B.L. 2002. Nitrogen dynamics in runoff from two small heathland catchments representing opposite extremes with respect to climate and N deposition in Norway. Hydrology and Earth System Sciences 6(3), 351-362.

Kirkham, F. W. 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. Journal of Ecology 89, 1041-1053.

Krupa, S. V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH3) on terrestrial vegetation: a review. Environmental Pollution 124, 179-221.

Kutiel, P.; Shaviv, A. 1989. Effect of simulated forest fire on the availability of N and P in Mediterranean soils. Plant and Soil 120, 57-63.

Kvamme, M.; Kaland, P. E. 2009. Prescribed burning of coastal heathlands in western Norway: History and present day experiences. International Forest Fire News (IFFN) 38, 35-50.

Lageard, J. G. A.; Wilson, D. B.; Cresswell, N.; Cawley, L. E.; Jones, H. E.; Caporn, S. J. M. 2005. Wood growth response of Calluna vulgaris (L.) Hull to elevated N deposition and drought. Dendrochronologia 23, 75-81.

Linn, D.M.; Doran, J.W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. Soil Science Society of America Journal 48, 1267-1272.

Lorda, M.; Remón, J. L. 2003. Cartografía de la vegetación en la conservación de los hábitats. El ejemplo del monte Lakora (Navarra, Pirineo Occidental). Acta Botanica Barcinonensia 49: 341-356.

Mallik, A. U.; Gimingham, C. H. 1983. Regeneration of heathland plants following burning. Vegetatio 53, 45-58.

Marcos, E. 1997. Procesos edáficos en comunidades alteradas por el fuego. Tesis Doctoral. Universidad de León.

Marcos, E.; Tárrega, R.; Luis, E. 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental FIRE.Arid soil research and rehabilitation 14, 293-307.

Marcos, E.; Calvo, L.; Luis, E. 2003. Effects of fertilization on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. Journal of Vegetation Science 14, 417-424.

Marcos, E.; Villalón, C; Calvo, L.; Luis, E. 2009a. Short-term effects of experimental burning on soil nutrients in the Cantabrian heathlands. Ecological Engineering 35, 820-828.

Marcos, E.; Suárez-Seoane, S.; Calvo, L. 2009b. Soil nitrogen mineralization under field conditions in heathlands of Cantabrian Mountains. Abstract of 11th European Heathland Workshop.

Miller, G.R. 1979. Quantity and quality of the annual production of shoots and flowers by *Calluna vulgaris* in north-east Scotland. Journal of Ecology 67, 109-129.

Mohamed, A.; Härdtle, W.; Jirjhan, B.; Niemeyer, T.; von Oheimb, G. 2007. Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. Plant Ecology 189, 279-289.

Moorhead, D.L.; Sinsabaugh, R.L. 2000. Simulated patterns of litter decay predict patterns of extracellular activities. Applied Soil Ecology 14, 71-79.

Nielsen, P. L.; Andresen, L. C.; Michelsen, A.; Schmidt, I. K.; Kongstad, J. 2009. Seasonal variations and effects of nutrient applications on N and P and microbial biomass under two temperate heathland plants.Applied soil ecology 42, 279-287.

Niemeyer, T.; Niemeyer, M.; Mohamed, A.; Fottner, S.; Härdtle, W. 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorous. Applied Vegetation Science 8, 183-192.

Olander, L.P.; Vitousek, P.M. 2000. Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. Biogeochemistry 49,175-190.

Pakeman, R.J., Hulme, P.D., Torvell, L., Fisher, J.M. 2003. Rehabilitation of degraded dry heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) moorland by controlled sheep grazing. Biological Conservation 114: 389-400.

Patel, k.; Nirmal Kumar, J.I.; Nirmal Kumar, R.; Kumar Bhoi, R. 2010. Seasonal and temporal variation in soil microbial biomass C, N and P in different types land uses of dry deciduous forest ecosystem of Udaipur, Rajasthan, western India. Applied Ecology and Environmental Research 8(4): 377-390.

Payne, R. J.; Thompson, A. M.; Standen, V.; Field, C. D.; Caporn, S. J. M. 2011. Impact of simulated nitrogen pollution on heathland microfauna, mesofauna and plants. European Journal of Soil Biology, doi:10.1016/j.ejsobi.2011.08.003.

