

Traditionelle Schafbeweidung und ihre Auswirkung auf den Nährstoffhaushalt von *Calluna*-Heiden Nordwestdeutschlands

Untersuchungen zur Beweidung und ein Vergleich mit maschinellen
Pflegetechniken und kontrolliertem Brennen

vorgelegt von
Silke Fottner
geb. Wiemerslage

Kumulative Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

an der
Universität Lüneburg
Fachbereich Umweltwissenschaften

Gutachter:

Prof. Dr. Werner Härdtle

Prof. Dr. Thorsten Aßmann

Lüneburg, Januar 2006

Inhalt

Einleitung.....	1
Fragestellungen und Methoden.....	5
I Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden (Silke Fottner , Thomas Niemeyer, Marion Sieber und Werner Härdtle 2004; <i>NNA Berichte 17(2), 80-91</i>).....	12
II Estimates of nutrient removal by sheep grazing in heathlands (Silke Fottner , Werner Härdtle, Marion Mockenhaupt, Marion Niemeyer und Thomas Niemeyer; eingereicht bei <i>Applied Vegetation Science</i>).....	24
III Impacts of high-intensity management measures (sod-cutting, choppering) on nutrient budgets of heathlands (Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer, Abdelmenam Mohamed, Silke Fottner und Werner Härdtle; eingereicht bei <i>Biological Conservation</i>).....	43
IV Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. (Thomas Niemeyer, Marion Niemeyer, Abdelmenam Mohamed, Silke Fottner und Werner Härdtle 2005; <i>Applied Vegetation Science 8, 183 - 192</i>).....	62
V Can management compensate effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? (Werner Härdtle, Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer, Thorsten Aßmann und Silke Fottner ; eingereicht bei <i>Journal of Applied Ecology</i>).....	72
Ergebnisse, Diskussion und Zusammenfassung.....	92
Literatur.....	100
Publikationsliste, Lebenslauf, Dank.....	107

Einleitung

Kulturbedingte magere, d.h. von Nährstoffarmut geprägte Offenlandschaften wie die Zwergstrauchheiden Nordwestdeutschlands prägten in früheren Jahrhunderten die gesamte atlantische Region Europas. Die Nutzung des Heideökosystems im Rahmen der traditionellen Heidebauernwirtschaft sorgte für einen der Heideentwicklung und -erhaltung zuträglichen Nährstofftransfer: durch Landnutzung (Brandrodung, Entnahme von Humusmaterial zur Düngung) und ganzjährige Weidenutzung (mit nächtlicher Aufstallung) wurden Nährstoffe aus hoffernen Heideflächen u.a. auf hofnahe Äcker und Gartenflächen verlagert (Haaland 2002, Prüter 2004).

Mit Aufgabe der Heidebauernwirtschaft zu Beginn des 19. Jahrhunderts und agrarstrukturellen Umbrüchen wurden europaweit drastische Flächenverluste der Zwergstrauchheiden beobachtet (Aerts & Heil 1993; Britton et al. 2001; Koopmann 2001; Marcos et al. 2003). Zunehmende Vergrasung der verbleibenden Flächen durch *Deschampsia flexuosa* (trockene Sandheiden) und *Molinia caerulea* (Feuchtheiden), Verbuschung durch verstärktes Aufkommen von Pioniergehölzen, voranschreitende Artenverarmung, verminderte Widerstandskraft der Zwergsträucher gegen Witterungseinflüsse (Frost, Trockenheit) und eine Degradierung von Heideflächen durch den Heidekäfer (*Lochmea suturalis*) sind zusätzliche Indizien für fortschreitende Veränderungen innerhalb des Heideökosystems (Heil & Diemont 1983; Marrs 1993; Biermann et al. 1994; Power et al. 1998; Rose et al. 2000; Roem et al. 2002). Untersuchungen zeigen zudem, dass zunehmende Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre für strukturelle und funktionale Veränderungen in den Heideökosystemen verantwortlich sind (Van der Eerden et al. 1991, Aerts & Heil 1993, Power et al. 2001, Alonso et al. 2001, Barker et al. 2004).

Zwergstrauchheiden gehören deshalb heute zu den besonders schützenswerten Kulturlandschaften in Europa und naturschutzrechtliche Vorgaben auf europäischer Ebene (FFH-Richtlinie EC Habitats Directive 92/43/EEC) wie auch nationale Gesetzgebungen (§2 und §30BNatschG) zielen auf die Sicherung der verbleibenden Heidebestände. In der Vergangenheit konnte durch traditionelle Bewirtschaftungsformen wie die Beweidung, das Feuer oder die Mahd eine sukzessive Verjüngung und ständige Regeneration der Heidebestände erreicht

werden (Gimingham 1972). Angesichts zunehmender atmosphärischer Nährstoffeinträge ist nun auch die Effektivität der verschiedenen Pflegemaßnahmen bezüglich der oligotrophen Ausgangssituation des Heideökosystems in den Vordergrund getreten. Ein dauerhafter Schutz der verbliebenen Heidebestände kann nur über einen ausreichenden Nährstoffentzug durch entsprechende Managementmaßnahmen erreicht werden (Power et al. 2001, Terry et al. 2004).

Die Beweidung von Heideflächen war eine der zentralen Bewirtschaftungsformen in Europa. In der Lüneburger Heide wurden während der historischen Heidebauernwirtschaft die Heideflächen mit der Grauen Gehörnten Heidschnucke (*Ovis brachyra campestris*) beweidet, einer anspruchslosen und widerstandsfähigen alten Schafrasse (Behrens et al. 1993). Es erfolgte ein Nährstofftransfer aus den Heideflächen heraus über die nächtliche Aufstallung der Schafe und die anschließende Ausbringung des Stallmistes auf die Äcker. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts erfolgt im Naturschutzgebiet (NSG) Lüneburger Heide die Beweidung mit der Grauen Gehörnten Heidschnucke gezielt als Pflegemaßnahme im Rahmen des modernen Heidemanagements. Trotz Einführung ergänzender mechanischer Pflegeverfahren (Mahd, Schopfern und Plaggen) und dem Einsatz von Feuer ist die Schafbeweidung aktuell das umfangreichste und wichtigste Pflegeverfahren im NSG Lüneburger Heide (Koopmann & Mertens 2004).

Frühere Untersuchungen von Beweidungssystemen auf Heideflächen beschreiben unterschiedliche Beweidungsintensitäten und deren Auswirkungen auf die Heidevegetation (Armstrong & MacDonald 1992, Grant & Armstrong 1993, Palmer 1997), andere zeigen die Entwicklung von Beweidungsmodellen für das Heidemanagement auf (Welch 1984, Armstrong et al. 1997, Read et al. 2002). Angesichts der zunehmenden Gefährdung verbleibender Heideflächen durch steigende atmosphärische Nährstoffeinträge fehlt es dagegen aktuell an Untersuchungen, welchen Effekt Managementmaßnahmen, insbesondere Beweidung, auf die Nährstoffsituation von Heideflächen haben kann. An diesem Punkt möchte unsere Untersuchung anknüpfen.

Die nachfolgend vorgestellten Arbeiten leisten einen wissenschaftlichen Beitrag dazu. Im Rahmen dieser Arbeit wurde vordergründig die Beweidung als traditionelle Maßnahme untersucht und mit anderen Pflegemaßnahmen in Bezug auf ihre

Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt verglichen. Zu beachten ist, dass Beweidung eine kontinuierliche Maßnahme ist, wohingegen alle anderen Verfahren in ihrem Bearbeitungszyklus einen einmaligen Eingriff in das System darstellen. Je nach Eingriffsintensität des Verfahrens gibt es dabei Zeitspannen zwischen etwa 10 Jahren (Mahd) und 25 Jahren (Plaggen; Koopmann & Mertens 2004). Bei der Bewertung des Erfolges eines Managementsystems ist es von entscheidender Wichtigkeit, ob die praktizierten Pflegemaßnahmen in der Lage sind, innerhalb ihrer Anwendungszyklen einer Nährstoffakkumulation entgegenzuwirken oder die Nährstoffeinträge sogar zu kompensieren.

Im NSG Lüneburger Heide stellt sich diese Frage vor allem in Bezug auf das aktuelle Beweidungsmanagement. In einem Bearbeitungszyklus nur einmalig wirksame Maßnahmen (Mahd, Schopfern, Plaggen, kontrolliertes Brennen) und eine kontinuierlich stattfindende Maßnahme (Beweidung) müssen in einem zeitlichen Kontext verglichen werden können. Zur Verdeutlichung der Wirksamkeit der verschiedenen Pflegeverfahren wurde die theoretische Wirkungsdauer Theoretical Effective Period (TEP) ermittelt. Diese TEP definiert den Zeitraum, in dem die durch Pflegemaßnahmen entzogenen Nährstoffmengen durch die atmosphärischen Nährstoffeinträge wieder in das System gelangen. Dazu werden die Nährstoffeinträge (Deposition, Asche, Exkrememente) zu den Nährstoffausträgen (Oberirdische Biomasse, Kompartimentverluste im Boden, Sickerwasser) in Beziehung gesetzt. Dieser Wert erlaubt einen Vergleich der zeitlich sehr unterschiedlich eingreifenden Pflegeverfahren bezüglich ihrer Wirksamkeit im Nährstoffhaushalt des Heideökosystems. Dabei werden andere Gründe, die in der Praxis einen erneuten Pflegeeinsatz notwendig werden lassen würden, wie z.B. Überalterung oder starke Vergrasung des *Calluna*-Bestandes, nicht beachtet; ebenso werden verhindernde Gründe wie z.B. ökonomische Rahmenbedingungen nicht berücksichtigt. Entscheidend bei einer derartigen theoretischen Vergleichsgröße sind die Ausgangsbedingungen. Fast gleich alte *Calluna*-Bestände, nahezu identische Depositionseinträge und Sickerwasserausträge auf den Referenzflächen bieten für unsere Untersuchungen eine gute Ausgangssituation. Trotz unterschiedlicher Biomassevorräte auf den verschiedenen Untersuchungsflächen, somit auch unterschiedliche Nährstoffvorräte, sehen wir die theoretische Wirkungsdauer als ersten Ansatz einen Vergleich der verschiedenen Maßnahmen zu ermöglichen.

Bei der Betrachtung der untersuchten Nährelemente werden Stickstoff (N) und Phosphor (P) ausführlich diskutiert, da sie als limitierende Faktoren in Heideökosystemen gelten (Kirkham 2001, Aerts et al. 2003, Tessier & Raynal 2003). Veränderungen in der Nährstoffversorgung beeinflussen das N/P-Verhältnis in der Vegetation und im Boden (Aerts & Berendse 1988, Aerts et al. 1992) und geben so Rückschlüsse über Verschiebungen der Limitierungsverhältnisse. Daher kommt der Ermittlung der N- und P- Einträge und N- und P-Austräge für die verschiedenen Pflegeverfahren besondere Bedeutung zu.

Die vorliegende kumulative Dissertationsschrift umfasst 5 Beiträge. Die Beiträge I bis IV behandeln die Effektivität der verschiedenen Pflegeverfahren auf den Nährstoffhaushalt. Beitrag V vergleicht die Effektivität einiger ausgewählter Pflegeverfahren bezüglich der bestehenden atmosphärischen Nährstoffeinträge. Die Untersuchungen basieren auf eigenen Forschungsarbeiten, die im Rahmen eines BMBF-Projektes von 2001 bis 2003 im NSG Lüneburger Heide durchgeführt wurden. Nachfolgend werden die Fragestellungen und die Methoden für die einzelnen Beiträge dargestellt. Im Anschluss werden die wichtigsten Ergebnisse vorgestellt und diskutiert.

Fragestellungen und Methoden

Beitrag I

Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden

Beitrag II

Estimates of nutrient removal by sheep grazing in heathlands

In den letzten Jahrhunderten war europaweit die traditionelle Beweidung von Heideflächen ein entscheidender Faktor bei der Heideerhaltung. Nach einem dramatischen Rückgang der Beweidung durch agrarwirtschaftliche Veränderungen hat in den letzten Jahren eine extensive Beweidung schutzwürdiger offener Lebensräume durch landestypische Schafe wieder zunehmend an Bedeutung gewonnen. Die Wiedereinführung der Schafbeweidung zur Erhaltung der noch verbliebenen Heideflächen wird von Experten inzwischen wieder übereinstimmend als positiv bewertet (Bullock & Pakeman 1996). Das Beweidungsmanagement im NSG Lüneburger Heide mit seiner gezielten Herdenführung sorgt für einen aus dem Heidesystem herausgerichteten Nährstofftransfer. Angesichts der aktuellen atmosphärischen Nährstoffeinträge wurde untersucht, ob die historische Heidenutzung mit Schafen auch heute geeignet ist, den oligotrophen Charakter des Heidesystems aufrechtzuerhalten.

Die Beiträge I+II untersuchen die Auswirkungen von Beweidung auf den Nährstoffhaushalt in Heiden. Im Beitrag I werden die experimentell gewonnenen Ergebnisse zu einer Nährstoffbilanzierung zusammengefasst. Im Beitrag II werden zusätzlich theoretische Szenarien zum Vergleich der Ergebnisse herangezogen und die Diskussion auf die limitierenden Nährelemente N und P fokussiert. Die Untersuchungsergebnisse sollen Hinweise für ein erfolgreiches Beweidungsmanagement geben, indem sie aufzeigen, welchen Einfluss die Beweidung auf den Nährstoffhaushalt nimmt.

Im Rahmen dieser Beiträge wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Wie hoch sind die atmosphärischen Nährstoffeinträge in die Lüneburger Heide?
- ◆ Wie hoch sind die Nährstoffvorräte in den verschiedenen Kompartimenten (Oberirdische Biomasse, Boden) einer ca. 10 jährigen Sandheide?

- ◆ Welchen Effekt hat die Schafbeweidung auf den Nährstoffhaushalt des Heidesystems?
- ◆ Wie wirkt sich der Nährstoffeintrag über die Exkremente auf die Nährstoffbilanz aus?
- ◆ Kann durch Schafbeweidung der gegenwärtige atmosphärische Nährstoffeintrag kompensiert werden?

Die im NSG Lüneburger Heide ausgewählten Untersuchungsflächen werden seit Jahren kontinuierlich beweidet. Die von *Calluna vulgaris* geprägte Heidevegetation mit einem etwa 10jährigen *Calluna*-Bestand weist nur einen geringen Vergrasungsgrad durch *Deschampsia flexuosa* auf. Das Versuchsdesign beinhaltet die Analyse der Nährstoffe N, P, K, Ca, und Mg. Die Diskussion der Ergebnisse erfolgt schwerpunktmäßig für N und P (aufgrund ihrer produktionslimitierenden Bedeutung; siehe Einleitung S.4).

Während des Untersuchungszeitraumes von einem Jahr wurden kontinuierlich die Niederschlagsmengen mittels bulk-Sammlern erfasst, die Sickerwassermengen mit Hilfe von Lysimetern. Die atmosphärischen Nährstoffeinträge konnten direkt aus den Depositionsproben ermittelt werden. Zur Gewinnung von Analyseproben des Sickerwassers wurden tensionsgesteuerte Saugkerzen verwendet.

Die Bestimmung des Nährstoffaustrages über den Entzug oberirdischer Biomasse durch den Fraß der Schafe erfolgte durch den Vergleich der Biomassevorräte auf unbeweideten Referenzflächen und beweideten Flächen. Da die Schafe während des Jahres unterschiedliche Fraßpräferenzen haben (Armstrong et al. 1997), wurde die Bestimmung der Biomasseausträge für die Ericaceen (in unserer Untersuchung *Calluna vulgaris* als dominierender Vertreter) und für die Poaceen (in unserer Untersuchung *Deschampsia flexuosa* als dominierender Vertreter) getrennt vorgenommen. Die Referenzflächen wurden durch einen Zaun für ein Jahr von der Beweidung ausgeschlossen. Die Differenz der Biomassevorräte von *Calluna vulgaris* auf den unbeweideten Referenzflächen und den beweideten Untersuchungsflächen wurde nach einem Jahr als Biomasseaustrag definiert. Um den Biomasseentzug von *Deschampsia flexuosa* zu ermitteln, wurde für die Beerntung der Untersuchungsflächen ein Zeitfenster gewählt, innerhalb dessen ein möglichst maximaler Biomassevorrat zu erwarten war.

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über die Exkrememente wurden begleitende Untersuchungen zum Eintrag über Schafkot (Mockenhaupt & Keienburg 2004) herangezogen, Nährstoffeinträge über den Harn wurden nach Literaturangaben quantifiziert (Görschen & Müller 1986, Barrow 1987, Brenner 2001).

Alle flüssigen und festen Proben wurden nach entsprechend geeigneten Vorbereitungs- und Aufschlussverfahren mit Hilfe von Ionenchromatograph (IC), C/N-Analyser und Optischer Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) analysiert.

Ziel der Beiträge ist es, die Wirkung von Beweidung auf die Nährstoffsituation in Heideökosystemen zu ermitteln. Da die Schafbeweidung eine dynamische Größe im System darstellt, wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung Kalkulationsgrundlagen definiert, anhand derer einzelne Nährstofftransfers berechnet werden konnten:

- (a) die Beweidungsintensität wurde abgeleitet aus einer Normherde von 541 Schafen und dem gesamten Beweidungsgebiet von 486 ha; die Beweidungsdichte entsprach ca. 1,1 Tiere/ha,
- (b) die Beweidungsdauer betrug im Durchschnitt 8 Std. / Tag und 340 Tage / Jahr,
- (c) zur Bestimmung des Nährstoffaustrags über den Entzug der oberirdischen *Calluna*-Biomasse wurden die Nährstoffgehalte der jungen Triebe hinzugezogen.

Beitrag III

Impact of high-intensity management measures (sod-cutting, chopping) on nutrient budgets of heathlands

Moderne maschinelle Pflegeverfahren erhalten eine zunehmend größere Bedeutung im Heidemanagement. Viele Arbeiten verschiedener Autoren sehen die Notwendigkeit, intensivere Maßnahmen in das Pflegemanagement einzubeziehen, da extensive Maßnahmen wie das kontrollierte Brennen oder die Mahd alleine nicht ausreichen, die hohen Nährstoffeinträge in das System zu kompensieren (Power et al. 2001, Barker et al. 2004, Terry et al. 2004, Beitrag IV).

Durch das intensive Plaggen werden zusätzlich zur oberirdischen Biomasse der O-Horizont, sowie Teile des A-Horizontes, durch das tiefe Eingreifen der Maschinen entfernt. Die Nährstoffvorräte werden so in einem weit höherem Maße reduziert und sogar degenerierte Heideflächen können durch dieses Verfahren wiederhergestellt werden (Bakker & Berendse 1999; Britton et al. 2000).

Angesichts der kostengünstigen extensiven Mahd mit einem eher geringen Nährstoffaustrag und dem sehr kostenintensiven Plaggen mit einem sehr hohem Nährstoffaustrag fand man Mitte der 90er Jahre im NSG Lüneburger Heide die Alternative im Schopfern. Bei diesem Verfahren werden die gesamte oberirdische Biomasse und Teile des O-Horizontes entfernt. Im Vergleich zum Plaggen sorgt das Schopfern für weniger Abfallmaterial und ist zudem eine kostengünstigere Alternative (Müller & Schaltegger 2004).

Im Rahmen dieses Beitrages wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Welche Menge an Nährelementen können die verschiedenen maschinellen Pflegeverfahren durch die vollständige bzw. teilweise Entfernung der Kompartimente (Oberirdische Biomasse, O-Horizont, A-Horizont) aus dem System entfernen?
- ◆ Welche Auswirkungen haben die Pflegemaßnahmen im Hinblick auf die Nährstoffausträge über das Sickerwasser?
- ◆ Sind diese Pflegeverfahren in der Lage die hohen atmogenen Nährstoffeinträge zu kompensieren?

Die ausgewählten Untersuchungsflächen im nördlichen Teil des NSG Lüneburger Heide wurden in den letzten 10 Jahren nicht durch andere Pflegemaßnahmen behandelt. Es wurden die Nährstoffeinträge über die Deposition, die Nährstoffvorräte in den Kompartimenten (oberirdische Biomasse, O- und A-Horizont) und die Nährstoffausträge über die jeweiligen Kompartimentverluste und das Sickerwasser bestimmt. Alle anderen Methoden entsprachen der Vorgehensweise der Beiträge I+II.

Beitrag IV

Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus

Kontrolliertes Brennen von Flächen wurde schon zur Zeit der historischen Heidebauernwirtschaft zur Schaffung, Erhaltung und Verjüngung von Heideflächen durchgeführt. Der Verjüngungsprozess diente einer Verbesserung der Weidequalität (Lütkepohl & Kaiser 1997, Haarland 2002). Durch die Aufgabe der historischen Bewirtschaftung verschwand auch der gezielte Einsatz des Feuers, bis nach einigen Jahrzehnten das kontrollierte Brennen als Instrument der Heidepflege im Rahmen des Naturschutzes wieder an Bedeutung gewann. Neben anderen Naturschutzgebieten werden auch wieder im NSG Lüneburger Heide seit 1993 ausgewählte Heideflächen durch kontrolliertes Brennen erfolgreich verjüngt (Lütkepohl & Stubbe 1997). Um negative Auswirkungen auf Flora und Fauna der Heideflächen zu minimieren, werden kontrollierte Winterbrände durchgeführt (Gimingham 1992). Die besondere Bedeutung des kontrollierten Feuereinsatzes im Pflegemanagement und dessen positiven Auswirkungen werden von zahlreichen Autoren beschrieben (Mallik & Gimingham 1985, Forgeard 1990, Adams et al. 1994, Valbuena & Trabaud 2001, Nilsen et al. 2005).

Im Rahmen dieses Beitrages wurden daher folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Kann kontrolliertes Brennen trockener Sandheiden die aktuellen Nährstoffeinträge langfristig kompensieren?