Pitcairn, C.E.R.; Fowler, D. 1995. Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and Calluna vulgaris (L.) Hull. Environmental Pollution 88, 193-205.

Power, S.A.; Ashmore, M.R.; Cousins, D.A.; Sheppard, L. J. 1998. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. New Phytologist 13, 663-673.

Power, S.A., Barker, C.G., Allchin, E.A., Ashmore, M.R., Bell, J.N.B. 2001. Habitat management: a tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition? Science World Journal 1: 714-721.

Pywell, R. F., Meek, W.R., Webb, N. R., Putwain, P. D., Bullock, J.M. 2011. Long-term heathland restoration on former grassland: the results of a 17-year experiment. Biological Conservation 144 (5), 169-181.

Rivero, C.; Rabago, I.; Sousa, M.; Lorente, M.; Schmid, T. 1996. Cálculo y cartografía de cargas críticas para España. Aplicación del modelo SMB. CIEMAT, Madrid, ES.

Roem, W.J.; Berendse, F. 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. Biological conservation 92, 151-161.

Rowe, E.C.; Smart, S.M.; Kennedy, V.H.; Emmett, B.A.; Evans, C.D. 2008. Nitrogen deposition increases the acquisition of phosphorous and potassium by heather *Calluna vulgaris*. Environmental Pollution 155 (2), 201-7.

Sowerby, A.; Emmett, B.; Beier, C.; Tietema, A.; Peñuelas, J.; Estiarte, M.; Van Meeteren, M.J.M.; Hughes, S.; Freeman, C. 2005. Microbial community changes in heathland soil communities along a geographical gradient: interaction with climate change manipulations. Soil Biology and Biochemistry 37, 1805-1813.

Tapias Pantebre, J. C.; Salgot de Mar Çay, M; Casas Ponsatí, A. 2001. Utilidad de la técnica TCR para la medida de la variación espacial y temporal de la humedad del suelo en campos de golf. Edafología 8 (3), 1-10.

Terefe, T.; Mariscal-Sancho, I.; Peregrina, F.; Espejo, R. 2008. Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study. Geoderma 143, 273-280.

Terry, A.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., Allehin, E.A., Heil, G.W. 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. Journal of Applied Ecology 41: 897-909.

Tietema, A.; Boxman, A.W.; Bredemeier, M.; Emmett, B.A.; Moldan, F.; Gundersen, P.; Schleppi, P.; Wright, R.F. 1998. Nitrogen saturation experiments (NITREX) in coniferous forest ecosystems in Europe: a summary of results. Environmental Pollution 102, 403-407.

Torres, J., 2010. Respuesta a medio-largo plazo de las larvas de *Lochmaea suturalis* a la deposición atmosférica de nitrógeno en brezales de *Calluna vulgaris* de la Cordillera Cantábrica. Memoria de Licenciatura. Universidad de León. 85 pp.

Troelstra, S. R.; Wagenaar, R.; Smant, W. 1997. Utilization and leaching of nitrate from two *Deschampsia*-dominated heathland sites: a lysimeter study using intact soil columns. Plant and Soil 197, 41-53.

Tukey, J. W. 1949. Comparing individual means in the analysis of variance. Biometrics 5, 99-114.

Turner, B.L.; Baxter, R.; Whitton, B.A.2002. Seasonal phosphatise activity in three characteristic soils of the English uplands polluted by long-term atmospheric nitrogen deposition. Environmental Pollution 120, 313-317.

Usher, M. B. 1992. Management and diversity of arthropods in *Calluna* heathland. Biodiversity and Conservation, volume 1, issue 2, 63-79.

Van den Berg, L.J.L., Peters, C.H.J., Ashmore, M.R., Roelofs, J.G.M., 2008. Reduced nitrogen has a greater effect than oxidized nitrogen on dry heathland vegetation. Environmental Pollution 154, 359-369.

Van Meeteren, M.J.M. 2005. The relation between microbial dynamics, phosphorus availability and phosphatase activity in decomposing phosphorus poor *Calluna vulgaris* litter. Dissertation. University of Amsterdam. ISBN 907689454X.

Van Vuuren, M.M.I.; Aerts, R.; Berendse, F.; De Wisser, W. 1992. Nitrogen mineralization in heathland ecosystems dominated by different plant species. Biogeochemistry 16, 151-166.

Von Oheimb, G.; Power, S.A.; Falk, K.; Friedrich, U., Mohamed, A., Krug, A., Boschatzke, N., Härdtle, W. 2010. N:P ratio and the nature of nutrient limitation in Calluna-dominated heathlands. Ecosystems 11, 317-327.

Webb, N.R. 1998. The role of fire in the ecology of heathland in southern Britain. International Forest Fire News (IFFN) 18, 80-81.

White, C.C.; Dawod, A.M.; Cresser, M.S. 1996. Nitrogen accumulation in surface horizons of moorland podzols: evidence from a Scottish survey. The Science of the Total Environment 184, 229-237.

Wright, R.F. 1998. Effect of increased carbon dioxide and temperature on runoff chemistry at a forested catchment in southern Norway (CLIMEX Project). Ecosystems 1, 216-225.

CAPÍTULO 6

Discusión general

6.1. DISCUSIÓN GENERAL

Los cambios en los usos del suelo, la ausencia de técnicas gestión y la deposición atmosférica de nitrógeno son algunos de los factores que han contribuido al declive de los brezales europeos (Aerts y Heil, 1993; Carroll *et al.*, 1999; Alonso, 2004) pues sus características les hacen muy vulnerables a estos factores. Especialmente sensibles son aquellos brezales situados en el límite más meridional de su distribución, como los existentes en la Cordillera Cantábrica, que por su situación están sometidos a condiciones ambientales más limitantes, convirtiéndoles en un excelente observatorio para el análisis de dichos efectos.

La Cordillera Cantábrica ha tenido una larga historia de gestión que ha modelado su paisaje a través de los siglos (Morán-Ordóñez et al., 2013). Generalmente, las partes más elevadas de estas montañas eran aclaradas con el objeto de obtener pastos que luego eran mantenidos por ganadería extensiva (principalmente rebaños de ovejas trashumantes) y por la realización de quemas controladas (Calvo *et al.*, 2005). Sin embargo, la disminución de la trashumancia favoreció un proceso de despoblamiento rural y la pérdida de las tradicionales técnicas de gestión (Morán-Ordóñez, 2012). La realización de quemas controladas no solamente permitía el mantenimiento de los pastizales asociados a los ecosistemas de brezal sino que también permitían mantener bajos niveles de nutrientes y conservar los brezales en edades jóvenes (Mitchell *et al.*, 2000), pues estas prácticas favorecen el crecimiento de brotes tiernos, con mayor valor nutricional que las partes leñosas, y pueden evitar la sucesión de estos ecosistemas hacia los bosques (Read *et al.*, 2002).

Generalmente, las quemas controladas realizadas en la Cantábrica suelen ser de baja intensidad lo cual permite eliminar la fracción más fina de la vegetación, las herbáceas y la hojarasca. Esto supone una pérdida importante del nitrógeno almacenado en estas fracciones pero un aumento de la concentración de nutrientes en forma disponible en la superficie del suelo (Ilstedt *et al.*, 2003; Kutiel y Shaviv, 1992 y 1989; Mohamed *et al.*, 2007) debido a la combustión del material vegetal (Soto y Díaz-Fierros, 1993) y a los cambios en las condiciones micro climáticas del suelo (Marcos *et al.*, 2009) que favorecen la actividad microbiana. La mayor disponibilidad de nutrientes puede ser aprovechada por la vegetación para recuperarse después de las quemas. Sin embargo, en estos ecosistemas la regeneración de *Calluna* (especie dominante en la zona) es muy lenta, a diferencia de lo que ocurre en otros lugares de Europa donde *Calluna vulgaris* ha demostrado regenerarse bien durante el primer año, a intervalos cortos de quema (Nilsen *et al.*, 2005). Esto significa que parte de esos

nutrientes disponibles no serán aprovechados por la vegetación permaneciendo en el suelo o perdiéndose por lixiviado.