- ◆ Welchen Einfluss hat das Pflegeverfahren im Besonderen auf die Nährstoffbilanzen der limitierenden Elemente N und P?
- ◆ Hat der in der oberirdischen Biomasse gebundene Nährstoffvorrat einen Einfluss auf das Ergebnis der Pflegemaßnahme?

Im nördlichen Teil des NSG Lüneburger Heide wurden für zwei Brandexperimente Untersuchungsflächen mit einem 10- und einem 15-jährigen *Calluna*-Bestand ausgewählt. Es wurden die Nährstoffeinträge über die Deposition und den Ascheniederschlag, die Nährstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse und im O-Horizont und die Nährstoffausträge über den Biomasseverlust und das Sickerwasser bestimmt. Um den Nährstoffeintrag mit dem Ascheniederschlag zu erfassen, wurde dieser durch Beprobung des O-Horizontes vor und nach dem Brandereignis ermittelt. Alle anderen Methoden entsprechen der in den Beiträgen I+II geschilderten Vorgehensweise.

Beitrag V

Can management compensate effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems?

Ausgelöst durch zunehmende atmosphärische Nährstoffeinträge konnten in den letzten Jahrzehnten tiefgreifende Veränderungen in Struktur und Funktion verbliebener Heideökosysteme beobachtet werden (Power et al. 2001, Alonso et al. 2001). Nach Meinung verschiedener Autoren sind die gegenwärtig hohen Stickstoffeinträge nicht nur verantwortlich z. B. für die Verdrängung von *Calluna vulgaris* durch Gräser wie *Deschampsia flexuosa*, sondern auch für direkte Veränderungen im Inneren der *Calluna*-Pflanze. Die Pflanze wird empfindlicher gegen Witterungseinflüsse wie Frost oder Trockenheit und erhöhte Stickstoffgehalte im Pflanzengewebe macht sie anfälliger für Schäden durch den Heideblattkäfer (*Lochmaea suturalis* (L.) Thompson; Heil & Diemont 1983, Bobbink & Heil 1993, Aerts & Heil 1993, Power et al. 1998, 2004).

Die vorliegende Untersuchung analysiert ausgewählte extensive (Mahd, kontrolliertes Brennen) und intensive (Plaggen) Pflegeverfahren hinsichtlich ihrer Möglichkeiten die

hohen atmosphärischen Nährstoffeinträge zu reduzieren (Schwerpunkt N und P). Dazu wurde die Hypothese aufgestellt, dass der Nährstoffaustrag durch extensive Pflegeverfahren nicht ausreicht, den atmosphärischen Nährstoffeintrag zu kompensieren und längerfristig einer Nährstoffakkumulation entgegenzuwirken.

Im Rahmen dieses Beitrages wurden daher folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Welche Nährstoffmengen können durch die Pflegeverfahren Mahd, kontrolliertes Brennen und Plaggen aus den unterschiedlichen Kompartimenten des Heidesystems (hier: oberirdische Biomasse, O-Horizont, A-Horizont) ausgebracht werden?
- ◆ Welchen Einfluss hat der Sickerwasseraustrag auf den Nährstoffhaushalt und in welchem Maße wird der Sickerwasseraustrag nach den Pflegeeingriffen ansteigen?
- ◆ Wie erfolgreich sind die Pflegeverfahren in Bezug auf den Nährstoffaustrag angesichts der aktuellen atmosphärischen Nährstoffeinträge?

Die Lage der Untersuchungsflächen und die Methoden entsprechen denen der Untersuchungen in den Beiträgen III+IV und Sieber et al. (2004). Zur Verdeutlichung der Wirksamkeit der verschiedenen Maßnahmen wurde auch hier, wie schon in den Beiträgen III und IV, auf die theoretische Wirkungsdauer TEP zurückgegriffen. Mit Hilfe dieser theoretisch berechneten Größe lassen sich die Ergebnisse der verschiedenen Verfahren miteinander vergleichen.

Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden

von Silke Fottner, Thomas Niemeyer, Marion Sieber und Werner Härdtle *

1 Einleitung

Heiden gehören zu den ältesten Kulturlandschaften Europas. Neben deutlich zu beobachtenden Flächenverlusten, teils durch Aufforstung, teils infolge der Ausweitung landwirtschaftlicher Nutzflächen, hat in den letzten Jahrzehnten der zunehmende Nährstoffeintrag über die Atmosphäre zu einem Problem bei der Erhaltung dieser durch Nährstoffarmut gekennzeichneten Ökosysteme geführt.

Eine Vielzahl von Untersuchungen beschäftigt sich mit den Folgen erhöhter Nährstoffzufuhr in Heideökosystemen und belegt eine ursächliche Beteiligung des atmosphärischen Stickstoffeintrags an der Verschiebung der Artenspektren (u.a. Britton et al. 2001, Power et al. 1998, Biermann et al. 1994, Heil & Bobbink 1993, Iason & Hester 1993, van der Eerden et al. 1991, Webb 1990, Steubing & Buchwald 1989). Einer Nährstoffanreicherung ist mit angepassten Pflegekonzepten zu begegnen. Folglich ist das Interesse gestiegen, die bekannten Pflegeverfahren in ihrer Effektivität diesbezüglich zu verstehen. Verschiedene Untersuchungen der letzten Jahre zum Nährstoffhaushalt in Heideökosystemen (u.a. Aerts 1993, van Vuuren 1992, Schlieske 1992, Groves 1981, Matzner 1980) oder zur Regeneration von *Calluna vulgaris* als dominierender Art der trockenen Sandheiden (u.a. Britton et al. 2000, Gimingham 1996, Berdowski & Siepel 1988) liegen vor. Untersuchungen zur Beweidung von Heideflächen beschränken sich in der Regel auf die Beschreibung und Ermittlung der Beweidungsintensität und deren Auswirkungen auf die Vegetation sowie entsprechende Methodendiskussionen (u.a. Palmer 1997, Grant & Armstrong 1993, Armstrong & MacDonald 1992) oder sie zielen auf die

Entwicklung verschiedener Beweidungsmodelle ab (u.a. Read et al. 2002, Armstrong et al. 1997, Welch 1984, Milne et al. 1979, Muhle & Röhrig 1979, Grant 1971). Untersuchungen, in denen konzeptionelle Fragen der Beweidung von Heideökosystemen mit nährstoffdynamischen Aspekten verbunden werden, sind bisher nicht bekannt.

In der Lüneburger Heide war die Beweidung der Heideflächen im 19. Jahrhundert während der Heidebauernwirtschaft die zentrale Nutzungsform. Hier ist die „Graue Gehörnte Heidschnucke“ (*Ovis brachyura campestris*) als alte Haustierrasse gezüchtet worden. Sie war dank ihrer Robustheit und Anspruchslosigkeit an die besonderen Bedingungen in der Heidelandschaft angepasst. Heute entspricht die Heidschnuckenbeweidung nicht mehr der von vor 100 Jahren. Die aktuellen Bestandszahlen sind weit niedriger. Früher waren die Tiere überdies sehr viel leichter und hatten daher einen geringeren Flächenanspruch, um ihren Bedürfnissen gerecht zu werden. Die Beweidung war sehr viel extensiver. Heute beansprucht eine Schnucke mit 0,7 bis 1 ha Heidefläche als Nahrungsgrundlage fast doppelt so viel Heidefläche (Lütkepohl 2001, Koopmann & Mertens 2004). Dennoch ist in den letzten Jahren im gesamten Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide“ eher eine Unterbeweidung zu beobachten, bei der die Pflegeziele durch die Beweidung allein zum Teil nicht mehr erreicht werden (Koopmann & Mertens 2004).

Ziel der vorliegenden Untersuchung im NSG „Lüneburger Heide“ ist es, für die Beweidung als Instrument der Heidepflege Daten zu einer Nährstoffbilanzierung beizutragen. Für die verschiedenen Bilanzkomponenten wurden die Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor quantifiziert. Atmosphärische Nährstoffeinträge wurden über die Deposition erfasst, die Nährstoffausträge über das Sickerwasser und den Biomasseentzug quantifiziert und die Rückführung von Nährstoffen über die Exkremente der Schafe berechnet. Die Ergebnisse sollen

eine Beschreibung der Nährstoffdynamik in beweideten Sandheiden ermöglichen und diese Managementmaßnahme, orientiert an der traditionellen Nutzungsform, in ihrer Effektivität bezüglich der Kompensation der Nährstoffeinträge beurteilen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“

Das NSG „Lüneburger Heide“ befindet sich im nordöstlichen Niedersachsen. Dieses ca. 23.440 ha große Naturschutzgebiet wird den drei Naturräumen Hohe Heide, Südheide und Wümmeniederung zugeordnet (Meisel 1964). Das Untersuchungsgebiet liegt im Naturraum der Hohen Heide, zwischen Wilsede und Undeloh (s. Abb. 1), und lässt sich einem ozeanisch geprägten Klima zuordnen.

Der langjährige mittlere Jahresniederschlag für das Forstamt Sellhorn, das vollständig im NSG liegt, wird von Hanstein & Wübbenhorst (2001) mit 854 mm/a angegeben. Geprägt wird die Landschaft durch warthestadiale Endmoränenzüge der Saaleeiszeit und die Vegetation der verbliebenden Offenland-Bereiche durch das Heidekraut *Calluna vulgaris*. Näheres zur naturräumlichen Situation ist u.a. Cordes et al. (1997) zu entnehmen.

Die für die Untersuchung ausgewählte Heidefläche lag nördlich von Wilsede, Richtung Undeloh. Am südlichen Ende dieser Fläche befindet sich der Stall der in die Untersuchung einbezogenen Schnuckenherde Wilsede-Undeloh. Westlich begrenzt ein Waldstück, östlich die Verbindungsstraße Wilsede-Undeloh diesen Ausschnitt. Die Untersuchungsflächen werden seit Jahren beweidet und sind von *Calluna vulgaris* dominierte Heideflächen mit geringer Vergrasung durch die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*).

2.1.2 Beweidung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“

Die ursprüngliche Form der Schnuckenhaltung war und ist heute noch die Hütelhaltung, bei der weite Flächen ohne Einzäunung abgeweidet werden. Heute ist die Betriebsform im NSG „Lünebur-

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland“.

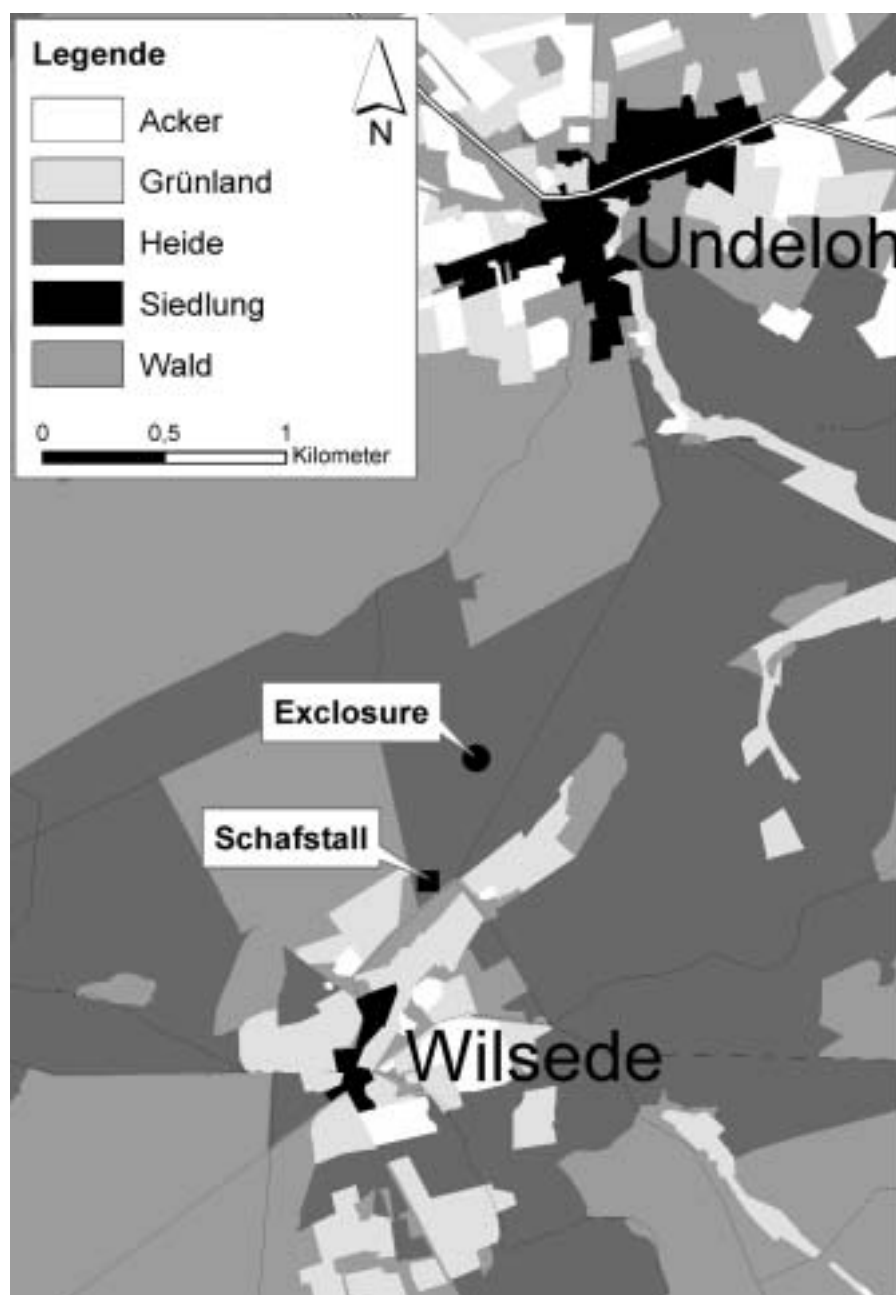


Abb.1: Karte der Untersuchungsfläche im NSG „Lüneburger Heide“ (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen [LGN], Kartengrundlage ATKIS, 2004).

ger Heide“ eine ganzjährige standortgebundene Hüteschafhaltung, d.h. jede Herde hat für die Nacht einen eigenen Stall. Die Schnucken weiden den ganzen Tag auf den Heideflächen. Während der täglichen Mittagsrast wird die Herde vom Schäfer aus den Heideflächen herausgeführt. Das Beweidungsmanagement ist darauf ausgerichtet, möglichst einen Großteil der Nährstoffeinträge über die Exkremente der Tiere aus den Heideflächen herauszuhalten. Dem Schäfer kommt die wichtige Aufgabe zu, ent-

sprechend einem grundlegenden Konzept die zu beweidenden Flächen jeweils so auszuwählen, dass einerseits die Gesundheit der Schnucken gewährleistet ist und andererseits die Heideflächen hinreichend gepflegt werden. Bei größeren Abweichungen von der optimalen bzw. notwendigen Beweidungsintensität kann es zu einer „Über- oder Unterbeweidung“ kommen. Durch den Verbiss der Schafe wird die Regeneration von *Calluna vulgaris* gefördert. Einerseits verholzen die Pflanzen weni-

ger stark, andererseits bilden sie vermehrt Triebe und somit Samen. Ist die Beweidungsintensität zu stark (Überbeweidung), kann die Produktivität des Pflanzenbestands beeinträchtigt und die Vegetation teilweise zerstört werden. Die Besenheide *Calluna vulgaris* kann durch verbisstolerantere Arten verdrängt werden (Bullock & Pakeman 1996). Eine Unterbeweidung durch zu geringe Beweidungsintensität kann dazu führen, dass das Pflegeziel der Vegetationsverjüngung nicht mehr erreicht wird. Nach Muhle & Röhrig (1979) fördert zwar eine mäßige Beweidung die Bildung einer geschlossenen Heidecke, aber nur eine intensive Beweidung kann das Eindringen von Gräsern und Hölzern verhindern. Wichtig ist daher, die optimale Beweidungsintensität zu erreichen. Grundlage hierfür ist eine boden- und vegetationskundliche Aufnahme des zu pflegenden Geländes. Das exakte Pflegeziel muss bestimmt werden. Beyer (1968) gibt als optimale Weidedichte 1–3 Tiere/ha an. Im NSG „Lüneburger Heide“ wird je Hektar Heidefläche ein deutlich geringerer Besatz angestrebt (Koopmann & Mertens 2004, Lütkepohl 2001).

Die Beweidung hat in der Heidepflege noch eine weitere Aufgabe. Durch die Trittwirkungen der Schafe wird die gesamte Beweidungsfläche beeinflusst. Die scharfen Hufe der Tiere schaffen kleinflächige, offene Mineralbodenstellen, die als Keimbetten u.a. für das Heidekraut dienen (aid 1997).

2.2 Probennahme und Probenaufbereitung

Deposition

Depositionssammler, die in Anlehnung an den „bulk“-Sammler „Münden 200“ (DVWK-Merkblatt 229/1994) angefertigt wurden, dienen zur Erfassung der Niederschlagsmengen. Drei Sammler, bestehend aus je zwei miteinander verschraubten PE-Flaschen (einem Auffang- und einem Speichergefäß) in PVC-Rohren, wurden auf den Untersuchungsflächen (1 × Referenzfläche, 2 × Beweidungsfläche) verteilt. Die Auffangfläche lag ca. 100 cm über der Bodenoberfläche. Um eine Verunreinigung der Probe durch größere Partikel zu verhindern und sie vor Verdunstung zu schützen, wurden in die Auffangtrichter perforierte PE-Scheiben gelegt. Mit seitlichem

Abstand über den Depositionssammlern wurden Vogelsitzringe installiert, um Verunreinigungen durch Vogelkot zu verhindern. Die Speichergefäße wurden alle 14 Tage ausgetauscht und ins Labor gebracht. Dort wurden Proben zur späteren Nährstoffanalyse entnommen.

Sickerwasser

Um den Nährstoffaustrag über das Sickerwasser zu ermitteln, wurden auf den Untersuchungsflächen verschiedene Geräte in den Boden eingebracht. Die Sickerwasserrate wurde über drei Kleinstlysimeter bestimmt. Diese bestehen aus einem PVC-Rohr mit 10 cm Innendurchmesser, in dem sich ein nahezu ungestörter Bodenmonolith von 1 m Länge befindet. Das durchsickernde Bodenwasser gelangte über einen Trichter in eine Sammelflasche und konnte alle 14 Tage durch manuell angelegten Unterdruck an die Oberfläche gepumpt werden. Die Proben zur Ermittlung der Elementkonzentrationen im Sickerwasser lieferten Saugkerzen mit einem sorptionsfreien Filterkopf aus PE-Sinter mit Nylonmembran (Porenweite 0,45 µm) und einem Acrylglas-Sammelrohr der Fa. Umwelt-Geräte-Technik GmbH (UGT). Vier Saugkerzen je Untersuchungsfläche wurden mit dem Saugkopf in 100 cm Bodentiefe eingesetzt. In regelmäßigen Intervallen wurde Unterdruck angelegt, der max. bei 600–700 mbar lag. Auch hier erfolgte eine 14-tägige Probennahme.

Alle Flüssigproben aus dem Gelände wurden direkt ins Labor gebracht und dort kühl gelagert (< 4°C). Zur Bestimmung der Niederschlagsmengen wurden die Sammelbehälter gewogen und das Wasservolumen ermittelt. Die Proben aus den Kleinstlysimetern dienten allein der Mengenbestimmung. Sie wurden nur gewogen und anschließend verworfen.

Biomasse

Im ausgewählten Untersuchungsgebiet wurde im Mai 2001 ein Weideausschlussareal (Exclosure, ca. 30 m × 30 m) eingezäunt, das im weiteren Untersuchungszeitraum als unbeweidete Referenzfläche diente. Dieser Zeitpunkt wurde als Untersuchungsbeginn für die Bestimmung des Biomasseentzugs definiert. Um den Biomassevorrat und den jährlichen Biomasseaustrag über den Fraß der Schafe möglichst gut zu erfassen,

erfolgte die Auswahl der Flächengröße der Versuchsquadrate anhand von Literaturangaben (Riehl 1992, Muhle & Röhrig 1979, Barclay-Estrup 1970, Gimingham & Miller 1968). Sowohl auf der Beweidungsfläche wie auch auf der Referenzfläche (Exclosure) wurden zu jedem Beerntungstermin je 10 zusammenhängende Versuchsquadrate á 0,25 m² (50 cm × 50 cm) markiert. Auf derart markierten Flächen wurde 2001 über einige Monate monatlich die Biomasse geerntet. Oberhalb der Mooschicht wurde von Ericaceen (fast ausschließlich *Calluna vulgaris*) und Poaceen (fast ausschließlich *Deschampsia flexuosa*) die Lebendmasse abgeerntet. Diese Schnittgrenze wurde gewählt, da tiefer als 3 cm über dem Erdboden kein Verbiss der Schafe zu erwarten ist (Milne et al. 1998). Um den Biomasseaustrag für ein gesamtes Jahr zu erfassen, wurden im Mai 2002 (12 Monate nach Errichtung des Exclosures) erneut je 10 Versuchsquadrate auf der Beweidungs- und der Referenzfläche beerntet. Um mögliche Variabilitäten zu reduzieren, wurden die Versuchsquadrate jedes Mal von derselben Person und mit demselben Schneidewerkzeug bearbeitet. Die Differenz zwischen den Biomassewerten der Beweidungsfläche und der unbeweideten Referenzfläche wurde als Biomasseentzug pro Jahr definiert.

Zusätzlich wurden monatlich Pflanzenproben von der Referenzfläche genommen, um den Nährstoffgehalt der Pflanzen im Jahresverlauf zu verfolgen und später den Nährstoffaustrag über den Entzug von Biomasse zu berechnen. Dazu wurden Proben von *Calluna vulgaris* (als dominierender Art der Ericaceen) und *Deschampsia flexuosa* (als dominierender Poaceen-Art) analysiert. Einerseits wurden ganze *Calluna*-Pflanzen oberhalb der Bodenoberfläche abgeschnitten. Alle grünen wie auch holzigen Anteile gingen dabei in die Analyse mit ein. Andererseits wurden ausschließlich die jungen grünen Triebe von *Calluna vulgaris* abgeschnitten und analysiert. Für diese Probennahme wurden monatlich je 20 Pflanzen bzw. Pflanzenteile zufällig verteilt gesammelt. Proben von *Deschampsia flexuosa* wurden von mindestens zehn zufällig ausgewählten Standorten für die Nährstoffanalyse geerntet. Im Folgenden werden die Begriffe Ericaceen und *Calluna vulgaris* sowie Poaceen und *De-*

schampsia flexuosa aufgrund ihrer Dominanz in der Vegetation synonym verwendet. Ausnahmen werden explizit gekennzeichnet.

Exkrement

Für eine vollständige Bilanzierung ist es notwendig, die Nährstoffzufuhr in Form von Exkrementen der Schnucken zu quantifizieren. Daten über Kotmengen wurden in einem Aufstallungsversuch mit Heidschnucken ermittelt, der von Keienburg im Jahr 2002 durchgeführt wurde. In diesem Stallversuch wurde eine annähernd realistische Kotmenge je Tier und Tag ermittelt und anschließend der Kotanteil berechnet, der bei einem achtstündigen Weidegang (durchschnittliche Weidedauer auf den Heideflächen im NSG „Lüneburger Heide“) auf den Pflegeflächen verbleiben würde. Zur Bestimmung des Nährstoffgehalts im Kot wurden monatlich frische Kotproben von der Beweidungsfläche abgesammelt und analysiert. Zusätzlich lieferten Herden- und Einzeltierbeobachtungen weitere Informationen über das Kotverhalten der Tiere im Tagesverlauf.

Zu Nährstoffeinträgen über den Harn wurden keine eigenen Untersuchungen durchgeführt. Für die Nährstoffbilanz wurden Literaturdaten herangezogen. Die Berechnungsgrundlagen zu den Elementeinträgen über den Harn werden in Kapitel 2.4 näher erläutert.

Die festen Kotproben wurden zunächst im Trockenschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, anschließend auf 2 mm abgeseibt und in einer Kugelmühle mit Achatbecher (Planeten Mikromühle „pulverisette 7“ der Fa. Fritsch) staubfein gemahlen. Die Biomasse wurde luftgetrocknet, gewogen und anschließend mechanisch in einer Schneidmühle (Standard SM100S der Fa. Retsch) vorzerkleinert. Der Restfeuchtegehalt des aufgefangenen Materials wurde bestimmt und ein entsprechender Korrekturfaktor ermittelt. Eine repräsentative Mischprobe wurde in der Kugelmühle staubfein gemahlen.

Boden

Um die Nährstoffsituation im Boden zu ermitteln, wurden neben drei Bodenprofilen in der Nähe der Weideausschlussfläche (1× Referenzfläche, 2× Beweidungsfläche) zusätzlich Transekte auf der Beweidungsfläche beprobt. Mit zu-

nehmendem Abstand vom Schafstall in die Heidefläche hinaus wurden 4 (2001) bzw. 6 (2002) Transekte quer zur Entfernungslinie Stall–Exclosure markiert und mit einem Bodenprobennehmer horizontweise bis in 30 cm Bodentiefe beprobt (O-, Ah-, Ae-Horizont). Sechs bis neun Einzelproben wurden in einem Abstand von ca. 10 m entnommen und horizontweise je Transekt zu einer Mischprobe zusammengefasst. Im Labor wurden die Nährelementgehalte der Proben bestimmt. Die Beprobung der Profile und Transekte erfolgte in den Jahren 2001 und 2002. Da die Ergebnisse jedoch an dieser Stelle für die Kalkulation der Nährstoffbilanz nicht relevant sind, werden die Daten nicht weiter dargestellt. Nähere Angaben zu den Ergebnissen sind bei den Verfassern oder dem VNP erhältlich.

2.3 Analytik

Zur Bestimmung der Stickstoffgehalte wurden die homogenisierten Festproben mit einem C/N-Analyser (Vario EL der Fa. Elementar) vollautomatisch analysiert. Alle Flüssigproben wurden zur Stickstoffbestimmung am Ionenchromatographen (DX 120 der Fa. Dionex) zuvor durch einen N- u. P-Simultanaufschluss in Anlehnung an die Koroleff-Methode (Lamble & Hill 1998) in der Mikrowelle (MLS-ETHOS der Fa. MLS-GmbH) oxidativ aufgeschlossen.

Zur Bestimmung der Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor wurde die optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES der Fa. Perkin Elmer) eingesetzt. Dazu wurden alle aufgemahlene Festproben mit einer einheitlichen Methode, die zu Beginn in Vorversuchen ermittelt und optimiert wurde, in der Mikrowelle aufgeschlossen. Die Flüssigproben konnten an der ICP-OES direkt analysiert werden.

2.4 Auswertungsverfahren

Innerhalb dieser Untersuchung wurde anhand der Niederschlagsdaten allein die bulk-Deposition ermittelt. Die Werte der bulk-Deposition müssen allerdings korrigiert werden. Zum einen, da die Sammler in ca. 100 cm Höhe die tatsächliche Niederschlagsmenge unterschätzen (DVWK-Merkblatt 230/1994). Eine Auswertung von Untersuchungen

der Universität Göttingen an der Wettermessstelle im nahe gelegenen Bockheber lieferte den Korrekturfaktor + 12,7 %. Mit diesem Wert wird die gemessene Niederschlagsmenge auf Erdbodenniveau korrigiert. Zum anderen muss eine Korrektur erfolgen, da die bulk-Deposition nicht die gesamte Deposition abbildet. Nur ein Teil der trockenen Deposition wird berücksichtigt. Der gesamte Nährstoffeintrag über die nasse und trockene Deposition wurde nach Korrekturvorgaben aus der Literatur ermittelt. Dazu wurden die Nährstoffeinträge der bulk-Deposition auf die wet-only-Deposition umgerechnet (Gauger et al. 2000). Anschließend wurde eine Abschätzung für die trockene Deposition hinzugerechnet (Power 2003, Bleeker et al. 2000).

Das Ergebnis der Korrektur liefert eine weitestmöglich realistische Darstellung der Nährstoffeinträge über die Gesamtdeposition.

Um die Nährstoffbilanz unter Schafbeweidung möglichst wirklichkeitsnah darzustellen, müssen einige Voraussetzungen festgelegt werden, da während des Untersuchungszeitraums viele Faktoren innerhalb des Systems variieren. Anhand der folgenden Kalkulationsgrundlagen erfolgt die Berechnung der einzelnen Bilanzkomponenten:

■ Im Laufe eines Jahres schwankt die Anzahl der Tiere in einer Herde. Während der Lammzeit kann sich die Tierzahl mehr als verdoppeln. Um eine möglichst realistische Tierzahl über das gesamte Jahr zu ermitteln, erfolgt eine Annäherung über das Lebendgewicht von Mutterschafen. Die Herdenprofile der Jahre 2001 und 2002 ergeben auf diese Weise eine durchschnittliche Anzahl von 541 Tieren. Dieser Wert fließt in die Berechnungen ein.

■ Das Beweidungsgebiet entspricht einem bestimmten Areal, das jeder Herde im NSG „Lüneburger Heide“ zur Pflege zugeordnet wird. Die Untersuchungsfläche ist Teil des Beweidungsgebiets der Wilseder Herde von ca. 471 ha Heide und Magerrasen und ca. 15 ha Grünland. Somit fließt in die Kalkulationen eine Gesamtfläche von 486 ha ein. Aus der durchschnittlichen Herdengröße und der Flächengröße des Beweidungsgebiets ergibt sich eine Besatzstärke von etwas mehr als einem Tier je Hektar.

■ Die Untersuchungsfläche soll für das gesamte Beweidungsgebiet repräsentativ

sein. Daher wird für die Nährstoffkalkulationen eine einheitliche Beweidungsintensität angesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass alle Flächen gleichmäßig oft und intensiv beweidet werden und der Biomasseaustrag überall gleich groß ist.

■ Das Hütemanagement ändert sich während des Jahres. In den Sommermonaten weiden die Schafe ca. 8–10 Stunden täglich, zuzüglich einer langen Mittagsrast. In den Wintermonaten wird die Herde kürzer gehütet, ca. 6–7 Stunden täglich, dann hingegen ohne Mittagsrast. Daher wird bei den Untersuchungen eine durchschnittliche tägliche Weidedauer von 8 Stunden zugrunde gelegt.

■ Im NSG werden die Schafherden das ganze Jahr über auf den Heideflächen gehütet. Trotzdem bleiben Muttertiere nach dem Lammern für einige Wochen, andere Tiere wegen Lahmheit oder anderer Krankheiten einige Tage im Stall, so dass für die Herde über den gesamten Bilanzzeitraum von einem Jahr nur 340 Weidetage in die Kalkulationen einfließen.

■ Durch eigene Beobachtungen und Gespräche mit Schäfern im Naturschutzgebiet wurden Erfahrungen zum Futterspektrum gesammelt. Anhand dieser Beobachtungen und weiterer Literaturangaben wurde deutlich, dass die Heidschnucken von *Calluna vulgaris* fast ausschließlich die Grünanteile bzw. die jungen Triebe fressen (Milne 1974, Thomas & Armstrong 1952). Demzufolge fließen nur die in den grünen Trieben ermittelten Nährstoffgehalte in die Kalkulation des Nährstoffaustrags ein. Die holzigen Anteile von *Calluna* werden kaum verbissen und daher bei der Bilanzierung des Biomasseaustrags nicht berücksichtigt. Beobachtungen zeigen, dass *Calluna vulgaris* vor allem in den Wintermonaten gefressen wird (Martin 1964, Thomas 1956, MacLeod 1955). MacLeod (1955) gibt an, dass von Oktober bis April 20 % mehr *Calluna vulgaris* gefressen wird als in den übrigen Monaten. Daher wurde zur Berechnung des Nährstoffentzugs über den Biomasseaustrag der Ericaceen die über ein Jahr entzogene Biomasse entsprechend auf die 12 Monate verteilt und mit dem jeweiligen monatlich ermittelten Nährstoffgehalt verknüpft.

■ Zur Berechnung des Nährstoffentzugs über die Poaceen wurden die

Biomassedifferenzen aus den Monaten Juni–September 2001 herangezogen und auf den Untersuchungszeitraum übertragen, da während dieser Monate die Aufnahme von Poaceen-Biomasse im Jahr am größten ist (Salt et al. 1994). Poaceen werden auch während des restlichen Jahres gefressen, aber eine einmalige Beerntung im Frühjahr gibt keinen realistischen Wert für den Biomasseentzug.

■ Görschen & Müller (1986) untersuchten auf Moorflächen mit einem ähnlichem Beweidungsmanagement wie im Naturschutzgebiet die Exkrementabgabe von Schafen und gelangten zu dem Ergebnis, dass 30 % der gesamten Kotmenge aus 24 h auf den Pflegeflächen verbleibt. Der Rest wird über Nacht im Stall oder tagsüber auf Flächen außerhalb der Pflegeflächen abgegeben. Zur Berechnung des Nährstoffeintrags wurde eine Kotverteilung von $\frac{1}{3}$ in die Pflegeflächen, $\frac{2}{3}$ außerhalb der Pflegeflächen auf die Beweidung im NSG „Lüneburger Heide“ übertragen und mit den Daten aus dem Stallversuch (siehe Kapitel 2.2) verknüpft.

■ Die Berechnung der Nährelemente im Harn geht auf Untersuchungen von Brenner (2001) zurück. Allein bei der Bestimmung des Stickstoffs konnte in Anlehnung an Barrow (1987) das Ergebnis auf die untersuchte Beweidungsfläche konkretisiert werden. Es wird eine Stickstoffverteilung in den Exkrementen von 25 % im Kot und 75 % im Harn angesetzt, so dass an dieser Stelle die Kotanalysen der eigenen Untersuchungsfläche in die Berechnungen einfließen.

Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung beinhaltet die Mittelwertbildung nach arcsin-Transformation und die Berechnung der Streuungen mittels Standardabweichungen aller Depositions-, Sickerwasser- und Biomassedaten.

Zur Prüfung signifikanter Unterschiede wurde der Mann-Whitney-Test (U-Test) auf die Biomasse- und Sickerwasserproben der verschiedenen Untersuchungsflächen (unbeweidet/beweidet) angewendet. Der Kruskal-Wallis-Test diente der Prüfung signifikanter Unterschiede zwischen den Depositionsproben der drei Niederschlagsammler. Alle statistischen Berechnungen erfolgten mit dem Computerprogramm SPSS 11.5 für Windows.

3. Ergebnisse

3.1 Atmosphärischer Eintrag von Nährelementen

Von Anfang Januar bis Ende Dezember 2002 wurde auf den Untersuchungsflächen in der Nähe von Wilsede eine durchschnittliche Niederschlagsmenge von 1.053,19 mm gemessen. Nach Korrektur des Ergebnisses auf Bodenniveauebene ergab sich eine Niederschlagsmenge von 1.187,47 mm/a. Die aus den Niederschlagsproben ermittelten Nährstoffgehalte wurden anhand von Literaturquellen (s. Kap. 2.4) auf eine Gesamtdeposition korrigiert. Über die Deposition gelangten während des Untersuchungszeitraums 21,83 kg/ha Stickstoff in das System. Die weiteren Nährstoffeinträge betragen 4,63 kg/ha Calcium, 3,21 kg/ha Kalium und 2,74 kg/ha Magnesium. Die Phosphoreinträge werden mit dem Wert $< 0,5$ kg/ha*a angegeben, da die Mehrzahl der Einzelmessungen in der Regel unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,0326 mg/l lagen (s. Abb. 2).

3.2 Nährelemente im Sickerwasser

Die ermittelte Sickerwasserrate auf der Untersuchungsfläche betrug von Januar bis Dezember 2002 718,93 mm/a, das entspricht 60,54 % des Niederschlags. Die folgende Abbildung 3 stellt die Elementausträge mit dem Sickerwasser für die Beweidungsfläche und die Referenzfläche dar. Unter Beweidung ver-

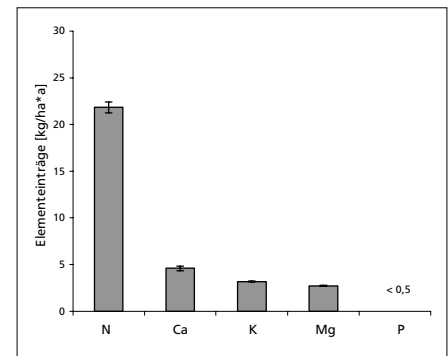


Abb. 2: Elementeinträge [kg/ha*a] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über die Gesamtdeposition im Jahr 2002 mit Minimal- und Maximalwert (n = 3).

liert das System 2,28 kg/ha*a Stickstoff, 1,99 kg/ha Calcium, 1,39 kg/ha Kalium und 0,43 kg/ha Magnesium. Im Vergleich lagen die Austragsraten auf der Referenzfläche niedriger. Für Stickstoff wurden 2,1 kg/ha*a, für Calcium 1,58 kg/ha*a, für Kalium 1,06 kg/ha*a und für Magnesium 0,26 kg/ha*a berechnet. Nur für Magnesium ergab sich ein signifikanter Unterschied ($p < 0,01$, **). Auf beiden Flächen werden die Phosphorausträge mit $< 0,5$ kg/ha*a angegeben, da die Messwerte auch hier zu häufig unter der Bestimmungsgrenze lagen.

3.3 Nährelemente in der Biomasse

3.3.1 Standing crop

Im Mai 2002 betrug die Biomasse der Ericaceen auf der unbeweideten Referenzfläche, fast ausschließlich *Calluna*

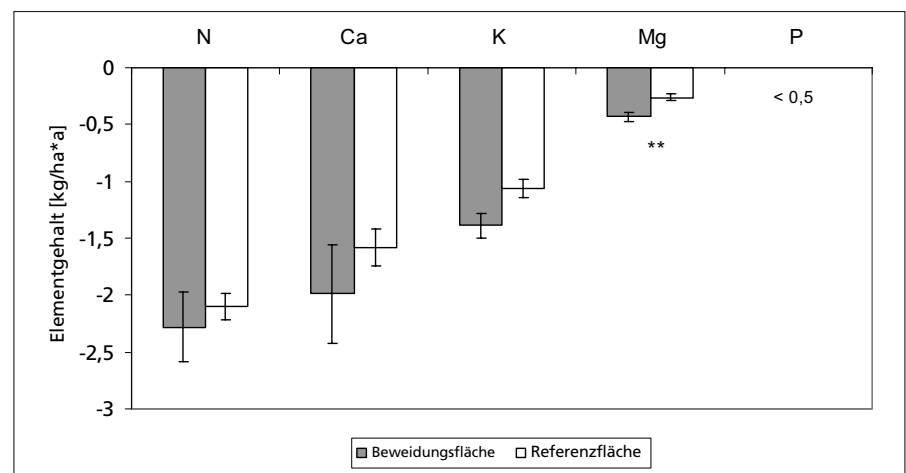


Abb. 3: Elementausträge der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über das Sickerwasser auf der beweideten Untersuchungsfläche und der unbeweideten Referenzfläche von Januar bis Dezember 2002; dargestellt sind die mittleren Elementausträge [kg/ha*a] mit Minimal- und Maximalwert (n = 2).

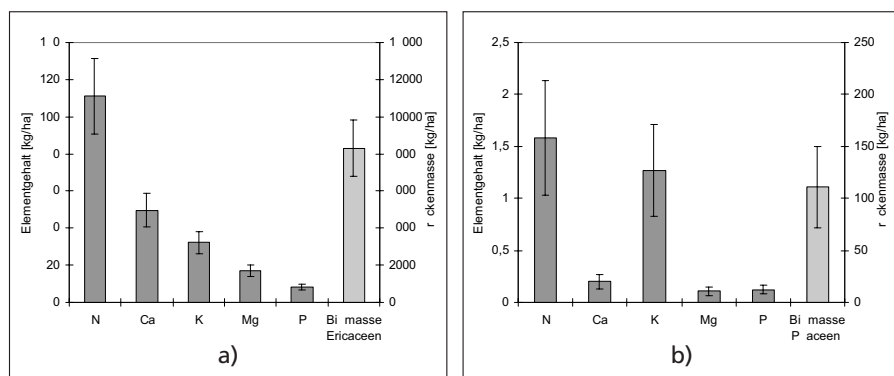


Abb. 4 a) und b): Elementvorräte [kg/ha] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor in der Biomasse der a) Ericaceen und b) Poaceen oberhalb der Moossschicht im Mai 2002 auf der seit einem Jahr unbeweideten Referenzfläche (Standardabweichungen bei n = 10) und die Gesamtbiomasse (Standardabweichungen bei n = 10).

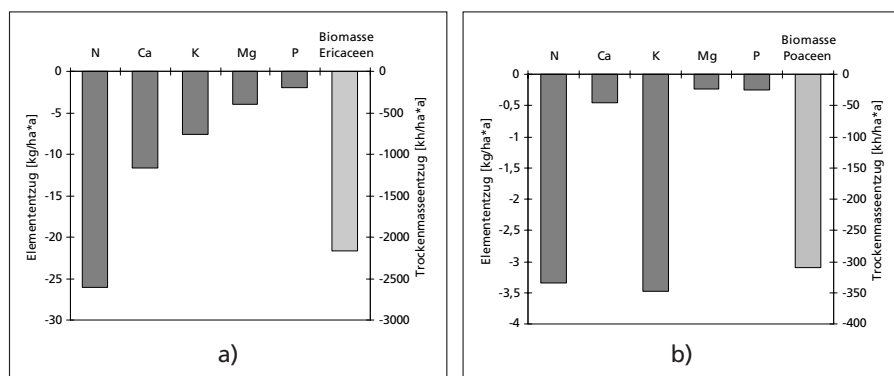


Abb. 5 a) und b): Elementausträge der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor [kg/ha*a] über den Entzug von a) Ericaceen- und b) Poaceen-Biomasse (Trockenmasseentzug [kg/ha*a]) auf der Beweidungsfläche, berechnet für den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

vulgaris, 8.308,02 kg/ha. In Verbindung mit dem für den Monat Mai berechneten Nährstoffgehalt der gesamten *Calluna*-Pflanze entspricht dies einem Nährstoffvorrat von 111,02 kg N/ha, 49,47 kg Ca/ha, 32,42 kg K/ha, 17,02 kg Mg/ha und 8,32 kg P/ha auf der Untersuchungsfläche (s. Abb. 4 a). Die Biomasse der Poaceen, fast ausschließlich *Deschampsia flexuosa*, betrug im Mai 2002 auf der unbeweideten Referenzfläche 111,04 kg/ha. In dieser Biomasse sind zu diesem Zeitpunkt 1,58 kg N/ha, 0,2 kg Ca/ha, 1,27 kg K/ha, 0,11 kg Mg/ha und 0,12 kg P/ha Nährstoffe gebunden (s. Abb. 4 b).

3.3.2 Nährstoffentzug über die Biomasse

Zur Ermittlung des Biomasseentzugs durch den Fraß der Schafe wurde die Biomasse der Ericaceen und Poaceen zum selben Zeitpunkt im Mai 2002 auch auf der Beweidungsfläche beerntet und ausgewertet. Die ermittelte Biomasse

der Ericaceen auf der beweideten Fläche betrug 6.141,94 kg/ha und ist damit deutlich geringer als auf der nicht beweideten Referenzfläche (8.308,02 kg/ha). Damit ergibt sich eine signifikante Differenz bzw. ein Biomasseentzug von 2.166,08 kg/ha im Zeitraum Mai 2001 bis Mai 2002 (p < 0,01; n = 10). Dabei kam es zu einem jährlichen Nährstoffaustrag aus dem System von 26,05 kg N/ha, 11,61 kg Ca/ha, 7,61 kg K/ha, 3,99 kg Mg/ha und 1,95 kg P/ha.