En los brezales de la Cordillera Cantábrica las quemas controladas son la herramienta más eficaz para conservar los ecosistemas de brezal y mantenerlos en edades jóvenes (Calvo *et al.*, 2002) mejorando su aprovechamiento pastícola. Por otro lado, aunque sea una herramienta capaz de ralentizar el ciclo de nutrientes por la baja velocidad de regeneración del sistema, no se muestra como la mejor estrategia para eliminar cantidades importantes de nutrientes (principalmente nitrógeno), a diferencia de lo que sucede en otros países europeos (Sedláková y Chytrý, 1999; Mohamed *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2008) debido a que la baja intensidad de la quema no elimina totalmente el horizonte orgánico que retiene una importante cantidad de nutrientes.

Además de la falta de gestión de estos brezales, otro de los problemas importantes que están sufriendo en la actualidad es la entrada de importantes cantidades de nitrógeno por deposición atmosférica. Algunos autores señalan que la deposición atmosférica de N aumenta con la altitud (Rowe *et al.*, 2008) y las zonas montañosas presentan un elevado riesgo de elevadas entradas de nitrógeno a través de la precipitación (Britton *et al.*, 2008). La deposición de nitrógeno encontrada en la Cordillera Cantábrica ha resultado ser similar a la obtenida en otros ecosistemas europeos de brezal dominados por *Calluna vulgaris*. Esta deposición se asocia en la zona a los procesos de combustión de las centrales térmicas del norte de España, siendo principalmente en forma de NOx. La deposición de N, y particularmente la forma en que es depositado, puede afectar significativamente a los ecosistemas, pero son las formas reducidas las que determinan fundamentalmente la composición vegetal en suelos ligeramente ácidos (Van den Berg *et al.*, 2008). Cargas moderadas de contaminantes ácidos pueden acidificar la superficie del suelo y ocasionar que disminuya la tasa de descomposición (White *et al.*, 1996), pero una larga historia de deposición atmosférica puede, a su vez, acelerar la descomposición de la materia orgánica y provocar también cambios en la composición y actividad de la comunidad microbiana (Rowe *et al.*, 2008).

Los ecosistemas de brezal de *Calluna vulgaris* de la Cordillera Cantábrica se caracterizan por estar limitados por nitrógeno (con una relación N:P <10) y responden a un incremento de su deposición. Las concentraciones de N y P en *Calluna vulgaris* aumentan tras la adición de N, al igual que sucediera en otros estudios (Britton *et al.*, 2008) con lo que su utilización como

bioindicador de deposición atmosférica de N en la Cordillera Cantábrica tiene un gran potencial (Hicks *et al*., 2000). La fijación del N por las plantas contribuye significativamente a la mayor disponibilidad del nutriente en los ecosistemas (Adams, 2003) y la respuesta inicial al aumento de la deposición atmosférica de N es el incremento en el crecimiento de los brotes, aumento del número de flores y de la concentración de nutriente en los tejidos de la planta (Marcos *et al*., 2003; Power *et al*., 2004; Terry *et al*., 2004; Ayala, 2006; Britton *et al*., 2008). Todos estos cambios favorecen un incremento en la frecuencia de los ataques por el insecto defoliador *Lochmaea suturalis* (Krupa, 2003) que incrementa la abundancia de sus poblaciones como respuesta al contenido de nitrógeno de *Calluna vulgaris* (Torres, 2010). Por otro lado, si la adición de N persistiese, las especies herbáceas podrían comenzar a ser dominantes (Terry *et al*., 2004).

Además, el incremento en N en los brotes de *Calluna* pueden provocar una mayor demanda de otros nutrientes como el P y, por lo tanto, un aumento de la concentración de P en el tejido de *Calluna vulgaris*, lo que podría ser atribuible a la mayor capacidad de absorción de ese nutriente por las plantas tras la deposición de N (Rowe *et al*., 2008). Así, el conocimiento de la concentración tisular de los diferentes nutrientes de *Calluna vulgaris* también puede ser un buen indicador de la situación real de todo el ecosistema (Rowe *et al*., 2008). Asimismo, se observó un cambio en el nutriente limitante en *Calluna vulgaris* tras la adición de N, pues la relación N:P aumentó tras la fertilización. No obstante, en situaciones reales, sería más conveniente suponer que ambos elementos (e incluso algún otro factor) son limitantes al mismo tiempo o en algún momento determinado del ciclo vital de la especie (De Jong y Klinkhamer, 1983).

En estos ecosistemas, la simulación de deposición atmosférica de N, no produce procesos de acidificación en el suelo ni un aumento en el contenido de fósforo y nitrógeno en los mismos. Si bien se observó un aumento de las formas inorgánicas de nitrógeno, a partir del segundo año, que revirtió más tarde de forma que el ecosistema ha demostrado tener la capacidad de retornar a sus condiciones iniciales en un marco temporal relativamente corto, al tratarse de una deposición que no se ha extendido en el tiempo.

Aunque las quemas controladas son un método adecuado de gestión para los brezales de la Cantábrica, no está clara cuál sería la respuesta de los mismos si estas quemas se realizaran en un marco de elevadas deposiciones de nitrógeno. Los callunares de alta montaña tienen un potencial limitado para retener N y pueden llegan a estar rápidamente saturados por este

nutriente (Britton *et al.*, 2008). La correcta gestión del hábitat ha demostrado ser útil para mitigar a largo plazo la carga de N atmosférico, y la quema prescrita podría ser efectiva para eliminar N de los brezales, si bien este tipo de fuego puede no ser suficiente para compensar la actual carga atmosférica de N en un solo intervalo de gestión (Niemeyer *et al.*, 2005).

En la Cordillera Cantábrica, la quema seguida de fertilización ocasionó en el suelo un incremento de las concentraciones de N total y P total, así como las de NH_4^+ y de NO_3^-, ya que, al aumento de nitrógeno debido las deposiciones hay que sumarle el incremento debido a la quema. Este incremento se refleja perfectamente en el incremento de la relación N:P y la disminución de C:N en el suelo. Estos resultados son semejantes a los encontrados por Britton *et al.* (2008) en brezales alpinos donde también se detectó un incremento en N como consecuencia de la interacción de la quema y las deposiciones elevadas de N. Además, estos resultados podrían depender de factores estocásticos tales como la humedad y la temperatura del suelo, pues el ciclo del N en los suelos varía tanto con la temperatura como con la humedad (Adams, 2003) y se observó una correlación positiva entre ambas variables y el contenido de nitrógeno.

Calluna vulgaris, al igual que sucediera en otros estudios (Marcos *et al.*, 2003; Barker *et al.*, 2004), también respondió a la a mayor disponibilidad de nitrógeno incrementando su concentración en los tejidos, y la relación N:P aumentó en la especie tras la adición de N, pasando el sistema de estar limitado por el N a estar co-limitado por N y P. Sin embargo, la interacción de quema con deposición de N favorece el desarrollo de especies herbáceas frente a una disminución de la *Calluna* (datos no publicados), lo que podría suponer un reemplazamiento de las especies dominantes en estos ecosistemas.

Se puede decir que, en el marco de un nivel de deposición elevada de nitrógeno, la quema prescrita ha demostrado producir un incremento en el contenido del nutriente del suelo que se refleja, a su vez, en una mayor concentración en los brotes de *Calluna vulgaris* y en la relación N:P. Este hecho sugiere que esta técnica no es el método más adecuado para compensar los niveles elevados de deposición atmosférica actuales de nitrógeno en la Cordillera Cantábrica.

No obstante, y puesto que la forma tradicional de gestión de los brezales dominados por *Calluna vulgaris* es la quema asociada con el pastoreo (Pakeman *et al.*, 2003; Read *et al.*, 2002), y esta asociación ha demostrado ser eficaz a lo largo del tiempo, es la herramienta de gestión

que se propone en la Cordillera Cantábrica. Además, perseverando en este modo de gestión se puede conseguir los mejores resultados al menor coste (Pakeman *et al.*, 2003). Asimismo, las plantas de *Calluna vulgaris* han resultado ser bioindicadores muy sensibles de la disponibilidad de nutrientes en el estrato orgánico del suelo en los brezales tras la aplicación de la quema combinada con el pastoreo (Von Oheimb *et al.*, 2009) y ha demostrado ser la técnica de gestión más adecuada para la regeneración de la especie (Sedláková y Chytrý, 1999). Sin embargo, antes de aplicar dicha técnica sería conveniente tener en cuenta los niveles de deposición de N presentes en la Cordillera Cantábrica ya que la interacción con la quema podrían producir cambios en la comunidad vegetal.