Die Biomassevorräte der Poaceen der Monate Juni–September 2001 auf der Referenzfläche liegen zwischen 284,45 kg/ha (Juni 2001) und 506,11 kg/ha

(Juli 2001), auf der Beweidungsfläche zwischen 275,49 kg/ha (Juni 2001) und 335,73 kg/ha (September 2001). Summiert man die Biomassedifferenzen über diesen Zeitraum, ergeben sich Elementausträge von 3,35 kg/ha Stickstoff, 0,45 kg/ha Calcium, 3,48 kg/ha Kalium, 0,24 kg/ha Magnesium und 0,25 kg/ha Phosphor. Nur im Juli wurde ein signifikanter Unterschied in der Biomasse der Poaceen zwischen beweideter und unbeweideter Untersuchungsfläche festgestellt (p < 0,01; n = 10). Die Nährstoffausträge für die Ericaceen und Poaceen sind in den Abb. 5 a) und b) dargestellt.

In der Summe ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten Nährstoffausträge über den Entzug von Biomasse. Insgesamt verliert das System unter Beweidung während des Untersuchungszeitraums 29,40 kg N/ha*a, 12,06 kg Ca/ha*a, 11,09 kg K/ha*a, 4,23 kg Mg/ha*a und 2,20 g P/ha*a.

3.4 Nährelemente in den Exkrementen

Über die Exkremente der Schafe werden Nährstoffe an das System zurück gegeben, die durch den Biomasseaustrag über den Fraß zunächst entzogen wurden. Da die Schafe über Nacht im Stall gehalten werden und auch die Mittagspausen außerhalb der Pflegeflächen verbringen, gelangen nur Teile der täglichen Kot- und Harnabgaben auf die Heideflächen.

Über den Kot gelangen jährlich 0,87 kg N/ha, 0,64 kg Ca/ha, 0,11 kg K/ha, 0,17 kg Mg/ha und 0,22 kg P/ha in das System zurück (s. Abb. 6). Beim Stickstoffeintrag über den Harn konnten durch Abschätzung der Stickstoffverteilung in den Exkrementen die eigenen Kotanalysen einfließen. So beläuft sich der Stickstoffeintrag auf 2,61 kg/ha*a. Die in den Ergebnissen veranschlagten Eintragsmengen von 0,103 kg Ca/ha, 1,385 kg K/ha, 0,108 kg Mg/ha und 0,002 kg P/ha über den Harn gehen zurück auf die Untersuchungen von Brenner (2001).

Tab. 1: Beweidungsbedingte Nährstoffausträge mit der Biomasse über den Zeitraum eines Jahrs.

		N	Ca	K	Mg	P
Austrag über die Biomasse [kg/ha*a]	<i>Calluna vulgaris</i>	26,05	11,61	7,61	3,99	1,95
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	3,35	0,45	3,48	0,24	0,25
Summe		29,40	12,06	11,09	4,23	2,20

4 Bilanzierung der Nährelemente

In der Nährstoffbilanz für die Beweidung im NSG „Lüneburger Heide“ werden alle untersuchten Nährstoffeinträge den Nährstoffausträgen gegenübergestellt. Dabei werden die unbeweidete Referenzfläche und die beweidete Untersuchungsfläche nach einem Zeitraum von einem Jahr miteinander verglichen. Die Einträge über die Deposition gelangen einheitlich auf alle Untersuchungsflächen. Die Austräge über den Entzug der Biomasse sowie deren Minderung durch Exkrementabgaben finden nur auf der Beweidungsfläche statt. Die Austräge über das Sickerwasser werden getrennt nach Referenz- und Beweidungsfläche ausgewertet. So ergeben sich für die Beweidungsfläche die in Tabelle 2 und für die Referenzfläche die in Tabelle 3 dargestellten Nährstoffbilanzen.

Das System verliert unter Annahme der in Kapitel 2.4 getroffenen Voraussetzungen durch Beweidung jährlich 6,37 kg N/ha. Die Beweidung kann die Menge des Stickstoffeintrags über die Atmosphäre mehr als kompensieren. Auch die Einträge der übrigen Elemente können auf der Beweidungsfläche mehr als ausgeglichen werden. Es kommt zum Austrag von 8,68 kg/ha Calcium, 7,77 kg/ha Kalium, 1,65 kg/ha Magnesium und 2 kg/ha Phosphor. Beim Phosphor wird die Bilanz überwiegend durch die Bilanzkomponenten Biomasseentzug und Exkremmenteinträge geprägt. Da die Phosphordaten für die Deposition und für das Sickerwasser aus Gründen der Nachweisgrenze mit < 0,5 kg P/

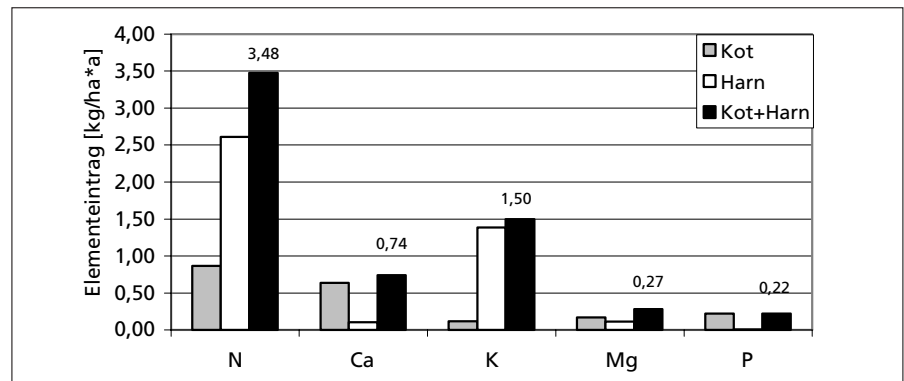


Abb. 6: Elementeinträge [kg/ha*a] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über die Exkremmente (graue Säulen: über den Kot; weiße Säulen: über den Harn; schwarze Säulen: Summe aus Kot + Harn), bezogen auf den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

ha angegeben werden, hat das Bilanzergebnis dieses Nährelementes eine Spannweite von $-2 \text{ kg/ha} \pm 0,5 \text{ kg/ha}$. Dennoch bleibt als Bilanzergebnis, dass unter Beweidung ein Phosphoraustrag stattfindet.

5 Diskussion

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung nährstoffdynamischer Aspekte zeigen, dass über Beweidung in den Heideflächen des NSG „Lüneburger Heide“ der gewünschte Nährstoffentzug erreicht werden kann. Unter dem gegebenen Weidemanagement kommt es bei allen untersuchten Nährelementen nicht nur zu einer Kompensation der Nährstoffeinträge, sondern darüber hinaus zu einem Nährstoffaustrag aus dem System.

Da alle vorliegenden Daten auf

Untersuchungen basieren, die nur einen Teil des gesamten Beweidungsgebiets der Herde repräsentieren, müssen die Messergebnisse auf das gesamte Beweidungsgebiet hochgerechnet werden. Um die Auswertung der vorliegenden Untersuchung zur Beweidung von Sandheiden möglichst realistisch einzuschätzen, werden u.a. einige Kalkulationsgrundlagen diskutiert.

Deposition

Im untersuchten Beweidungsgebiet wurde ein Stickstoffeintrag von 21,83 kg/ha über die Deposition gemessen, der damit deutlich über dem Critical load liegt. Critical loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen, die auch langfristig keine nachweisbaren negativen Veränderungen in einem Ökosystem auslösen. Diese Belastungsgrenzen wurden für Heidegebiete mit Hilfe eines Simulationsmodells abgeschätzt. Für trockene Heiden im Tiefland wird ein Grenzwert von 15–20 kg N/ha*a angegeben (Bobbink et al. 1992). Zurzeit kann die Beweidung im Naturschutzgebiet bei entsprechender Intensität diesen hohen Stickstoffeintrag noch kompensieren und eine rasche Vegetationsänderung verhindern.

Sickerwasser

Ein Vergleich der hier gemessenen Nährstoffausträge mit den Untersuchungsergebnissen von Engel (1988) und Matzner (1980) in der Lüneburger Heide zeigt ähnlich niedrige Werte für den Stickstoffverlust über das Sickerwasser. Die Untersuchungsflächen bei Engel (1988) wurden ebenfalls beweidet. Die Untersuchungsflächen in der Untersuchung

Tab. 2: Bilanzierung der Nährstoffeinträge und -austräge auf der Beweidungsfläche über den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
	Exkremmente	+ 3,48	+ 0,74	+ 1,50	+ 0,27	+ 0,22
Austrag	Biomasse	- 29,40	- 12,06	- 11,09	- 4,23	- 2,20
	Sickerwasser	- 2,28	- 1,99	- 1,39	- 0,43	- < 0,50
Summe		- 6,37	- 8,68	- 7,77	- 1,65	- 2,00

Tab. 3: Bilanzierung der Nährstoffeinträge und -austräge auf der Referenzfläche über den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
Austrag	Sickerwasser	- 2,10	- 1,58	- 1,06	- 0,26	- < 0,50
Summe		+ 19,73	+ 3,05	+ 2,15	+ 2,48	+/-

von Matzner (1980) hingegen waren ohne Bewirtschaftung. Auch die Daten von Niemeyer et al. (2004) und Sieber et al. (2004) auf seit mind. 10 Jahren nicht mehr beweideten Heideflächen im Naturschutzgebiet liegen in der Größenordnung von jährlich 2 kg N/ha. Angesichts dieser Ergebnisse scheint der durch die Exkremente der Weidetiere bedingte Stickstoffeintrag in dieser Untersuchung keinen Einfluss auf die Höhe des Stickstoffaustrags über das Sickerwasser zu haben.

Biomasse *Calluna vulgaris* (dominierende Art der Ericaceen)

Durch den Biomasseentzug über den Verbiss der Schafe wurden ca. 26 % des im Mai 2002 auf der Untersuchungsfläche vorhandenen standing crops (8.308,02 kg/ha) entfernt. Die in der Biomasse gebundenen Nährelemente wurden jeweils zu ca. 23 % ausgetragen. Die Differenz ergibt sich aus den unterschiedlichen Berechnungsgrundlagen. Für den standing crop wurde der Nährstoffgehalt der jungen Triebe im Mai 2002 als Basis eingesetzt. Für den Biomasseentzug wurden die einzelnen monatlichen Analyseergebnisse herangezogen. Die Nährstoffgehalte in den grünen Trieben von *Calluna vulgaris* verändern sich im Laufe des Jahres. Während im Frühjahr bei Stickstoff und Phosphor die höchsten Elementgehalte gefunden werden, sinken die Konzentrationen in den Herbst- und Wintermonaten (Aerts 1993). So erklärt sich, dass zwar ca. 26 % des Biomassevorrats entfernt werden, aber nur ca. 23 % der Nährstoffvorräte.

Zur Bestimmung des Biomasseentzugs auf der Gesamtfläche wurde in der vorliegenden Untersuchung die Beweidungsintensität als überall identisch angesetzt. Wertvolle Ergänzungen zu den vorliegenden Ergebnissen liefert die Arbeit von Mockenhaupt & Keienburg (2004), die im Winter 2002/2003 im selben Beweidungsgebiet dieselbe Heidschnuckenherde untersuchten. Ihr Versuchsansatz zur Bestimmung des Biomasseentzugs beinhaltete die Einrichtung von 30 Untersuchungsplots, verteilt über das gesamte Beweidungsgebiet. Die Daten belegen, dass die Beweidungsintensität nicht gleichmäßig verteilt ist. Die hier ausgewählte Untersuchungsfläche wird im Durchschnitt häufiger von der Herde aufgesucht. Sie liegt

in einem Flächenkorridor, der von der Herde sowohl gezielt beweidet wie auch durchwandert wird, um auf entfernter liegende Areale zu gelangen. Ist das Fressen während des Überquerens der Fläche auch nicht so intensiv wie bei einer gezielten Beweidungsphase der Herde, so kann sich dieser Biomasseentzug bezogen auf die Herdengröße und die Anzahl der Weidetage letztendlich doch in der Endbilanz auswirken. Das würde bedeuten, der im Mai 2002 ermittelte Biomasseentzug wäre für die Untersuchungsfläche repräsentativ, aber für das gesamte Beweidungsgebiet zu hoch angesetzt.

Diese Tendenz findet sich bei einem Vergleich der Ergebnisse mit an anderer Stelle veröffentlichten Daten von Untersuchungen, in denen kalkuliert wurde, welcher Prozentsatz des *Calluna*-Zuwachses unter Beweidung entfernt werden darf bzw. muss, um eine optimale Erhaltung der Heideflächen zu gewährleisten.

In Beweidungsmodellen werden bestimmte Schwellenwerte angesetzt, die beschreiben, bis zu welchem Beweidungsdruck bei *Calluna vulgaris* noch keine Einbußen in der Produktivität zu beobachten sind (Milne et al. 1979). Beweidungsdruck wird hier nicht als Tierreinheit pro Hektar verstanden, sondern als das Verhältnis von gefressenem zu verfügbarem Pflanzenmaterial (Grant 1971). Barclay-Estrup (1970) beschreibt die Ermittlung der jährlichen Nettoproduktion von *Calluna vulgaris* in den vier Wachstumsphasen und ihr Verhältnis zur oberirdischen Biomasse in der jeweiligen Phase. Nach eigenen exemplarischen Jahresringbestimmungen, anhand der Ermittlung des standing crops und der Beschreibung der Untersuchungsfläche bei Mockenhaupt (2003), ist der vorhandene Heidebestand in erster Linie der Wachstumsphase „Building phase“ zuzuordnen (Watt 1955, Gimingham 1972). Für diese Lebensphase gibt Barclay-Estrup (1970) ein Bio-

masse-Nettoproduktions-Verhältnis von 29 % an. Das bedeutet, dass 29 % der vorhandenen Biomasse über ein Jahr als Zuwachs zu erwarten sind. Überträgt man dies auf die vorliegende Untersuchung, bei der im Mai 2002 auf der Referenzfläche eine durchschnittliche Biomasse von 8.308,02 kg/ha ermittelt wurde, so ergibt sich eine Nettoproduktion von 2.409,33 kg/ha*a. Dieser Wert scheint realistisch, denn Miller (1979) gibt für *Calluna vulgaris* gleichen Alters ca. 2.450 kg/ha als Jahresproduktion an. Für den Biomasseentzug während des Untersuchungszeitraums wurden im Mai 2002 2.166,08 kg/ha ermittelt. Nach Barclay-Estrup (1970) und Miller (1979) entspräche dies einem Entzug von ca. 90 % des Jahreszuwachses. Dieser Wert liegt weit über dem von Grant & Armstrong (1993) ermittelten Schwellenwert von ca. 60 %, der auch bei Muhle et al. (1979) als geeignet erscheint, die Heide länger in dieser Wachstumsphase zu halten.

Zur Annäherung an einen repräsentativen Nährstoffentzug für das gesamte Beweidungsgebiet werden die Ergebnisse zum Biomasseentzug und das Biomasseergebnis aus den Untersuchungen von Mockenhaupt & Keienburg (2004) in die Nährstoffberechnungen eingesetzt. Mit den vorliegenden Kalkulationsgrundlagen in Bezug auf die durchschnittliche Herdengröße und die Anzahl der Weidetage würde der Biomasseentzug von *Calluna vulgaris* in diesem Falle 1.847,4 kg/ha*a betragen. Das entspricht einem Nährstoffaustrag von 22,23 kg/ha Stickstoff, 9,98 kg/ha Calcium, 6,39 kg/ha Kalium, 3,41 kg/ha Magnesium und 1,73 kg/ha Phosphor (s. Tab. 4).

Die Austragsmengen der einzelnen Nährelemente reduzieren sich, aber das Ergebnis der Bilanz unter Beweidung wäre noch immer ein Nährstoffaustrag (s. Tab. 5).

Der Biomasseentzug von 1.847,4 kg/ha*a entspräche ca. 77 % des Jahreszu-

Tab. 4: Bilanzierung des Nährstoffaustrags über die Biomassen von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* auf der Beweidungsfläche über den Zeitraum von einem Jahr nach Berücksichtigung der Daten zum Biomasseentzug bei Mockenhaupt & Keienburg (2004).

		N	Ca	K	Mg	P
Austrag über die Biomasse [kg/ha*a]	<i>Calluna vulgaris</i>	22,23	9,98	6,39	3,41	1,73
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	3,35	0,45	3,48	0,24	0,25
Summe		26,21	10,51	10,49	3,69	1,95

Tab. 5: Bilanzierung der Nährstoffflüsse auf der Beweidungsfläche über den Zeitraum von einem Jahr nach Berücksichtigung der Daten zum Biomasseentzug bei Mockenhaupt & Keienburg (2004).

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
	Exkrememente	+ 3,48	+ 0,74	+ 1,50	+ 0,27	+ 0,22
Austrag	Biomasse	- 26,21	- 10,51	- 10,49	- 3,69	- 1,95
	Sickerwasser	- 2,28	- 1,99	- 1,39	- 0,43	- < 0,50
Summe		- 3,18	- 7,13	- 7,17	- 1,11	- 1,73

wachses nach *Barclay-Estrup* (1970). Der Schwellenwert nach *Grant & Armstrong* (1993) wäre noch immer überschritten. *Grant et al.* (1978) verglichen drei verschiedene Beweidungsintensitäten miteinander (0 %; 40 %; 80 %). Bei einer Abweidung von 40 % des Zuwachses wurden keine Auswirkungen auf die Produktivität festgestellt. Erst bei der Entfernung von 80 % des Zuwachses wurde eine reduzierte Produktivität des Heidebestands beobachtet. Angesichts der langjährigen Erfahrung mit Heidschnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet wären Untersuchungen zur Bestimmung eines Schwellenwerts für die hiesigen Heideflächen bzw. *Calluna*-Bestände wünschenswert.

Biomasse *Deschampsia flexuosa* (dominierende Art der Poaceen)

Zur Ermittlung des Poaceen-Anteils am Biomasseaustrag wurde von der Kalkulationsmethode für die Ericaceen abgewichen. *Deschampsia flexuosa* weist im Jahresverlauf eine andere Biomasseentwicklung als *Calluna vulgaris* auf (*Aerts* 1993), und bei den Schafen ist eine verschobene zeitliche Fraßpräferenz zu beobachten. *Deschampsia flexuosa* und andere Poaceen werden vor allem im Frühjahr und Sommer gefressen (*Salt et al.* 1994). Ein Vergleich der Biomassevorräte der beweideten und unbeweideten Fläche nach 12 Monaten ergäbe einen jährlichen Biomasseaustrag von 10,48 kg/ha (Referenzfläche 111,17 kg/ha und Beweidungsfläche 100,66 kg/ha im Mai 2002). Angesichts der Größenordnung der Biomassevorräte der Monate Juni bis September 2001 (s. Kap. 3.3.2) kann der gemessene Wert von 10,48 kg/ha nicht dem realen Poaceen-Entzug für ein Jahr entsprechen. *Aerts* (1993) gibt in seiner Untersuchung für den Zeitraum Juni bis September ähnliche Biomassevorräte für *Deschampsia flexuosa* an. Die Blätter von *Deschampsia flexu-*

osa haben eine Lebensdauer von max. einem Jahr (*Aerts* 1993). Eine einmalige Beerntung im Frühjahr kann die stetige Biomassezunahme der folgenden Monate nicht mehr erfassen, da nur die Lebendmasse geerntet wird. Daher wurden die Biomassedifferenzen einzelner Monate zur Berechnung herangezogen.

Exkrememente

Das Weidemanagement zielt darauf ab, die Nährstoffeinträge in die Pflegeflächen über die Exkrememente der Schafe zu minimieren. Wie schon in anderen Untersuchungen beschrieben (*Görschen & Müller* 1986, *Mockenhaupt & Keienburg* 2004), findet die Abgabe von Kot und Harn vor allem nachts im Stall statt. Die abgegebenen Kotmengen steigen nicht mit zunehmender Weidedauer auf einer Fläche, d. h. sie sind nicht proportional zur Zeit. Äußere Einflüsse wirken stark auf das Kotverhalten der Schafe. Eine erhöhte Exkrementabgabe ist zu beobachten, wenn die Tiere in Unruhe geraten, z. B. morgens beim Austrieb aus dem Stall oder nach der Mittagsrast. Diese Phasen werden jedoch gut aufgefangen, wenn die Tiere morgens länger vor dem Stall auf dem Vorplatz gehalten werden und die Mittagsrast außerhalb der Heideflächen stattfindet. Nach *Weimbs* (1994) sollten etwa 20 min zwischen dem Zeitpunkt des Verlassens des Stalls bis zum Erreichen der Heidefläche verstreichen, damit die Schafe auf dem

Weg abkoten können. Der Weg vom Stall oder von der Mittagsrast in die Heideflächen kann im hier untersuchten Beweidungsgebiet nicht immer diesen Ansprüchen genügen. Dennoch erscheint die hier praktizierte Art der Hütetehaltung zur weitgehenden Vermeidung von Nährstoffeinträgen über die Exkrememente wirkungsvoll.

Die Arbeit von *Mockenhaupt & Keienburg* (2004) zur Kalkulation des Nährstoffeintrags mit dem Kot liefert wichtige Ergänzungen für den zuvor aus Stallversuch und Literaturangaben abgeleiteten Ansatz. Die Daten stammen aus einem Kotbeutelversuch mit einem Hammel. Das Ergebnis ist die Kotmenge/Tag, die direkt von dem Tier in die Pflegefläche abgegeben wurde. Wird dieser Wert in die Kalkulationsgrundlagen der vorliegenden Untersuchung eingesetzt, liefert er eine weitere Variante in der Nährstoffbilanz (s. Tab. 6). Dabei wurde die Herdengröße dem Versuchsansatz angepasst. Das bedeutet, die durchschnittliche Tierzahl wurde nicht auf der Basis des Gewichts eines Muttertiers berechnet, sondern auf der Basis des Gewichts eines Hammels. Anhand dieser Vorgaben würden jährlich 1,02 kg/ha Stickstoff, 0,75 kg/ha Calcium, 0,13 kg/ha Kalium, 0,2 kg/ha Magnesium und 0,26 kg/ha Phosphor in die Heideflächen eingetragen. Auch ein so kalkuliertes Bilanzergebnis weist auf einen Austrag aller untersuchten Nährstoffe aus dem System hin.

In Übereinstimmung mit vorhandenen Literaturdaten zeigen die hier zusammengefassten Analysewerte (Abb. 6), dass das Mengenverhältnis der einzelnen Nährelemente in Kot und Harn unterschiedlich ist. Während Calcium, Magnesium und Phosphor überwiegend mit dem Kot abgegeben werden, gelangen Stickstoff und Kalium weitestgehend allein über den Harn der Tiere in das System (*Barrow* 1987).

Tab. 6: Bilanzierung der Nährstoffflüsse auf der Beweidungsfläche über den Zeitraum von einem Jahr nach Berücksichtigung der von Mockenhaupt & Keienburg (2004) ermittelten Kotmengen- und Biomasse-Ergebnisse.

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
	Exkrememente	+ 3,63	+ 0,85	+ 1,52	+ 0,31	+ 0,26
Austrag	Biomasse	- 26,21	- 10,51	- 10,49	- 3,69	- 1,95
	Sickerwasser	- 2,28	- 1,99	- 1,39	- 0,43	- < 0,50
Summe		- 3,03	- 7,02	- 7,15	- 1,07	- 1,69

Um zu untersuchen, welche Größenordnung die Nährstoffzufuhr durch Kot und Harn im Vergleich zum Nährstoffentzug durch die Biomasseentnahme hat, werden die jeweiligen Nährstoffmengen miteinander verglichen. Es zeigt sich, dass über die Exkremente der Tiere vor allem Kalium (ca. 13 % der Nährstoffmenge des Biomasseaustrags), Phosphor (ca. 11 %) und Stickstoff (ca. 12 %) wieder in das System gelangen. Calcium und Magnesium werden nur zu je ca. 6 % in das System eingetragen.

Die Berechnungen zu den Stickstoffeinträgen über den Harn erfolgten anhand von Ergebnissen, die aus Untersuchungen auf Kalkmagerrasen sowie auf Rotschwingel-Rotstraußgras-Gesellschaften in Heidegebieten stammen (Brenner 2001). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt scheinen diese Zahlen als Annäherung zu den Elementeinträgen von Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor ausreichend. Lediglich zu den Stickstoffmengen über den Harn fließen eigene Analyseergebnisse in die Berechnung (s. Kapitel 2.4).

Schlussfolgerungen

Der hier unternommene Versuch, ein Beweidungssystem unter realen Bedingungen hinsichtlich der Nährstoffbilanzen zu beschreiben, sieht sich mit Problemen konfrontiert, die sich insbesondere aus der Fülle variabler Faktoren ergeben. Saisonale Schwankungen im Herdenprofil und im Herdenverhalten, in der Vegetationsentwicklung, bei den verfügbaren Nährstoffen, auch individuelle Unterschiede in der Herdenführung erschweren die Ableitung standardisierter Werte. Literaturdaten, die oft allerdings mit ähnlichen Unsicherheiten behaftet sind, müssen eingebunden werden. Insofern sind die hier vorgelegten Daten als Richtgrößen zu verstehen, die Tendenzen aufzeigen können.

In der Zusammenschau der Bilanzen zeigt sich für das hier untersuchte von der Wilseder Schnuckenherde genutzte Heidegebiet, dass kontinuierliche Beweidung bei geeigneter Herdenführung zu Austrägen der untersuchten Nährstoffe führen kann. In der Dimension hängen die Stoffausträge erwartungsgemäß von der Beweidungsintensität ab. Im Vergleich der in dieser Arbeit ermittelten Daten, die von einer weit vom heimischen Schafstall gelegenen vergleichsweise intensiv beweideten

Heidefläche stammen, mit den gemittelten Werten aus dem gesamten Weidegrund dieser Herde werden entsprechende Unterschiede deutlich.

An welchem Punkt auf einem Gradienten der Beweidungsintensität sich Stoffanreicherung und Stoffaustrag unter den hier gegebenen Bedingungen die Waage halten, lässt sich den Daten nicht entnehmen. Insofern muss eine angemessene Beweidungsintensität natürlich auch in Zukunft aus Erfahrungswerten abgeleitet werden, die sich bestmöglich aus kontinuierlich dokumentierten Zuständen der Vegetationszusammensetzung und -struktur sowie der Rohhumussituation ergeben.

Dass eine denkbare Kombination von mechanischen Pflegeverfahren einschließlich Feuer und zu gegebener Zeit folgender Beweidung die jeweiligen Nährstoffbilanzen und deren Veränderungen in der Zeit zu beeinflussen vermag, ist zu erwarten. Wie und in welchem Ausmaß, ist bei der Fülle relevanter Einflussfaktoren mit den vorliegenden Daten aber kaum zu prognostizieren. Lediglich Trendaussagen, dass Beweidung ausreichender Intensität auf mechanisch gepflegten Flächen die spezifischen Wirkungsdauern des Nährstoffentzugs zu verlängern vermögen, sind möglich.

Eine Übertragung der Ergebnisse auf andere Beweidungssysteme in Heidegebieten erfordert die Anpassung der für die vorliegende Untersuchung festgelegten Kalkulationsgrundlagen. Neben der Schafbeweidung auf Heideflächen werden in europäischen Nachbarländern z. B. auch Rinder oder Ponys eingesetzt (Bokdam 2001, Hobbs & Gimingham 1987), deren Fraßverhalten andere Auswirkungen auf das System hat. Das Beweidungsmanagement, die Herdengrößen, die Anzahl der Weidetage und ähnliches gilt es zu beachten. Sogar vorherrschende Umweltbedingungen können sich auf das Bilanzergebnis auswirken, indem sie den Energiebedarf und somit die Futteraufnahme der Weidetiere beeinflussen (Schlolaut & Wachendörfer 1992).

6 Zusammenfassung

Die Beweidung der Heideflächen im NSG „Lüneburger Heide“ wurde in Hinblick auf ihren Einfluss auf die Nährstoffdynamik untersucht. Nährstoffeinträge über die Deposition und über die Exkremente der Schafe wurden quantifiziert. Die Nährstoffausträge über das Sickerwasser wurden berechnet und der Biomasseentzug über den Fraß der Schafe ermittelt. In der Nährstoffbilanz werden alle Komponenten der Nährstoffflüsse einander gegenübergestellt und der Nährstoffeintrag bzw. Nährstoffaustrag eines Nährelements berechnet.

Unter den gegebenen Umständen kann durch Beweidung die Zufuhr aller Nährelemente kompensiert werden, es kommt sogar zu Nährstoffausträgen. Auch die hohen atmogenen Stickstoffeinträge können aktuell noch aufgefangen werden. Gegenwärtig ist die traditionelle Heidschnuckenbeweidung im NSG „Lüneburger Heide“ unter nährstoffdynamischen Aspekten eine geeignete Maßnahme, um die Erhaltung der Heideflächen unter den aktuellen Umweltbedingungen noch zu gewährleisten. Weitere Untersuchungen zu einer gezielten Kombination der Beweidung mit anderen Pflegeverfahren wären wünschenswert, um eventuell noch bessere Ergebnisse in der Heidepflege zu erzielen.

Summary

Summary

On heathlands in the "Lüneburger Heide" nature reserve in northwest Germany sheep grazing and its impact on nutrient dynamics were investigated.

The input of the nutrients N, P, K, Ca and Mg by deposition and sheep faeces were quantified, as well as their output by leachate and eaten biomass. In order to calculate the nutrient balance all components of nutrient fluxes are summarized. Under the given circumstances grazing can more than compensate the input of all nutrients. Even the atmospheric deposition can be compensated. Therefore, sheep grazing as it is done in the "Lüneburger Heide" nature reserve today is a suitable method to safeguard the heaths under the given environmental circumstances.

In order to optimize the heathland management further investigations dealing with the combination of grazing with other methods are desirable.

Literatur

Aerts, R., 1993: Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands. – *Geobotany* 20, 51–84.

- Armstrong, H. M., Gordon, I. J., Grant, S. A., Hutchings, N. J., Milne, J. A., Sibbald, A. R., 1997: A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. – I. The prediction of vegetation biomass. – *Journal of Applied Ecology* 34, 166–185.
- Armstrong, H. M., MacDonald, A. J., 1992: Tests of different methods of measuring and estimating utilization rate of heather (*Calluna vulgaris*) by vertebrate herbivores. – *Journal of Applied Ecology* 29, 285–294.
- Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. (Hrsg.), 1997: Biotop pflegen mit Schafen. – Bonn, 62 S.
- Barclay-Estrup, P., 1970: The description and interpretation of cyclical processes in a heath community – II. Changes in biomass and shoot production during the *Calluna* cycle. – *Journal of Ecology* 58, 243–249.
- Barrow, N. J., 1987: Return of nutrients by animals. – In: Shaydon, R. W. (ed.): *Ecosystems of the world 17B. Managed grasslands*, 181–186.
- Berdowski, J. J. M., Siepel, H., 1988: Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* at different ages and fertilizer levels. – *Biological Conservation* 46, 85–93.
- Biermann, R., Breder, C., Daniels, F. J. A., Kiffe, K., Paus, S., 1994: Heideflächen im Raum Munster, Lüneburger Heide: eine floristisch-pflanzensoziologische Erfassung als Grundlage für Pflege- und Optimierungsmaßnahmen. – *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* 136, 105–161.
- Beyer, H., 1968: Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. – *Natur und Heimat* 28, 4, 145–148.
- Bleeken, A., Draijers, G. P. J., Klap, J. M., van Jaarsveld, G. A., 2000: Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987–1995 in Germany. – Study on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 10803081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven. The Netherlands. Report No. 722108027, 124 S.
- Bobbink, R., Heil, G. W., Raessen, M. B. A. G., 1992: Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heathland ecosystems. – *Environmental Pollution* 75, 29–37.
- Bokdam, J., 2001: Effects of browsing and grazing on cyclic succession in nutrient-limited ecosystems. – *Journal of Vegetation Science* 12, 875–886.
- Brenner, S., 2001: Quantifizierung horizontaler Nährstoffbewegungen durch angepasste Weidewirtschaft mit Schafen in Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung floristisch-vegetationskundlicher Analysen. – Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität, Institut für Tierernährung), Dissertation, 118 S.
- Britton, A. J., Pakeman, R. J., Carey, P. D., Marrs, R. H., 2001: Impacts of climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. – *Journal of Vegetation Science* 12, 797–806.
- Britton, A. J., Carey, P. D., Pakeman, R. J., Marrs, R. H., 2000: A comparison of regeneration dynamics following gap creation at two geographically contrasting heathland sites. – *Journal of Applied Ecology* 37, 832–844.
- Bullock, J. M., Pakeman, R. J., 1996: Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. – *Biological Conservation* 79, 1–13.
- Cordes, H., Kaiser, T., von der Lancken, H., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Hrsg.), 1997: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 367 S.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.), 1994: Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 229. – Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), 23 S.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.), 1994: Niederschlag – Empfehlung für Betreiber von Niederschlagsstationen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 230. – Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), 30 S.
- Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoff-haltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. (Verdrängung von *Calluna vulgaris* durch *Deschampsia flexuosa*). – Inaugural Dissertation. Gießen, 188 S.
- Gauger, T., Köble, R., Anshelm, F., 2000: Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrar-ökosysteme. – Studie im Auftr. d. Umweltbundesamtes, Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, 140 S.
- Gimingham, C. H., 1996: Vegetational Dynamics in *Calluna* heaths. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 25, 235–240.
- Gimingham, C. H., 1972: Ecology of heathlands. – Chapman and Hall, London, 266 S.
- Gimingham, C. H., Miller, G. R., 1968: Methods for the measurement of the primary production of dwarf shrub heaths. – In: *Methods for the measurement of the primary production of grassland*. – IBP Handbook No 6.
- Görschen, M., Müller, K., 1986: Vergleich der Wirkung von Mahd und Beweidung als Pflegemaßnahme im regenerierenden Hochmoor. Teil II. – Gutachten im Auftrag des schleswig-holsteinischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 93 S.
- Grant, S. A., Armstrong, H. M., 1993: Grazing ecology and the conservation of heather moorland – the development of models as aids to management. – *Biodiversity and Conservation* 2, 79–94.
- Grant, S. A., Barthram, G. T., Lamb, W. I. C., Milne, J. A., 1978: Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. – 1. Responses of the sward. – *Journal of the British Grassland Society* 33, 289–300.
- Grant, S. A., 1971: The measurement of primary production and utilization on heather moor. – *Journal of the British Grassland Society* 26, 51–58.
- Groves, R. H., 1981: Nutrient cycling in heathlands. – In: *Ecosystems of the world. 9b. Heathlands and related shrublands. Analytical studies*, 151–163.
- Hanstein, U., Wübbenhorst, J., 2001: Die Niederschlagsverhältnisse im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn. – *NNA-Berichte* 14, 2, 23–27.
- 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.
- Iason, G. R., Hester, A. J., 1993: The response of heather (*Calluna vulgaris*) to shade and nutrients – predictions of the carbon-nutrient balance hypothesis. – *Journal of Ecology* 81, 75–80.

- Koopmann, A., Mertens, D., 2004: Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ – Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. – NNA-Berichte 17, 2, 44–61.
- Lamble, K. J., Hill, S. J., 1998: Microwave digestion procedures for environmental matrices. – Analyst 123, 103–133.
- Lütkepohl, M., 2001: Heidebauernkultur und Schafhaltung in der Lüneburger Heide. – In: *Museum der Stadt Delmenhorst* (Hrsg.): Im Zeichen des Schafes. – Begleitveröffentl. zur Sonderausstellung Nordwolle, Oldenburg, 86–99.
- MacLeod, A. C., 1955: Heather in the seasonal dietary of sheep. – Proceedings of the British Society of Animal Production, 13–17.
- Martin, D., 1964: Analysis of sheep diet utilizing plant epidermal fragments in faeces samples. – Symposium British Ecological Society 4, 173–188.
- Matzner, E., 1980: Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. – Göttinger Bodenkundliche Berichte, Dissertation, Band 63, 120 S.
- Meisel, S., 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg-Süd. – Geographische Landesaufnahme 1:200000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bonn-Bad Godesberg.
- Miller, G. R., 1979: Quantity and quality of the annual production of shoots and flowers by *Calluna vulgaris* in Northeast Scotland. – Journal of Ecology 67, 109–129.
- Milne, J. A., Bagley, L., Grant, S. A., 1979: Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. – Grass and Forage Science 34, 45–53.
- Milne, J. A., 1974: The effects of season and age of stand on the nutritive value of heather (*Calluna vulgaris*, L. Hull) to sheep. – Journal of Agricultural Science 83, 281–288.
- Mockenhaupt, M., 2003: Untersuchung des Stickstofftransfers durch Schnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Trier (Universität Trier, Angewandte Umweltwissenschaften), Diplomarbeit, 80 S. [unveröffentlicht].
- Mockenhaupt, M., Keienburg, T., 2004: Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. – NNA-Berichte 17, 2, 116–122.
- Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 72 S.
- Muhle, O., Bonnemann, I., Rieckmann, P., 1979: Biomassen und Bioelementvorräte in Heide-Ökosystemen. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 7, 287–294.
- Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 65–79.
- Palmer, S. C. F., 1997: Prediction of the shoot production of heather under grazing in the uplands of Great Britain. – Grass and Forage Science 52, 408–424.
- Power, S. A., 2003: schriftl. Mitteilung.
- 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, S1, 27–34.
- 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.
- Riehl, G. K., 1992: Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuchten Magerrasen durch Ziegen- und Schafbeweidung. – Göttingen (Universität Göttingen), Dissertation, 220 S.
- Salt, C. A., Mayes, R. W., Colgrove, P. M., Lamb, C. S., 1994: The effects of season and diet composition on the radiocaesium intake by sheep grazing on heather moorland. – Journal of Applied Ecology 31, 125–136.
- Schlieske, K., 1992: Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. – Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde/Dissertation, Band 16, 150 S.
- Schlögl, W., Wachendorfer, G., 1992: Handbuch Schafhaltung. – Verlagsunion Agrar, 413 S.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.
- Steubing, L., Buchwald, K., 1989: Analyse der Artenverschiebungen in der Sand-Ginsterheide des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Natur und Landschaft 64, 3, 100–105.
- Thomas, B., 1956: Heather (*Calluna vulgaris*) as a food for livestock. – Herbage abstracts 26, 1–7.
- Thomas, B., Armstrong, D. G., 1952: The nutritive value of common heather (*Calluna vulgaris*). – 1. The preparation of samples of *Calluna vulgaris* for analytical purposes and for digestibility studies. – Journal of Agricultural Science 42, 461–464.
- van der Eerden, L. J., Dueck, T. A., Berdowski, J. J. M., Greven, H., van Dobben, H. F., 1991: Influence of NH_3 and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on heathland vegetation. – Acta Botanica Neerlandica 40, 4, 281–296.
- van Vuuren, M. M. I., 1992: Effects of plant species on nutrient cycling in heathlands. – Dissertation, 159 S.
- Watt, A. S., 1955: Bracken versus heather, a study in plant sociology. – Journal of Ecology 43, 490–506.
- Webb, N. R., 1990: Changes on the heathlands of Dorset, England, between 1978 and 1987. – Biological Conservation 51, 273–286.
- Weimbs, S., 1994: Vegetationskundliche Erfassung ausgewählter Heideflächen im Raum Neuenkirchen, Kreis Soltau, mit Vorschlägen zur Pflege und Optimierung der Fläche. – Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Diplomarbeit [unveröffentlicht].
- Welch, D., 1984: Studies in the grazing of heather moorland in north-east Scotland. – II. Response of heather. – Journal of Applied Ecology 21, 197–207.

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

Silke Fottner M. A.
 Thomas Niemeyer M. A.
 Marion Sieber M. A.
 Prof. Dr. Werner Härdtle
 Universität Lüneburg, Institut für Ökologie und Umweltchemie · D-21332 Lüneburg

Estimates of nutrient removal by sheep grazing in heathlands

Silke Fottner*, Werner Härdtle, Marion Mockenhaupt, Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer

University of Lueneburg, Institute of Ecology and Environmental Chemistry,
Scharnhorststraße 1, 21332 Lueneburg, Germany

*Correspondence: Silke Fottner (fax +49 (0) 4131 6772808; e-mail: silke.fottner@uni-lueneburg.de)

Abstract

The increased deposition of nutrients from the atmosphere has contributed to widespread changes in heathlands throughout Europe. In order to preserve these landscapes, the removal of nutrients by means of management measures has increased in importance. In this study we analysed as to what extent sheep grazing can counterbalance atmospheric nutrient loads in heaths. To this end, we quantified current input rates (atmospheric deposition, sheep excrements) and output rates (biomass removal, leaching) for the nutrients N, Ca, K, Mg and P in a lowland heath in NW Germany by means of a grazing experiment (stocking rate 1.1 sheep ha⁻¹). Atmospheric nutrient deposition amounted to 21.8 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for N and <0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for P. Sheep excrements increased the inputs for N and P by about 3.5 and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. Grazing reduced N and P stores in the above-ground biomass by 28.8 and 2.1 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. Annual leaching achieved about 8% (for N) and 10% (for P) of the annual grazing output. Thus, our results suggest that sheep grazing has the potential to compensate for atmospheric nutrient loads (particularly for current N deposition rates). However, output/input-ratios for P are high, indicating that grazing severely affects P budgets of heaths. Thus, in the long term, the combination of elevated N deposition and P loss due to grazing may cause N enrichment and P depletion in the heathland system. This may lead to increasing N/P-ratios in both heathland vegetation and soils and, therefore, to a shift from N-(co-)limited to more P-(co-)limited plant growth. This process may favour species such as *Molinia caerulea*, because its competitive performance increases with the extent of P-limitation, due to its low P-requirements. In order to counteract an aggravation of P deficiency in the long term, grazing may be combined with management measures that affect P budgets to a lesser extent (e.g. prescribed burning).

Key-words: *Calluna vulgaris*; *Deschampsia flexuosa*; heathland management, nitrogen deposition, N/P-ratio; nutrient limitation

Introduction

Heathlands are considered to be one of the most important cultural landscapes in western and north-western Europe. Owing to distinct losses of their area during recent decades, heathlands were nowadays recognised as a landscape of international conservation value (Gimingham 1994; Webb 1998). As a consequence, the remaining heaths have been subject to a wide range of national and international legislative instruments designed to ensure their long-term conservation (Rose et al. 2000, Marcos et al. 2003).

In step with the loss of heathlands, many of the remaining areas have been subjected to changes in their species composition during recent decades. There is strong evidence that atmospheric nutrient deposition has contributed to the expansion of grasses such as *Deschamsoa flexuosa* and *Molinia caerulea* (Heil & Bobbink 1993; Roem et al. 2002, Milligan et al. 2004). Such changes in the species composition have been observed in many heaths throughout Europe (Marcos et al. 2003). As a consequence, heathland management, primarily aiming at the prevention of scrub and tree establishment, is now considered an important tool to modify ecosystem impacts caused by atmospheric nutrient loads (Erismann & de Vries 2000). For example, the type and intensity of heathland management measures may determine the quantities of nutrients removed from plant and humus compartments (Power et al. 2001). Management practices, therefore, have the potential to affect ecosystem responses to atmospheric nutrient inputs and may, thus, mitigate or even compensate for effects caused by atmospheric deposition.