6.2. BIBLIOGRAFÍA

Adams, M.B. 2003. Ecological issues related to N deposition to natural ecosystems: research needs. Environment International 29, 189-199.

Aerts, R.; Heil, G.W. (Eds.) 1993. Heathlands: patterns and processes in a changing environment. Geobotany 20. Kluwer, Dordrecht.

Alonso, I. 2004. La conservación de los brezales en Inglaterra. Ecosistemas 2004/1 (URL: http//www.aeet.org/ecosistemas/041/informe1.htm).

Ayala, N. 2006. Efectos de la fertilización en el contenido de nutrientes, crecimiento y número de flores de las especies leñosas características de los brezales dominados por Calluna vulgaris. Memoria de Licenciatura. Universidad de León. 88pp.

Barker, C.G.; Power, S.A.; Bell, J.N.B.; Orme, C.D.L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. Biological Conservation 120, 41-52.

Britton, A.J.; Helliwell, R.C.; Fisher, J.M.; Gibbs, S. 2008. Interactive effects of nitrogen deposition and fire on plant and soil chemistry in an alpine heathland. Environmental Pollution. doi: 10.1016/j.envpol.2008.01.029.

Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 2002. Regeneration patterns in a Calluna vulgaris heathland in the Cantabrian Mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. Acta Oecologica 23, 81-90.

Calvo, L.; Alonso, I.; Fernández, A.J.; Luis, E. 2005. Short term study of effects of fertilization and cutting treatments on the vegetation dynamics of mountain heathlands in Spain. Plant Ecology 179, 181-191.

Carroll, J.A.; Caporn, J.M.; Cawley, L.; Read, D.J.; Lee, J.A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on Calluna vulgaris in upland Britain. New Phytologist 141, 423-431.

Davies, G.M.; Gray, A.; Hamilton, A.; Legg, C.J. 2008. The future of fire management in the British uplands. International Journal of Biodiversity Science and Management 4, 127–147.

De Jong, T.J.; Klinkhamer, P.G.L. 1983. A simulation model for the effects of burning on the phosphorus and nitrogen cycle of a heathland ecosystem. Ecological Modelling 19, 263-284.

Hicks, W.K.; Leith, I.D.; Woodin, S.J.; Fowler, D. 2000. Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. Environmental Pollution 107, 367-376.

Ilstedt, U.; Giesler, R.; Nordgren, A.; Malmer, A. 2003. Changes in soil chemical and microbial properties after a wildfire in a tropical rainforest in Sabah, Malaysia. Soil Biology and Biochemistry 35, 1071-1078.

Krupa, S.V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review. Environmental Pollution 124, 179-221.

Kutiel, P.; Shaviv, A. 1992. Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. Forest Ecology and Management 53, 329-343.

Kutiel, P.; Shaviv, A. 1989. Effect of simulated forest fire on the availability of N and P in Mediterranean soils. Plant and Soil 120, 57-63.

Marcos, E.; Calvo, L.; Luis, E. 2003. Effects of fertilization and cutting on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. Journal of Vegetation Science 14, 417-424.

Marcos, E.; Villalón, C; Calvo, L.; Luis, E. 2009. Short-term effects of experimental burning on soil nutrients in the Cantabrian heathlands. Ecological Engineering 35, 820-828.

Mitchell, R.J.; Auld, M.H.D.; Hughes, J.M.; Marrs, R.H. 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. Biological Conservation, 95, 233-246.

Mohamed, A.; Härdtle, W.; Jirjahn, B.; Niemeyer, T.; Von Oheimb, G. 2007. Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. Plant Ecology 189, 279-289.

Morán-Ordóñez, A.; Suárez-Seoane, S.; Elith, J.; Calvo, L.; Luis, E. 2012. Satellite surface reflectance improves habitat distribution mapping: a case study on heath and shrub formations in the Cantabrian Mountains (NW Spain). Diversity and Distributions 18, 599-602.