In most European heathlands grazing by sheep has been the major use by humans during the last centuries (Pakeman et al. 2003). Even in areas where cessation of grazing has taken place due to changes in agricultural conditions, there is a developing consensus among managers and ecologists that grazing should be reintroduced in order to preserve European heathlands biodiversity (Bullock & Pakeman 1996). Moreover, grazing affects heathland nutrient budgets due to biomass removal and, thus, may counteract the effects of atmospheric nutrient loads. From a nature conservation and management point of view it is helpful to quantify the potential of sheep grazing in preserving a low nutrient status of heathlands. There have been many studies investigating effects on sheep grazing on species composition, heathland succession and heather utilization (e.g. Armstrong et al. 1997; Hester & Baillie 1998; Read et al. 2002; Britton et al. 2005), but there is a lack of studies quantifying impacts of sheep grazing on nutrient budgets of heathland in the face of ongoing atmospheric nutrient loads (particularly of N). Thus, the main objective of our study was to investigate to what extent sheep grazing can counterbalance atmospheric nutrient deposition in heathlands. To

this end, we analysed the effects of sheep grazing on the nutrient budgets (for N, Ca, K, Mg, P) of heathlands taking the Lueneburg Heath (NW Germany) as an example. We focused in particular on the effects of grazing on N and P budgets, since heathlands are considered to be limited primarily by these nutrients (Kirkham 2001, Aerts et al 2003; Tessier and Raynal 2003). We compared nutrient input rates caused by atmospheric loads and excrement inputs by sheep, and outputs rates due to leaching and biomass removal by grazing.

The following questions were addressed: (i) What effects has sheep grazing on the nutrient budgets of heathlands? (ii) To which extent can grazing counterbalance atmospheric nutrient loads? (iii) What consequences can be derived for heathland management?

Methods

Study area

The study area is located in the nature reserve Lueneburg Heath (Lower Saxony, NW Germany, 53°15'N, 9°58'E), the site of the largest complex of heathlands (about 5,000 ha) in NW Germany. The study area is characterized by Pleistocene sandy deposits. Prevailing soil types are nutrient-poor podzols or podzolic soils with $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ values in the topsoil ranging between 3.0 and 3.5. The climate is of a humid suboceanic type. Mean precipitation is 811 mm year⁻¹ and the mean temperature is 8.4 °C (Müller-Westermeier 1996).

Design of the grazing experiment

In the study area sheep grazing has a long tradition lasting since the 18th century. The sheep breed used for grazing is the German moorland sheep (so called "Graue Gehörnte Heidschnucke"). In the Lueneburg Heath grazing management is based on a total of six flocks, each of which with a livestock of 350-550 animals (number of ewes). One of these flocks (consisting of 541 ewes) was used for our grazing experiment. The area grazed by the flock was 486 ha in size (stocking density: 1.1 sheep ha⁻¹) and dominated by approximately 10-year-old *Calluna vulgaris* stands (mean cover of species in 22 vegetation relevés 20 m² in size: *Calluna vulgaris* 89%, *Deschampsia flexuosa* 3%, *Vaccinium myrtillus* 2%, *Erica tetralix* <1%, *Empetrum nigrum* <1%, *Molinia caerulea* <1%, *Nardus stricta* <1%, *Carex pilulifera* <1%, *Carex nigra* <1%, *Hypnum cupressiforme* 95%, *Pleurozium schreberi* 5%, *Dicranum scoparium* 3%, *Leucobryum glaucum* <1%, *Dicranum polysetum* <1%, *Pohlia nutans* <1%, *Ptilidium ciliare* <1%, *Caldonia* div. spec. <1%).

In our experiment, flock management was based on the traditional management system characteristic for the Lueneburg Heath. According to this, grazing took place throughout the

year (in our experiment 340 days between the beginning of May 2001 and end of April 2002). Moreover, the flock was minded by a shepherd and remained 8 h per day (in the mean) in the heath. In the remaining time, the flock stayed in the sheepfold or covered the pathways between sheepfold and grazed heath area. The shepherd kept a grazing-diary in order to ensure that the heath area investigated was grazed regularly during the course of the year. The sheep received no additional fodder, with the exception of the lambing time during spring and unfavourable weather conditions during winter.

Biomass output by grazing

Foraging behaviour of sheep changes during the course of the year. Whilst grasses (if available) were preferred during summer, intake of *Calluna vulgaris* is maximal in winter (Armstrong et al. 1997). Hence, biomass removal due to grazing was separately analysed for Ericaceae (in our experiment almost all *Calluna vulgaris*; henceforth referred to as *Calluna*) and Poaceae (in our experiment almost all *Deschampsia flexuosa*; henceforth referred to as *Deschampsia*). Biomass output of *Calluna* by grazing was analysed by means of 40 sample plots (2 x 1 m² in size) randomly scattered in the grazed area. Sample plots were established at the beginning of the grazing experiment in May 2001. Each sample plot was divided into two subplots (1 x 1 m²). One of the subplots was fenced (exclosure), whilst sheep had open access to the second subplot. At the end of April 2002 biomass was harvested (3 cm above ground; cf. Milne et al. 1998) in the centre of both subplots on an area of 50 x 50 cm² (in order to avoid edge effects; cf. Gimingham & Miller 1968; Barclay-Estrup 1970; Riehl 1992). The harvested plant material was dried and weight. Differences in biomass weight of both subplots were defined as biomass removal due to grazing.

Biomass output of *Deschampsia* was analysed by means of a second set of 40 sample plots randomly scattered in the grazed area (designed in the same way as described above). Between June and September 10 pairs of randomly selected subplots were harvested monthly in order to detect that point in time when grazing on *Deschampsia* was maximal. The maximal difference in grass biomass dry weight found between fenced and grazed subplots was considered as quantity of grass biomass removed due to grazing.

In 2002 the grazing experiment was replicated by Mockenhaupt and Keienburg (2004) by means of the same experimental design, but with a livestock of 377 sheep (which corresponded to a stocking rate of 0.8 sheep ha⁻¹). We refer to the results of this study in the Result and Discussion chapter, in order to compare the impact of stocking rates on biomass and nutrient outputs.

Nutrient contents in the biomass

Calluna sheep mainly feed on current season's shoot (long and short shoots), and to a less extent on previous seasons' shoots (Grant et al. 1978, Salt et al. 1994; Armstrong et al. 1997). Moreover, nutrient contents of *Calluna* and *Deschampsia* may change within the course of the year (Aerts 1993). Thus, plant material of both species was collected monthly (*Calluna*: 5 current seasons' shoots of 20 plants randomly selected; *Deschampsia*: 50 g of above-ground biomass of 20 plants randomly selected) in order to determine the nutrient output by grazing according to the seasonal variability of plant nutrient contents.

Prior to the chemical analyses, sampled plant material was dried at 105 °C. N contents were analysed with a C/N-analyser (Vario EL; Elementar, Hanau, Germany). Samples for Ca, K, Mg, and P determination were dissolved in an HNO₃-HCl-H₂O₂ solution (Wong et al. 1997; Lamble & Hill 1998) and digested using a microwave (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, Germany). Digests were analysed by means of Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES; Optima 3300 RL; Perkin Elmer, Burladingen, Germany).

Nutrient output by leaching

Nutrient loss by leaching was determined by means of lysimeter consisting of intact soil cores (100 cm in length and 10 cm in diameter) and tension controlled porous cup soil water samplers (PE-sinter/0.45 µ nylon-membrane; Umwelt-Geräte-Technik, Müncheberg, Germany; n=8, randomly distributed in the grazing area). Soil water samplers were installed at depths of 100 cm and samples were collected biweekly for a period of 1 year (from May 2001 to April 2002). For the determination of total N, samples were dissolved in a K₂SO₄-NaOH solution according to the Koroleff method (Grasshoff, Ehrhardt & Kremling 1983), and afterwards subjected to microwave digestion (see above). Total N was measured with an ion chromatograph (IC-DX 120 Dionex; Idstein, Germany). Ca, K, Mg and P concentrations of samples were determined using an ICP-OES (see above).

Nutrient input by atmospheric deposition

Atmospheric nutrient deposition was analysed by means of 8 bulk deposition samplers installed in the close vicinity of the porous cup soil water samplers. Bulk samplers were installed 100 cm above ground (Münden 200, Inst. of Forest Hydrology, Han. Münden, Germany). Samples were taken simultaneously and at the same intervals as leaching samples.

Total N was measured with an ion chromatograph, and Ca, K, Mg and P concentrations of samples were determined using an ICP-OES (see above).

In experiments of 6 years duration, Gauger, Köble & Anshelm (2000) compared bulk and total (i.e. wet and dry) deposition data. The authors found that bulk deposition samplers underestimate total N, Ca, K, and Mg deposition by about 23.2%, 35.3%, 25.0%, and 35.7%, respectively. In order to calculate the total deposition, bulk deposition of N, Ca, K, and Mg was corrected by the factors 1.30, 1.54, 1.33, and 1.55 (according to Gauger et al. 2000 and Bleeker et al. 2000).

Nutrient input by excrements

Nutrient input by excrements was determined in accompanying studies carried out in the study area by Mockenhaupt and Keienburg (2004) and Fottner et al. (2004). In these studies excrement input (per ewe) was analysed by means of faeces bags (attached to the sheep) and by a stable experiment. Moreover, in this study fresh faecal pellets were collected monthly and subjected to nutrient element analyses, in order to investigate the seasonal variability of faeces nutrient contents (Mockenhaupt & Keienburg 2004; Fottner et al. 2004).

In order to analyse effects of excrement inputs on nutrient budgets, a scenario was included based on the assumption that sheep remain for the whole day in the heath ("24 h-scenario", stocking rate of 1.1 sheep ha⁻¹; cf. Table 1). In this scenario, thus, it is supposed that all sheep excrements remain in the grazed heath

Comparison of output-input flows

Grazing impacts on nutrient budgets were evaluated by comparing input and output flows (Table 1). To this end, we calculated the ratio of output rates (nutrient loss due to biomass removal by grazing and leaching; in kg ha⁻¹ yr⁻¹) and input rates (due to excrements and atmospheric nutrient deposition; in kg ha⁻¹ yr⁻¹). This ratio allows an assessment of the long-term development of nutrient budgets of heathlands subjected to grazing (with regard to the stocking rates given and current atmospheric nutrient loads; cf. Britton et al. 2000; Olde Venterink et al. 2002b; Niemeyer et al. 2005).

In this comparison both the results of Mockenhaupt and Keienburg (2004) and the 24 h-scenario described above were included (cf. Table 1).

Statistical analysis

Comparisons of deposition measurements and analyses of effects of grazing on nutrient stores (above-ground biomass) were carried out using one-way ANOVA (statistic package SPSS 12.0). Log-transformation of leaching data and arcsine-transformation of data from atmospheric deposition and nutrient contents of the above-ground biomass was performed prior to ANOVA.

Results

Biomass and nutrient output by grazing

At the end of the grazing experiment (end of April 2002) above-ground biomass of Ericaceae was 8,307 kg ha⁻¹ in the fenced, and 6,142 kg ha⁻¹ in the grazed subplots (Figure 1.1). Maximal Poaceae biomass amounted to 578,1 kg ha⁻¹ in the fenced subplots, and to 281,2 kg ha⁻¹ in the grazed subplots (Figure 1.2).

Grazing reduced nitrogen stores in the biomass of Ericaceae by 26.1 kg ha⁻¹ yr⁻¹ and in the biomass of Poaceae by 2.7 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (Figure 1.1 and 1.2; Table 1). Ca, K, Mg, and P stores were diminished in the grazed subplots by 11.7, 7.5, 4.0, and 1.9 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively (for Ericaceae), and by 0.4, 2.7, 0.2, and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively (for Poaceae).

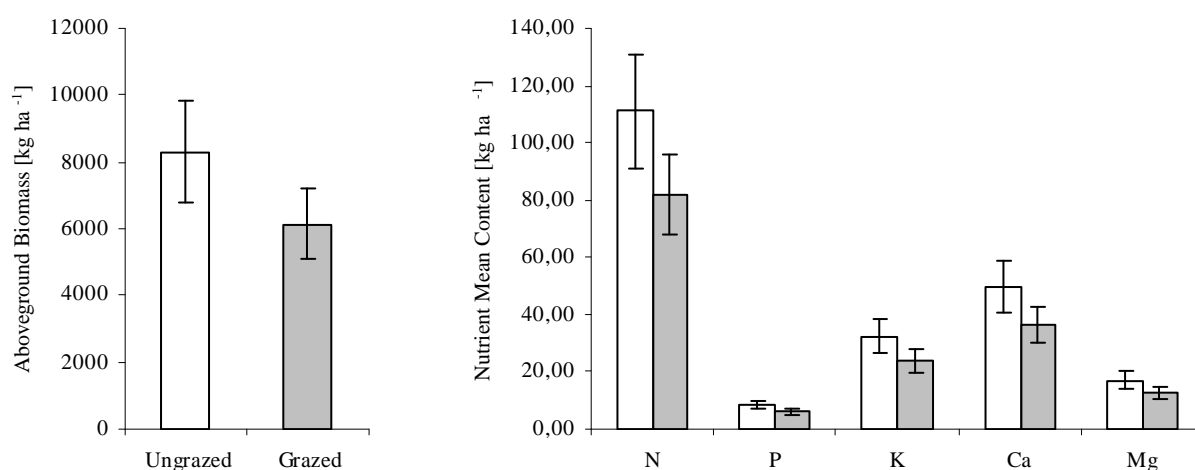


Figure 1.1 The above-ground biomass (means \pm SD; ungrazed \pm 1511,57 kg ha⁻¹; grazed \pm 1056,51 kg ha⁻¹; n=40) and the nutrient stores of *Calluna vulgaris* (means \pm SD; ungrazed: N \pm 20.2 kg ha⁻¹, P \pm 1.5 kg ha⁻¹, K \pm 5.9 kg ha⁻¹, Ca \pm 9 kg ha⁻¹, Mg \pm 3.1 kg ha⁻¹; grazed: N \pm 14,1 kg ha⁻¹, P \pm 1.1 kg ha⁻¹, K \pm 4.1 kg ha⁻¹, Ca \pm 6.3 kg ha⁻¹, Mg \pm 2.2 kg ha⁻¹; n=40) above the moss layer in May 2002. After one year of sheep grazing the nutrient store of the grazed area (grey column) is significant affected by sheep grazing ($p < 0.01$) compared to the nutrient store of the control area (white column).

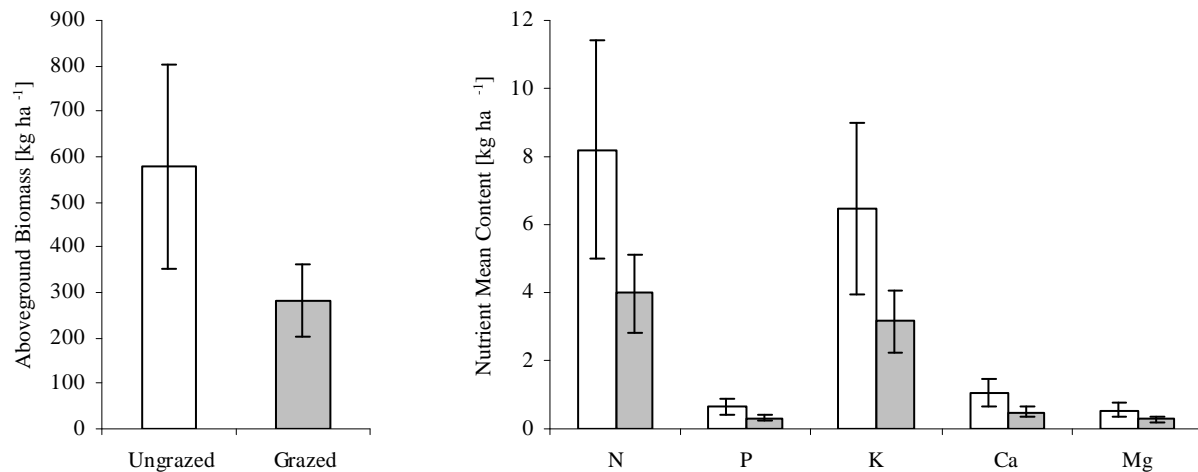


Figure 1.2 The above-ground biomass (means \pm SD; ungrazed \pm 225,36 kg ha⁻¹; grazed \pm 80,36 kg ha⁻¹; n=20) and the nutrient stores of *Deschampsia flexuosa* (means \pm SD; ungrazed: N \pm 3.2 kg ha⁻¹, P \pm 0.3 kg ha⁻¹, K \pm 2.5 kg ha⁻¹, Ca \pm 0.4 kg ha⁻¹, Mg \pm 0.2 kg ha⁻¹; grazed: N \pm 1.1 kg ha⁻¹, P \pm 0.1 kg ha⁻¹, K \pm 0.9 kg ha⁻¹, Ca \pm 1.1 kg ha⁻¹, Mg \pm 0.1 kg ha⁻¹; n=20) above the moss layer in July 2002. The nutrient store of the grazed area (grey column) is significantly affected by sheep grazing ($p < 0.01$) compared to the nutrient store of the control area (white column).

Nutrient output by leaching

The quantities of N leached were 2.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (Table 1). Leaching losses for Ca, K, Mg, and P amounted to 1.8, 1.2, 0.4, and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. The leaching rates of P were close to the analytically detectable threshold value (0.0326 mg l⁻¹). The value of 0.2, thus, gives an approximation.

Nutrient input by atmospheric deposition

A comparison of the atmospheric nutrient deposition revealed no significant differences between the 8 bulk samplers ($p > 0.05$). Atmospheric nutrient deposition was, therefore, considered to be equally distributed within the grazing area. N, Ca, K, and Mg inputs amounted to 21.8, 4.6, 3.2, and 2.7 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively (Table 1). In the deposition, P concentrations again were below the analytically detectable threshold value and amounted approximately to 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹.

Nutrient input by excrements

N, Ca, K, Mg, and P inputs by excrements were 3.5, 0.7, 1.5, 0.3, and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (according to the studies of Brenner 2001, Mockenhaut & Keienburg 2004, Fottner et al. 2004). The authors calculated that 30% of the total sheep excrements remained in the heath

(based on their daily 8 h-stay in the heath). Thus, 70% of excrements were left in or in the vicinity of the sheepfold (cf. Görschen & Müller 1986).

Comparison of output-input flows

In our experiment, total N input ($25.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) was completely counterbalanced by grazing and leaching processes ($31.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; Table 1).

Table 1. Comparison of output rates (due to biomass removal by sheep and leaching) and input rates (due to atmospheric nutrient deposition and excrement inputs) in the grazing area (486 ha) studied. Compared are two experiments and one scenarios, respectively: a) data of the present study (stocking rate = 1.1 sheep ha^{-1}), b) data of a replicate study carried out by Mockenhaupt and Keienburg (2004; stocking rate = 0.8 sheep ha^{-1}); c) scenario that sheep remain for 24 h in the heath (stocking rate = 1.1 sheep ha^{-1}); mean values for $n=40$ (biomass removal) and $n=8$ (leaching, atmospheric deposition); SD in brackets; nc = not calculated; nutrient inputs by excrements refer to the studies of Fottner et al. (2004) and Mockenhaupt and Keienburg (2004).

nutrient element	a) stocking rate: 1.1 sheep ha^{-1} (data of the present study)					b) stocking rate: 0.8 sheep ha^{-1} (data from Mockenhaupt and Keienburg 2004)					c) stocking rate: 1.1 sheep ha^{-1} (scenario: sheep 24 h in the heath)				
	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Annual output: above-ground biomass removal ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	28.8	11.7	10.2	4.2	2.1	24.9	10.3	9.2	3.6	1.9	28.8	11.7	10.2	4.2	2.1
Annual output: leaching ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	2.2 (0.3)	1.8 (0.4)	1.2 (0.2)	0.4 (0.1)	0.2 (nc)	2.2 (0.3)	1.8 (0.4)	1.2 (0.2)	0.4 (0.1)	0.2 (nc)	2.2 (0.3)	1.8 (0.4)	1.2 (0.2)	0.4 (0.1)	0.2 (nc)
Total annual output ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	31.0	13.5	11.4	4.6	2.3	27.1	12.1	10.4	4.0	2.1	31.0	13.5	11.4	4.6	2.3
Annual input: atmospheric deposition ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	21.8	4.6	3.2	2.7	0.2	21.8	4.6	3.2	2.7	0.2	21.8	4.6	3.2	2.7	0.2
Annual input: excrements ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	3.5	0.7	1.5	0.3	0.2	2.5	0.5	1.1	0.2	0.1	10.5	2.1	4.5	0.9	0.6
Total annual input ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	25.3	5.3	4.7	3.0	0.4	25.3	5.3	4.7	3.0	0.4	32.3	6.7	7.7	3.6	0.8
output/input-ratio	1.2	2.5	2.4	1.5	5.75	1.1	2.3	2.2	1.3	5.3	0.96	2.0	1.5	1.3	2.9

The output/input-ratio amounted to 1.2 (last row in Table 1). This also applied to the other nutrients, since output/input-ratios exceeded the value 1. Output flows were particularly high for P, as the output/input-ratio was 5.75.

In Table 1, output-input flows are also given for the study of Mockenhaupt and Keienburg (2004) and for the scenario that sheep remain for 24 h in the heath. Whilst output/input-ratios for Ca, K, Mg, and P still exceeded the value 1, the ratio became less than 1 for N. Thus, N balance will be positively under grazing conditions given in the 24 h-scenario, respectively.

Discussion

Nutrient output

Since *Calluna* was the prevailing plant species in our study area, nutrient output by grazing was mainly attributable to the removal of *Calluna* biomass (Figure 1.1). However, grazing on grasses may contribute to a considerable nutrient output due to high nutrient stores in their above-ground biomass. This applies in particular to their N and K contents (Figure 2.1 and 2.2).