Morán-Ordóñez, A.; Bugter, R.; Suárez-Seoane, S.; Luis, E.; Calvo, L. 2013. Temporal changes in socio-ecological systems and their impact on ecosystem services at different governance scales: A case study of heathlands. Ecosystems 16, 765-782.

Niemeyer, M.; Niemeyer, T.; Mohamed, A.; Fottner, S.; Härdtle, W. 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. Applied Vegetation Science 8, 183-192.

Nilsen, L.S.; Johansen, L.; Velle, L.G. 2005. Early stages of Calluna vulgaris regeneration after burning of coastal heath in central Norway. Applied Vegetation Science 8, 57-64.

Pakeman, R.J.; Hulme, P.D.; Torvell, L.; Fisher, J.M. 2003. Rehabilitation of degraded dry heather [Calluna vulgaris (L.) Hull] moorland by controlled sheep grazing. Biological Conservation 114, 389-400.

Power, S.A.; Ashmore, M.R.; Terry, A.C.; Caporn, S.J.M.; Pilkington, M.G.; Wilson, D.B.; Barker, C.G.; Carroll, J.A.; Cresswell, N.; Green, E.R.; Heil. W. 2004. Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands. Water, Air an Soil Pollution 4, 259-267.

Read, J.M.; Birch, C.P.D.; Milne, J.A. 2002. HeathMod: a model of the impact of seasonal grazing by sheep on upland heaths dominated by Calluna vulgaris (heather). Biological Conservation 105, 279-292.

Rowe, E.C.; Smart, S.M.; Kennedy, V.H.; Emmett, B.A.; Evans, C.D. 2008. Nitrogen deposition increases the acquisition of phosphorus and potassium by heather Calluna vulgaris. Environmental Pollution, doi: 10.1016/j.envpol.2007.12.008.

Sedláková, I.; Chytrý, M. 1999. Regeneration patterns in a central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. Plant Ecology 143, 77-87.

Soto, B.; Díaz-Fierros, F. 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. International Journal of Wildland Fire 3(4), 207-216.

Terry, A.C.; Ashmore, M.R.; Power, S.A.; Allchin, E.A.; Heil, G. W. 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on Calluna-dominated ecosystems in the UK. Journal of Applied Ecology 41, 897-909.

Torres, J., 2010. Respuesta a medio-largo plazo de las larvas de Lochmaea suturalis a la deposición atmosférica de nitrógeno en brezales de Calluna vulgaris de la Cordillera Cantábrica. Memoria de Licenciatura. Universidad de León. 85 pp.

Van den Berg, L.J.L.; Peters, C.J.H.; Ashmore, M.R.; Roelofs, J.G.M. 2008. Reduced nitrogen has a greater effect than oxidised nitrogen on dry heathland vegetation. Environmental Pollution, doi: 10.1016/j.envpol.2007.11.027.

Von Oheimb, G.; Härdtle, W.; Falk, K.; Gerke, A.K.; Meyer, H.; Drees, C.; Matern, A. 2009. Is Calluna vulgaris a suitable bio-monitor of management-mediated nutrient pools in heathland ecosystems? Ecological Indicators 9, 1049-1055.

White, C.C.; Dawod, A.M.; Cresser, M.S. 1996.Nitrogen accumulation in surface horizons of moorland podzols: evidence from a Scottish survey. The Science of Total Environment 184, 229-237.

CONCLUSIONES

- Realización de quemas controladas como herramientas de gestión

1. La realización de quemas controladas de baja intensidad elimina de forma inmediata una parte importante (entre el 60% y el 70%) del nitrógeno y el fósforo contenido en la biomasa de *Calluna vulgaris*, principalmente en su fracción más fina, la cual fue totalmente consumida por el fuego. La deposición de cenizas en la superficie del suelo supone un aumento (alrededor del 250%) de estos nutrientes en sus formas disponibles, compensando los nutrientes eliminados en la biomasa y los primeros centímetros del suelo mineral. Por lo tanto, de manera inmediata, la realización de quemas se traduce en un enriquecimiento de nutrientes asimilables en el sistema.

2. Los brezales de *Calluna vulgaris* presentan una baja capacidad de regeneración (un 5% de cobertura en el segundo año tras los tratamientos), lo que implica que solamente un pequeño porcentaje de los nutrientes disponibles va a ser utilizado y retenido por la vegetación. A los dos años de los tratamientos se observa una acumulación de nitrógeno en el suelo y una importante disminución del fósforo, la cual se produce tanto en las parcelas quemadas como en los controles.

3. Las pérdidas más importantes de nutrientes por lixiviado se producen en primavera y otoño. La mayor concentración de nutrientes del lixiviado se encuentra en las parcelas quemadas, que presentaban también un mayor contenido de humedad del suelo. La concentración de fosfato fue en todo momento más elevada que la de nitrato (del orden de tres veces más en las parcelas control y 2,5 veces mayores en las quemadas).

4. La realización de quemas es una herramienta adecuada para mantener los brezales de *Calluna* en etapas juveniles y prevenir la senescencia, sin embargo no es una técnica adecuada para mantener bajos niveles de nutrientes en el suelo que permitan su correcto funcionamiento, especialmente nitrógeno. Por lo tanto, para que fuera más efectiva, debería realizarse en ciclos de quince a veinte años.

- Efectos de las deposiciones atmosféricas de nitrógeno

5. Las entradas de nitrógeno por vía húmeda en forma de NO_3^- y NH_4^+ alcanzaron los 5,0 Kg ha-1 durante el período estudiado. La principal entrada de nitrógeno se produce en forma oxidada (NOx), lo que está relacionado con los procesos de combustión de las estaciones térmicas cercanas a la zona. La entrada de NOx representa un 65% del nitrógeno total que llega al sistema por vía húmeda. Asimismo, se registraron importantes entradas de fósforo por vía húmeda, especialmente en el año 2007.

6. La deposición de nitrógeno produce un considerable incremento en la concentración foliar de nitrógeno de *Calluna vulgaris*, alcanzando los valores más altos el segundo año tras los tratamientos. También aumenta la concentración de nitrógeno, aunque en menor medida, en las ramas adyacentes (0,49% en ramas y 0,93% en hojas). El aumento en la concentración de nitrógeno favorece la absorción de fósforo por parte de *Calluna*, mostrándose un aumento del mismo tanto en las hojas como en las ramas. El sistema, que inicialmente estaba fuertemente limitado por el nitrógeno, se transforma en un sistema co-limitado por nitrógeno y fósforo. La concentración de nitrógeno en las hojas presenta un claro patrón estacional, con los valores más altos en primavera y los más bajos en otoño.

7. Aunque la deposición de nitrógeno no incrementa de manera importante la producción de hojarasca, ésta es más rica en nitrógeno en las parcelas fertilizadas.

8. La deposición de nitrógeno no afecta de manera importante a la concentración de nitrógeno y fósforo en el suelo, a pesar del aumento en las formas minerales de nitrógeno observadas el segundo año tras los tratamientos. La adición de nitrógeno no produce acidificación en los suelos estudiados. Una importante pérdida de fósforo asimilable se observó en todas las parcelas durante el período estudiado.

-Interacción de las quemas controladas y las deposiciones de nitrógeno

9. Tanto la simulación de la deposición de nitrógeno como la interacción entre la adición de nitrógeno y la quema experimental provocan un incremento significativo en las concentraciones de nitrógeno y fósforo en *Calluna vulgaris* como respuesta al aumento del contenido del nutriente. Sin embargo, a pesar de una deposición continuada de nitrógeno, este aumento solamente se produce hasta el tercer año después de los tratamientos. Al final del período de estudio, e independientemente del tratamiento realizado, el sistema tiende a estar limitado por nitrógeno.

10. El tratamiento de quema más adición de nitrógeno favorece un aumento de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo debido a los cambios que esta interacción produce en las condiciones de temperatura y humedad del suelo, más favorables para la actividad microbiana. Por otro lado, durante el primer año de los tratamientos se produce un incremento de fósforo que con el tiempo vuelve a sus valores iniciales.

11. En el marco de un aumento de deposiciones atmosféricas de nitrógeno, la realización de quemas controladas no sería una buena herramienta de gestión debido al aumento de disponibilidad de nutrientes en el suelo, lo que podría ser aprovechado por especies con mayores requerimientos nutricionales para colonizar e instalarse en estas áreas.