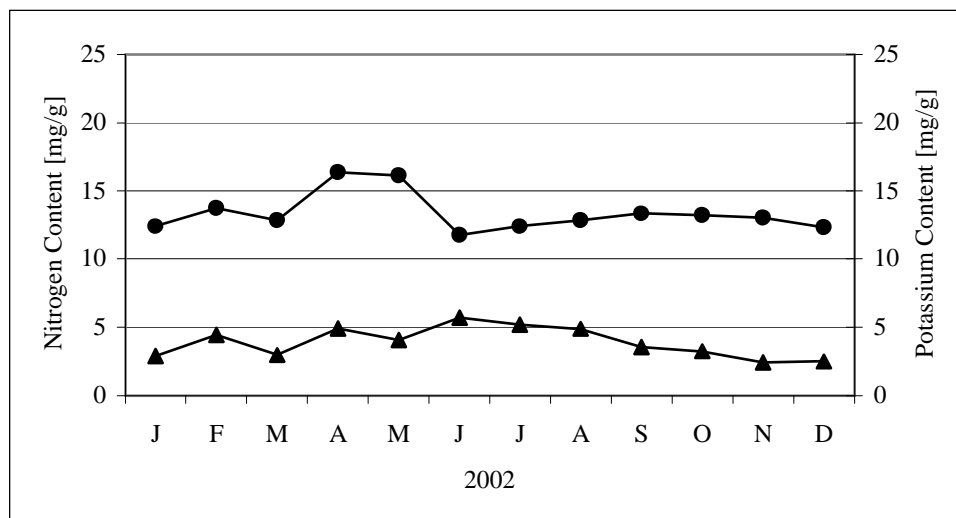


Fig. 2.1 Nitrogen (black circles) and potassium (black triangles) contents in current season's shoots of *Calluna vulgaris* in the Lueneburg Heath nature reserve from January until December 2002.

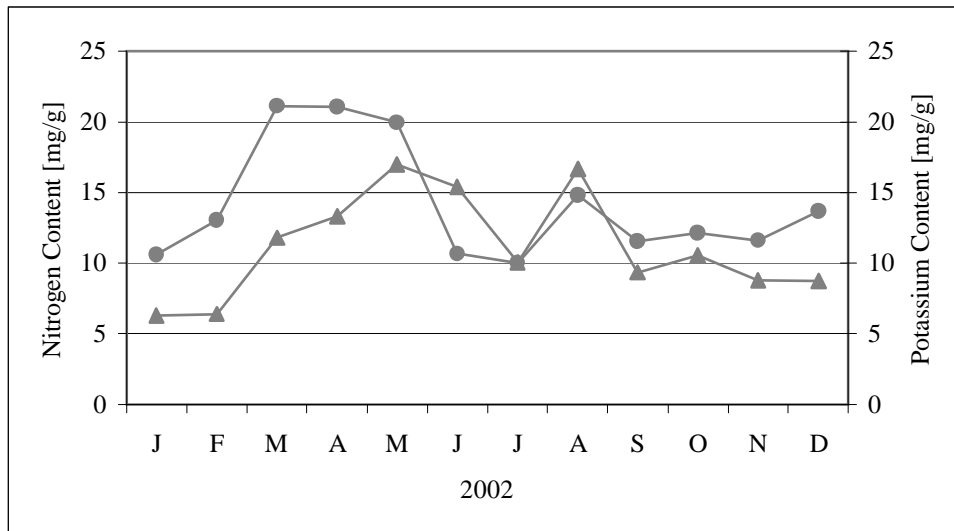


Figure 2.2 Nitrogen (grey circles) and potassium (grey triangles) contents in leaves of *Deschampsia flexuosa* in the Lueneburg Heath nature reserve from January until December 2002.

In our experiment, for example, summer K content of *Deschampsia* above-ground biomass was threefold of that of current season's shoots of *Calluna*. Thus, output of nutrients such as N and K, may be affected by the proportion of grasses such as *Deschampsia* in the vegetation cover. Moreover, utilization rates may increase with increasing grass:*Calluna*-ratios, because most grasses have a higher digestibility than *Calluna* and are, therefore, preferably grazed during summer (Armstrong et al. 1997).

A decrease of the stocking rate by 0.3 sheep ha⁻¹ reduces the biomass output from 2,165 kg ha⁻¹ yr⁻¹ to 1,847 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (second value from the study by Mockenhaupt and Keienburg 2004). This reduction is reflected by lower nutrient output rates (Table 1, first data row). N output, for example, is diminished by 24%. Since in our study area above-ground biomass increment of *Calluna* amounts to about 2450 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (according to estimates given by Barclay-Estrup 1970), 88% and 75% (present study and study of Mockenhaupt and Keienburg 2004, respectively) of the annual production was removed by grazing. Armstrong et al. (1997a) considered stocking rates to be high, when more than 40% of the annual shoot increment is removed by grazing. This assessment is based on findings by Grant et al. (1982), according to whom *Calluna* growth remains unaffected in the long term at 40% utilization, but declined at 80% utilization. However, little is known about long-term *Calluna* responses to utilization rates between 40% and 80% (Armstrong et al 1997b). Despite the utilization rate found in our experiment, most authors assess stocking rates of 1.1 sheep ha⁻¹ as low-intensity grazing (Terry et al. 2004).

Nutrient output by leaching is low compared to nutrient losses caused by grazing. N and P output rates by leaching achieve about 8% and 10% of the grazing output rates, respectively. However, leaching may vary due to changing precipitation rates. During our study the annual precipitation values exceeded the long-term average by about 300 mm. However, as shown by Sieber et al. (2004), effects on the total quantities of leached nutrients are comparatively low: Increased precipitation increases the quantities of percolating water, but simultaneously leads to decreased concentrations of dissolved ions. Hence, rates of leached nutrients are only slightly affected by varying precipitation rates (provided that emission rates remain constant; Sieber et al. 2004). Leaching rates given in Table 1 are well comparable with findings of Niemeyer et al. (2005) in Lueneburg Heath.

Nutrient inputs

The rates of atmospheric nutrient deposition found in our study area were in agreement with other records for NW Germany (Bleeker et al. 2000; Herrmann et al. 2005). They were also in the range reported from the British Isles (Power et al. 1998, 2001; Kirkham 2001), and were somewhat lower than deposition rates in many regions in the Netherlands (Bakema et al 1994; Erisman & de Vries 2000). Thus, deposition rates found in the study area may be representative for many lowland heaths in NW Europe. However, N deposition in the study area exceeded critical load values for dry heathlands (Achermann & Bobbink 2003), which emphasizes the need for an increase in the output by means of appropriate management strategies.

Compared to current deposition rates, the effects of stockings rates on nutrient inputs by excrements are low (Table 1). This in particular applies to N and Ca, whilst P inputs are generally low. By contrast, changes in flock management (8 h- versus 24 h-scenario) more than triples nutrient input rates. This may be explained by the fact that defecation of sheep is highest during their night-stay in the sheepfold where more than 50% of the sheep excrements remain (Görschen & Müller 1986). Up to 20% of excrements were defecated on pathways between the sheepfold and heath and after rumination (Görschen & Müller 1986; Woike 1997). Thus, appropriate flock management may contribute to a redistribution and subsequent output of nutrients from heathlands (Brenner 2001).

Comparison of output-input flows

Our results suggest that sheep grazing has the potential to compensate for atmospheric nutrient loads in heathland ecosystems. This effect is desirable particularly in the face of

current rates of N deposition since they may have contributed to widespread changes in both the structure and function of many heathland ecosystems throughout Europe (Power et al. 1995, 2001; Alonso et al. 2001). Regarding the potential of management measures at reducing the quantities of atmospheric nutrient loads, grazing is as effective as high-intensity mow and high-temperature burns (Terry et al. 2004). Since sheep mainly feed on current season's shoots with high N tissue, N removed per unit biomass is higher by grazing than by mowing, because the latter also removes low N tissue (e.g. *Calluna* stems). However, an entire compensation of atmospheric N loads was only achieved with a stocking rate of 1.1 sheep ha⁻¹ and a flock management keeping sheep for maximal 8 h in the heath. The duration of the daily stay in the heath distinctly affects the quantities of N that were recycled to the heath system (i.e. ratio of excrement input and output due to biomass removal; Terry et al. 2004). Whilst during an 8 h-stay of sheep only 12% of N off-take were recycled, 36% returned to the system in the 24 h-scenario. In a model of Terry et al. (2004) balancing N stores of heaths under different management scenarios, even 60% of the N off-take by grazing returned to the soil pool. However, calculations of this model were based on stocking rates of 2 and 4 sheep ha⁻¹ and, thus, clearly exceed the stocking rate of our experiment.

For all the nutrients considered in Table 1, output/input-ratios were highest for P. This means that grazing may cause high P outputs from heaths, since current season's shoots are rich in P. Thus, it is likely that long-term utilization of heaths by grazing may severely affect P budgets due to continuous, high output flows. This presumption is supported by Moss et al. (1981) who studied grazing effects on the chemical composition of heather. The authors found that P contents of *Calluna* shoots subjected to grazing were significantly lower than P contents of shoots that have been protected from grazing for 5 years. Biomass harvesting in summer may cause comparable effects, since harvesting creates a strong net loss of P (Koerselman et al. 1990; Verhoeven et al. 1996). Obviously, in many semi-natural ecosystems, such as grasslands and heaths, vegetation acts as accumulator for P. This may be reflected by the N/P-ratios of soils (O- and A-horizons), which in most cases clearly exceed the N/P-ratios of the corresponding vegetation (Olde Venterink et al. 2002; Niemeyer et al. 2005). As a consequence, biomass removal (e.g. due to grazing, mowing) may decrease P stores in the long term, if P input rates (e.g. due to atmospheric deposition, weathering of minerals) are low. In the study area, P contents of minerals of the sandy podzols are very low (for P < 0.05%; Scheffer & Schachtschabel 2002). It is, therefore, unlikely that mineral weathering will compensate for P outputs caused by grazing. In the long term, the combination of elevated N deposition and P loss due to grazing may cause N enrichment and

P depletion in the heathland system. This may lead to increasing N/P-ratios in both heathland vegetation and soils and, thus, to a shift from N-(co-)limited to more P-(co-)limited plant growth (Koerselman & Meuleman 1996). This process may even take place on soils that were initially rich in P (Güsewell 2004). In heathlands, increasing shortage of plant available P may favour species such as *Molinia caerulea*, because its competitive performance increases with the extent of P-limitation, due to its low P-requirements (Kirkham, 2001; Roem et al. 2002). In fertilization experiments with N, *Molinia caerulea* was able to allocate about twice as much biomass to its root systems as *Calluna* (Aerts et al., 1991). Changing N/P-ratios in both soils and vegetation might have been one driver for *Molinia caerulea* encroachment during recent years even in dry heaths in the Lueneburg Heath. As a result, efforts aiming at the compensation of atmospheric N loads by means of management measures (mainly affecting the above-ground biomass) may be hampered by an associated, but undesirable decline of P stores. Thus, effects of increased N deposition can be worsened by management because of stronger P deficiency (Güsewell 2004).

It has to be mentioned that output/input-ratios given in Table 1 cannot be interpreted as balances for the nutrients considered. Output/input-ratios of all elements would decrease due to their liberation as a result of mineralization processes. In heathlands, the humus horizons (i.e. organic layer, A-horizon) are huge nutrient stores, particularly for N, Ca, and K (Sieber et al. 2004; Niemeyer et al. 2005). With regard to N, balances are also affected by denitrification losses, leaching of particular organic N and volatilisation of NH₃.

Management implications

Sheep grazing is one of the most important management tools in the long-term preservation of heathlands. Grazing may prevent shrub and tree encroachment, and has the potential to compensate for considerable amounts of atmospheric nutrient loads. However, flock management and stocking rates clearly affect the quantities of nutrients removed by grazing. N output is highest under high stocking rates (e.g. >1.1 sheep ha⁻¹) combined with a flock management as described for the Lueneburg Heath. In contrast, P budgets of heaths are lesser affected under lower stocking rates and a 24 h-stay of sheep in the heath, since P recycling due to excrement inputs is maximized (in our 24 h-scenario about 35%). In order to counteract an aggravation of P deficiency in the long term, grazing may be combined with management measures that affect P budgets to a lesser extent. As shown by Niemeyer et al. (2005), prescribed (winter) burning has proved to remove high amounts of N, but hardly affects P stores owing to the deposition of P by ash. From a nutrient perspective, therefore,

grazed areas may be subjected to prescribed burning in due course (e.g. after 5 years of grazing utilization). In this context, further studies are needed which will focus on the impacts of management measures on above-ground biomass nutrient ratios (N/P-ratios in particular) indicating the type of nutrient limitation in heaths. This may be helpful for an assessment of present management prescriptions from a nutrient perspective.

Acknowledgements

This study was supported by the German Federal Ministry for Education and Science, Project No 01LN0006. We acknowledge the support of the Alfred Toepfer Academy for the field experiment and the project coordination and the support of the private nature conservation association "Verein Naturschutzpark" for the field experiment.

References

- Achermann, B. & Bobbink, R. (2003) Empirical critical loads for nitrogen. Proceedings of an Expert Workshop, Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape SAEFL.
- Aerts, R., Boot, R.G.A. & van der Aart, P.J.M. (1991) The relation between aboveground and belowground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia*, **87**, 551-559.
- Aerts, R. (1993) Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands, in: Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 51-84.
- Aerts, R., de Caluwe H. & Beltman, B. (2003) Is the relation between nutrient supply and biodiversity co-determined by the type of nutrient limitation ? *OIKOS*, **101**, 489-498.
- Alonso, I., Hartley, S.E. & Thurlow, M. (2001) Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *Journal of Vegetation Science*, **12**, 249-260.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Grant, S.A., Hutchings, N.J., Milne, J.A. & Sibbald, A.R. (1997a) A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. I. The prediction of vegetation biomass. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 166-185.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Grant, S.A., Hutchings, N.J., Milne, J.A. & Sibbald, A.R. (1997b) A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. II. The prediction of offtake by sheep. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 185-207.

- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F. & Heil, G.W. (1994) *HEATHSOL: A Heathland Competition Modell*. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Report No. 259102009, Bilthoven, NL.
- Barclay-Estrup, P. (1970) The description and interpretation of cyclical processes in a heath community II. Changes in biomass and shoot production during the *Calluna* cycle. *Journal of Ecology*, **58**, 243-249.
- Barrow, N.J. (1987) *Return of nutrients by animals. Ecosystems of the world 178. Managed grasslands*. (eds R.W. Shaydon), pp. 181-186. Elsevier, Amsterdam.
- Bleeker, A., Draijers, G.P.J., Klap, J.M. & van Jaarsveld, J.A. (2000) *Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987-1995 in Germany*. Study on behalf and for the account of the Umweltbundesamt, Berlin (*FE. Nr. 10803081*). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report No. 722108027, Bilthoven, NL.
- Brenner, S. (2001) *Quantifizierung horizontaler Nährstoffbewegungen durch angepasste Weidewirtschaft mit Schafen in Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung floristisch-vegetationskundlicher Analysen*. PhD thesis, Universität Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität, Institut für Tierernährung).
- 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.
- Britton, A.J., Pearce, I.S.K. & Jones, B. (2005) Impacts of grazing on montane heath vegetation in Wales and implications for the restoration of montane areas. *Biological Conservation*, **125**, 515-524.
- Bullock, J. M. & Pakeman, R. J. (1996) Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation*, **79**, 1-13.
- Erismann J.W. & de Vries, W. (2000) Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environmental Review*, **8**, 65-93.
- Gauger, T., Köble, R. & Anshelm, F. (2000) *Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin*. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, Berlin, Germany.
- Gimingham, C.H. (1994) Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. *Phytocoenologia*, **24**, 615-626

- Gimingham, C.H. & Miller, G.R. (1968) *Methods for the measurement of the primary production of dwarf shrub heaths*. Methods for the measurement of the primary production of grassland. IBP Handbook No 6
- Görschen, M. & Müller, K. (1986) *Vergleich der Wirkung von Mahd und Beweidung als Pflegemaßnahme im regenerierenden Hochmoor. Teil II*. Gutachten im Auftrag des schleswig-holsteinischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Germany.
- Grant, S.A., Barthram, G.T., Lamb, W.I.C. & Milne, J.A. (1978) Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. 1. Responses of the sward. *Journal of the British Grassland Society*, **33**, 289-300.
- Grant, S.A., Milne, J.A., Barthram, G.T. & Souter, W.G. (1982) Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. 3. Longer-term responses and sward recovery. *Journal of the British Grassland Society*, **33**, 311-320.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (1983) *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany.
- Güsewell, S. (2004) N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* **164**, 243-266.
- 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.
- 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.
- Hester, A.J. & Baillie, G.J. (1998) Spatial and temporal patterns of heather use by sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 772-784.
- 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., Bakker, S.A. & Blom, M. (1990) Nitrogen, phosphorus and potassium mass balance for two small fens surrounded by pastures. *Journal of Ecology* **78**, 428-442.
- 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.
- Marcos, E., Calvo, L. & Luis-Calabuig, E. (2003) Effects of fertilisation and cutting on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 417-424.

- Milligan, A.L., Putwain, P.D., Cox, E.S., Ghorbani, J., Le Duc, M.G. & Marrs, R.H. (2004) Developing an integrated land management strategy for the restoration of moorland vegetation on *Molinia caerulea*-dominated vegetation for conservation purposes in upland Britain. *Biological Conservation*, **119**, 371-385.
- Milne, J.A., Birch, C.P.D., Hester, A.J., Armstrong, H.M. & Robertson, A. (1998) The impact of vertebrate herbivores on the natural heritage of the Scottish uplands - a review. Scottish Natural Heritage Review No. 95.
- Mockenhaupt, M. & Keienburg, T. (2004) Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. *NNA Berichte*, **17**, 116-122.
- Moss, R., Welch, D. & Rothery, P. (1981) Effects of grazing by mountain hares and red deer on the production and chemical composition of heather. *Journal of Applied Ecology*, **18**, 487-496.
- Müller-Westermeier, G. (1996) *Klimadaten von Deutschland Zeitraum 1961-1990*. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, Germany.
- 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
- Olde Venterink H, Pieterse N M, Belgers D M, Wassen M J and de Ruiter P C (2002) N, P, and K budgets along nutrient availability and productivity gradients in wetlands. *Ecological Applications* 12, 1010-1026.
- 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. & Ainsworth, N. (1995) Long term effects of enhanced nitrogen deposition on a lowland dry heath in Southern Britain. *Water, Air and Soil Pollution*, **85**, 1701-1706.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Sheppard, L.J. (1998) Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *The New Phytologist*, **138**, 663-674.
- 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? *Scientific World*, **1**, 714-721.

- 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.
- Riehl, G.K. (1992) *Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuschten Magerrasen durch Ziegen- und Schafbeweidung*. PhD thesis, Universität Göttingen.
- Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F. (2002) Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 937-948.
- Rose, R.J., Webb, N.R., Clarke, R.T. & Traynor, C.H. (2000) Changes on the heathlands in Dorset, England, between 1987 and 1996. *Biological Conservation*, **93**, 117-125.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. [Eds.] (2002) *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart, Germany.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T. & Härdtle, W. (2004) Einfluß maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte*, **17** (2), 92-107.
- 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.
- Tessier, J.T. & Raynal, D.J. (2003) Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 523-534.
- Verhoeven, J.T.A., Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996) Nitrogen- or phosphorus limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **11**, 494-497.
- Webb, N.R. (1998) The traditional management of European heathland. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 987-990.
- Woike, M. (1997) *Biotope pflegen mit Schafen*. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. & Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW(LÖBF), Düsseldorf, Germany.
- Wong, M.-K., Gu, W. & Ng, T.-L. (1997) Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. *Analytical Science*, **13**, 97-102.

Impact of high-intensity management measures (sod-cutting, choppering) on nutrient budgets of heathlands

Marion Niemeyer^{a,*}, Thomas Niemeyer^a, Silke Fottner^a, Abdelmenam Mohamed^a and Werner Härdtle^a

^a*Institute of Ecology and Environmental Chemistry, University of Lueneburg, Scharnhorststr. 1, D - 21332 Lueneburg, Germany*

Abstract

Heathlands are endangered by both atmospheric nutrient deposition and natural succession. High-intensity management measures are considered necessary, as low-intensity measures (mowing, prescribed burning) are not able to compensate for atmospheric nutrient loads. Choppering (i.e. the near-complete removal of the O-layer) has several advantages over sod-cutting including less waste material, faster vegetation recovery and lower costs. This raises the question addressed in this study as to the extent to which choppering and sod-cutting affect nutrient budgets in dry heathlands.

We compared the quantities of N, Ca, K, Mg, and P removed by choppering and sod-cutting in the Lueneburg Heath (NW Germany). Nutrient balances were calculated by analysing atmospheric inputs, elevated leaching rates following management, and output due to the removal of above-ground biomass and humus horizons.

Nutrient loss was particularly high when removing O- and A-horizons. In contrast, increased leaching after management was of minor importance for nutrient budgets. Although considerably more nutrients were removed by sod-cutting than by choppering (e.g. N 1712/1008 kg.ha⁻¹), nutrient output by choppering was still sufficient to compensate for 60.7 years of net N-input. Choppering was able to remove more N per volume unit than sod-cutting due to higher N-content in the organic layer than in the A-horizon. For this reason, choppering is more economical than sod-cutting and, thus should be considered the preferable method. In our study, we derived lower N:P ratios in net output than in net input. Thus, P becomes an increasingly (co)-limiting factor for vegetation growth. A combination of high-intensity measures with prescribed burning would appear to be suitable as this would ensure more selective removal of N.

Keywords: atmospheric nutrient deposition, *Calluna vulgaris*, *Deschampsia flexuosa*, leaching, nitrogen, nutrient removal

Introduction

Heathlands have been designated one of the most important cultural landscapes in the category of endangered natural habitat types in Europe (EC Habitats Directive 92/43/EEC; Webb, 1998) and it is against this background that the conservation of heathlands has become a major issue in European nature conservation.

However, not only has the area covered by heathlands decreased throughout Europe in the course of the last few decades but the structural and functional qualities of heathlands have also seen changes (Heil and Aerts, 1993; Marrs, 1993; Rose et al., 2000). The major problems involve the transition from heathlands to grasslands, decreasing biodiversity, the

* Corresponding author. Tel.: +49-4131-677-2857; fax: +49-4131-677-2808.

E-mail addresses: mniemeye@uni-lueneburg.de (M. Niemeyer), thomas.niemeyer@uni-lueneburg.de (T. Niemeyer), fottner@uni-lueneburg.de (S. Fottner), menam@uni-lueneburg.de (A. Mohamed), haerdtle@uni-lueneburg.de (W. Härdtle).

accumulation of soil organic matter, the increase of heather beetle attacks and a reduced resistance to frost and drought (Heil and Diemont, 1983; Power et al., 1998b; Marrs and Le Duc, 2000; Roem and Berendse, 2000). Natural succession resulting from the absence of traditional land use as well as elevated nutrient deposition have been held responsible for these changes (Aerts and Heil, 1993; Bobbink et al., 1998; Webb, 1998; Bakker and Berendse, 1999).

Modern management measures have become increasingly important in the preservation of heathlands. Primarily aiming at the regeneration of dwarf shrubs and the prevention of tree establishment, modern heathland management is now considered an important tool to modify ecosystem impacts caused by atmospheric nutrient deposition (Power et al., 2001; Terry et al., 2004). The necessity for high-intensity management practices is pointed out by several authors in this connection, since low-intensity management such as prescribed winter burning and mowing alone are unable to counterbalance atmospheric nutrient loads on a long-term basis (Power et al., 2001; Barker et al., 2004; Terry et al., 2004; Niemeyer et al., 2005).

Sod-cutting is regarded as highly effective at reducing nutrient stores, and hence is considered the most suitable means of recreating degenerated heaths (Diemont and Linthorst Homan, 1989; Bakker and Berendse, 1999; Britton et al., 2000). This management measure - in some countries also known as sod removal, turf cutting/removal/stripping or plaggen - follows historical models from the 18th/19th century. In the past this was, and indeed still is today, most common in the Netherlands and Germany. In the course of this measure, the complete above-ground biomass, the O-layer and part of the A-horizon are removed. Traditionally, sods were cut by hand, spread out in barns where they became mixed with the faeces of the sheep, and were finally used to fertilise the arable fields on nutrient-poor sandy soils (Gimingham, 1994; Webb, 1998). Nowadays, this work is performed in most regions by specially developed sod-cutting machines. However, sod-cutting produces high costs and a large amount of waste material, dependent on the cutting depth.

It was for this reason that an alternative management measure was introduced. So-called "chopping" removes the complete biomass and the largest part of the O-layer, whereas the A-horizon is not affected (Maes et al., 2004). The result is the creation of bare ground, with only a thin layer of organic material (about 0.5 cm) remaining on the surface. In terms of the intensity with which it enables the removal of soil and plant material from heaths, chopping represents a medium between sod-cutting and high-intensity mowing (Power et al., 2001; Terry et al., 2004). Frequently, no clear distinction is made between the terms sod-cutting and chopping. A less intensive sod-cutting procedure (understood here as chopping) was

applied for the first time in the Netherlands in the 1980s (Diemont and Linthorst Homan, 1989). Chopping was introduced into our current study area in the middle of the 1990s and has henceforth been successfully applied in regenerating dry heaths. Chopping has several advantages over sod-cutting. Firstly, the machine used in our chopping experiment works faster and is smaller than the one used for sod-cutting. Hence, there is less mechanical impact. Secondly, smaller amounts of waste material are produced which, since the material is organic, can be composted (Koopmann and Mertens, 2004). Thirdly, vegetation regenerates faster after chopping than after sod-cutting (Sieber et al., 2004), an aspect which was viewed in a positive light by visitors to the area (Müller, 2004). And finally, costs of chopping amount to barely half those of sod-cutting (Müller, 2004).

There is as yet scant information on the extent to which nutrient budgets are affected by chopping and sod-cutting in relation to current atmospheric nutrient deposition. In particular, little is known about the effect of these management measures on leaching rates. Hence, in order to further understanding of nutrient input and output resulting from mechanical high-intensity management in dry lowland heaths, we addressed the following research questions in our study: i) What is the nutrient input from atmospheric deposition in the study area and what quantities of nutrients can be removed from above-ground biomass and soil by chopping and sod-cutting (N, Ca, K, Mg and P)? ii) What quantity of nutrients can be attributed to leaching rates following the management measures? iii) How long does the effect of nutrient removal last in relation to nutrient atmospheric deposition (nutrient input/output ratios in relation to management measures and atmospheric nutrient loads)?

Materials and methods

Study area

The experiments were carried out in the nature reserve Lueneburg Heath, Lower Saxony, NW Germany (53°15' N, 9°58' E, 105 m a.s.l.), where the largest complex of heathlands in NW Germany (about 5000 ha) is located. Pleistocene sandy deposits and nutrient-poor podzols or podzolic soils characterise the study area. In the topsoil $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ values range between 3.3 - 3.5. The climate is of a humid suboceanic type with mean annual precipitation of 811 mm and a mean annual temperature of 8.4 °C (Müller-Westermeier, 1996). The study area was chosen to represent both the typical structure and edaphic conditions of dry lowland heaths in NW Germany.

Sample plots and management procedures

Within a heathland area of 100 ha in size a total of 18 plots were randomly selected; 9 of these served for the chopping and 9 for the sod-cutting experiment. Of the 9 chopping

plots 5 were 20 x 20 m² in size (treatment plots), and 4 were 20 x 40 m² in size; the same applies to the sod-cutting plots. The larger plots were each divided into a treatment plot (20 x 20 m²) and a control plot (20 x 20 m²). On all treatment plots (9 + 9) the nutrient stores in above-ground biomass and soil were analysed, whereas on the paired treatment/control plots (4 + 4) the leaching experiment was also carried out (i.e. 9 replicates for biomass and soil analyses, 4 replicates for leaching analyses).

The sites selected for sod-cutting and choppering were dry heathlands with *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. and *Molinia caerulea* (L.) Moench (referred to as *Calluna*, *Deschampsia* and *Molinia*) as prevailing species (see Table 1). Sample plots were comparable as regards their stands, vegetation structure and age of *Calluna* (10-12 years). All sample plots had been unmanaged during the past decade.

Choppering (referred to as “ch”) and sod-cutting (referred to as “sc”) were carried out in winter 2001/2002. Choppering created bare ground by removal of the above-ground biomass and most parts of the O-layer with only a thin layer of organic material remaining on the surface (Table 2). A machine equipped with sledges was used in the choppering process. Sod-cutting created bare ground by removal of the above-ground biomass, O-layer and parts of the A-horizon (Table 2). After the management measures mineral soil formed the surface of the site.

Table 1

Mean cover of prevailing plant species in the choppered (ch) and sod-cut (sc) plots before management measures were carried out ($n = 9$ (ch) and $n = 9$ (sc)).

Prevailing species		ch	sc
		Mean cover (%)	Mean cover (%)
Dwarf shrubs	<i>Calluna vulgaris</i>	40	38
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	66	26
Graminoids	<i>Molinia caerulea</i>	< 1	36
	Graminoids (total)	66	62
	<i>Hypnum cupressiforme</i>	30	49
Cryptogams	<i>Dicranum scoparium</i>	23	6
	Cryptogams (total)	53	55

Atmospheric nutrient deposition

Nutrient input from atmospheric deposition was determined using 12 bulk deposition samplers (type Münden 200, Inst. of Forest Hydrology, Han. Münden, Germany). Samplers were installed 100 cm above ground in the close vicinity of the treatment plots. Samples were collected biweekly for a period of one year (from winter 2001/2002 to winter 2002/2003) starting immediately after the management measures had taken place.

Concentrations of Ca, K, Mg, and P were determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES, Optima 3300 RL, Perkin Elmer, Burladingen, Germany). In order to analyse total N-concentrations, we dissolved samples using $K_2S_2O_8$ -NaOH solution according to the Koroleff-method (Grasshoff et al., 1983). Subsequently, samples were subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS, MLS-GmbH, Leutkirch, Germany). Total N was analysed by means of an ion chromatograph (IC-DX 120, Dionex, Idstein, Germany).

In a six years lasting experiment, Gauger et al. (2000) compared bulk and total (i.e. wet and dry) deposition data. The authors found that bulk deposition samplers underestimate total N-, Ca-, K-, and Mg-deposition by about 23.2%, 35.3%, 25.0% and 35.7%, respectively. In order to calculate total deposition input, our bulk deposition data were corrected by the factors 1.30 (N), 1.54 (Ca), 1.33 (K), and 1.55 (Mg) (according to Bleeker et al., 2000; Gauger et al., 2000).

Nutrient stores in above-ground biomass and soil

Above-ground biomass: Above-ground plant material was harvested from randomly selected 1 m² patches in each treatment plot. Harvested plant material was separated into three groups: dwarf shrubs, graminoids and cryptogams.

Dried material (105 °C) was weighed for each group, cut up with a cutting mill (SM 100 S, Retsch, Haan, Germany) and subsequently ground with an agate ball mill (Pulverisette 7, Fritsch, Idar-Oberstein, Germany). After the chopping and sod-cutting experiment no above-ground biomass was left.

Organic layer: In all treatment plots a grid of 10 x 10 m² with intersection points spaced 2 m apart was installed. At each intersection point ($n = 36$) we determined the thickness of the organic layer and sampled 100 cm³ of the O-material. All samples of one treatment plot were thoroughly mixed, so that we obtained 9 mixed samples per management experiment. Samples of the organic layer were treated in the same way as biomass material. After chopping, the thickness of the remaining organic layer was determined using the 36 intersection points of the grid. After sod-cutting no organic material was left.

A-horizon: Samples of the A-horizon were taken and treated according to the procedure described above for the organic layer. After sod-cutting the thickness of the remaining A-horizon was determined using the 36 intersection points of the grid. Chopping did not affect the A-horizon.

Chemical analyses: N- and C-contents of above-ground biomass, organic layer and A-horizon were analysed with a C/N analyser (Vario EL, Elementar, Hanau, Germany). Samples for Ca, K, Mg, and P determination were dissolved in an HNO_3 -HCl- H_2O_2 solution

using microwave digestion (Wong et al., 1997; Lambie and Hill, 1998). Digests were analysed by means of an ICP-OES.

Nutrient loss by leaching (first year after management)

Nutrient loss by leaching was determined by means of lysimeter consisting of intact soil cores (100 cm in length and 10 cm in diameter) and tension controlled porous cup soil water samplers (PE-sinter/0.45 μ nylon-membrane, Umwelt-Geräte-Technik, Müncheberg, Germany). Soil water samplers were installed at depths of 100 cm. The nutrient loss by leaching was determined on 8 treatment plots (4 ch and 4 sc) and the 8 corresponding control plots (total $n = 16$). Samples were taken simultaneously and at the same intervals as deposition samples. Digestion and analysing procedures were the same as for the deposition samples.

Calculating increased leaching rates due to management

After the application of the management measures, it is to be expected that leaching rates increase in the treatment plots compared to the control plots (Berendse, 1990; Bakema et al., 1994). This is due to the removal of the vegetation, which leads to increases in both the amount of percolating soil water (as a consequence of reduced evapotranspiration rates in the treatment plots), and in the quantities of leached nutrients (as a consequence of a missing nutrient uptake by vegetation; Gimingham et al., 1981; Sedláková and Chytrý, 1999). Compared to sites subjected to low-intensity management such as mowing or burning, leaching rates are expected to be higher in sites after high-intensity management like choppering or sod-cutting. This is due to the complete removal of the vegetation and the complete or partial removal of the humus horizons (Gimingham et al., 1981; Sedláková and Chytrý, 1999).

Currently, there is little information explaining how and over how long a time span leaching rates will decrease. In order to calculate elevated leaching rates as a consequence of management measures, we followed the approach used by Niemeyer et al. (2005). This approach assumes a decrease of leaching rates in step with vegetation recovery after management as a result of increasing evapotranspiration and nutrient uptake rates of the regenerating vegetation (Gimingham et al., 1981; Forgeard, 1990; Sedláková and Chytrý, 1999). According to Bobbink et al. (1998) and Diemont and Lindhorst Homan (1989) vegetation recovery in choppered sites will achieve the situation prior to management after about 10 years, whilst in sod-cut sites vegetation recovery will take about 15 years. As above-ground biomass of *Calluna* and organic matter in the O-layer increases almost linearly (Gimingham et al., 1981; Berendse, 1990), we assume in approximation a linear decrease in

leaching rates of 1/10 per year on the choppered plots and of 1/15 per year on the sod-cut plots.

Calculation of Theoretical Effective Periods

In order to provide nutrient balances for the heathland investigated, we calculated the ratio of the net output of nutrients (as a result of the management measures applied) and the annual net input. This ratio provides a term of reference that describes the period of time in which the quantities of nutrients removed due to a particular management measure are equivalent to atmospheric nutrient inputs (cf. Britton et al., 2000; Mitchell et al., 2000; Niemeyer et al., 2005). We call this the “Theoretical effective period (referred to as TEP)”. For the calculation of the TEP we assumed that deposition rates remain unchanged for the subsequent years.

The TEP (unit: years) is calculated for each nutrient element according to the following formula:

$$\text{TEP} = \text{net output (kg.ha}^{-1}\text{)} / \text{annual net input (kg.ha}^{-1}\text{.yr}^{-1}\text{)};$$

where:

net output = nutrients removed by means of ch or sc + increased leaching (in: kg.ha⁻¹); and

annual net input = annual nutrient deposition – annual leaching under the control plots (in: kg.ha⁻¹.yr⁻¹).

In the Results and the Discussion section we focus in particular on the effects of ch and sc on the budgets of N and P, as heathland ecosystems are considered to be limited primarily by these nutrients (Koerselman and Meuleman, 1996; Kirkham, 2001; Tessier and Raynal, 2003).

Statistics

Measurement results from atmospheric deposition, leaching, above-ground biomass and soil were subjected to one-way ANOVA (SPSS 12.0 for Windows). Leaching data were log-transformed and the remaining data arcsin-transformed prior to ANOVA and the calculation of means and SD.

Results

Atmospheric nutrient deposition

There was no significant difference in atmospheric nutrient deposition ($p > 0.05$) between the 12 bulk samplers. Thus, we considered atmospheric nutrient deposition to be equal for all

the experimental plots. Total N-input amounted to $22.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (Figure 1). P-concentrations in the samples were below the analytically detectable threshold value ($0.0326 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and hence, P-input below $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$.

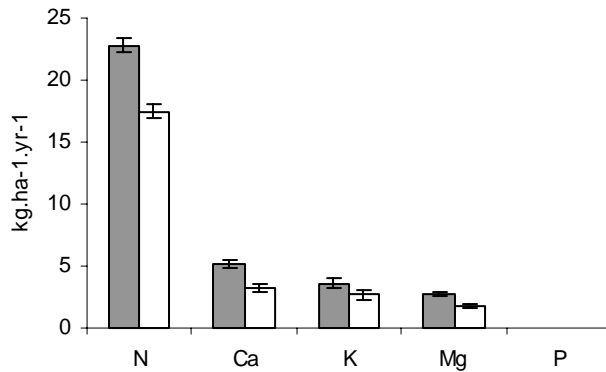


Figure 1

Annual atmospheric nutrient deposition in the study area in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; total deposition: filled columns; bulk deposition: open columns; mean values ($n = 12$) and ± 1 SD; Deposition rates for P were below the analytical detectable threshold value. They thus amount to less than $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$.

Above-ground biomass, O-layer and A-horizon

Above-ground biomass amounted to $10\,750.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in the choppered plots and $9842.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in the sod-cut plots. Dwarf shrubs had the highest share of above ground biomass compared to graminoids and cryptogams (Figure 2).

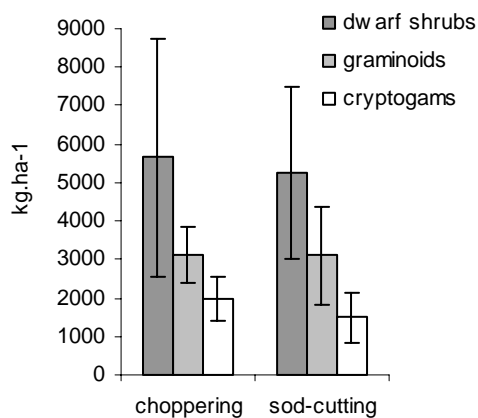


Figure 2

Above-ground biomass of dwarf shrubs, graminoids and cryptogams in the treatment plots before the management measures were carried out (mean values ± 1 SD; $n = 9$).

Nutrient stores in the above-ground biomass were 155.0/107.3 kg.ha⁻¹ for N, and 10.0/6.1 kg.ha⁻¹ for P in the chopped and sod-cut plots, respectively. These stores were completely removed by the management measures (Table 2).

Organic matter in the O-layer amounted to 54.5 t.ha⁻¹, corresponding to 390 m³.ha⁻¹ (ch and sc plots). Chopping removed the O-layer by 87% (thickness before/after: 3.9/0.5 cm; mean values). No O-layer was left after sod-cutting. A-horizon was only affected in the sod-cut plots and removed by 32% (thickness before/after: 9.6/6.5 cm; mean values). The removed A-material amounted to 292.3 t.ha⁻¹, corresponding to 310 m³.ha⁻¹. As expected, nutrient stores in the O- and A-horizons exceeded those in the above-ground biomass. P- and K-stores of the A-horizon distinctly exceeded the stores in the O-layer (Table 2).

Table 2

Nutrient stores in above-ground biomass, organic layer and A-horizon before and after chopping/sod-cutting in kg.ha⁻¹; thickness of organic layer and A-horizon before and after management measure was carried out; mean values ($n = 9$) and ± 1 SD (in brackets); significant differences (before - after) are indicated by an asterisk: * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$.

		ch						sc					
		Thick-ness	N	Ca	K	Mg	P	Thick-ness	N	Ca	K	Mg	P
Above-ground biomass	before	-	155.0 (37.2)	36.7 (12.5)	34.4 (7.8)	11.9 (3.8)	10.0 (2.6)	-	107.3 (29.3)	29.8 (9.0)	26.6 (9.9)	9.1 (2.9)	6.1 (1.9)
	after	-	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	-	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)
Organic layer	before	3.9 (0.5)	941.4 (181.9)	100.6 (42.4)	32.5 (8.2)	25.1 (7.1)	35.8 (7.6)	3.9 (0.5)	960.7 (166.3)	97.6 (23.1)	49.3 (10.4)	26.6 (4.8)	36.1 (7.0)
	after	0.5** (0.2)	108.4** (51.1)	11.6** (6.4)	3.9** (2.3)	3.0** (1.6)	4.2** (2.1)	0.5** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)
A-horizon	before	10.1 (0.5)	1950.5 (460.8)	174.0 (32.2)	277.6 (48.5)	57.9 (10.3)	113.6 (22.3)	9.6 (2.6)	1850.9 (378.6)	201.2 (109.3)	281.3 (105.3)	62.9 (20.6)	92.2 (23.3)
	after			not affected				6.5* (2.2)	1239.9** (377.2)	137.9 (85.8)	192.8 (85.0)	42.9 (17.5)	62.4* (21.2)

Leaching

In the first year after the application of the management measures leaching rates were elevated for all elements compared with the control plots (Figure 3 and 4). They were particularly high during April and September. N-leaching was significantly increased ($p < 0.05$) after both management measures. Additionally, K-leaching after chopping and Mg-leaching after sod-cutting differed significantly from the control plots ($p < 0.05$).

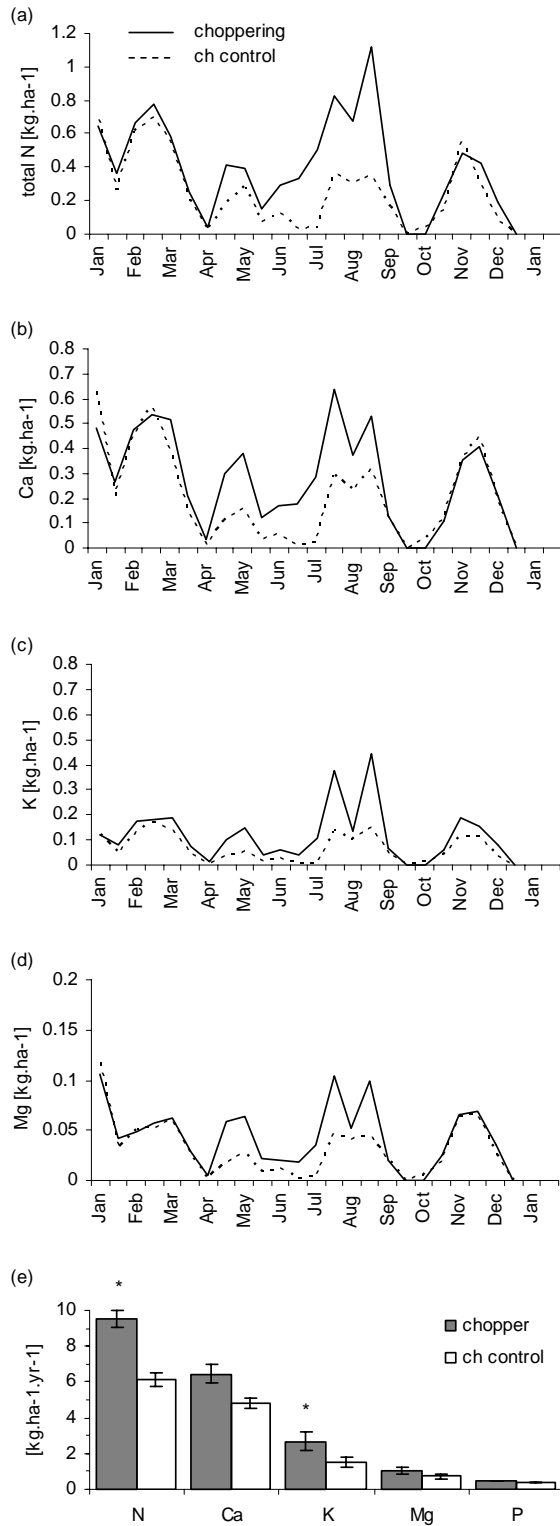


Figure 3 Annual course of leaching of N (a), Ca (b), K (c), and Mg (d) within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (choppered plots: solid line; control plots: thin line); (e): annual quantities of nutrients leached within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (choppered plots: filled columns; control plots: open columns); a-d: mean values ($n = 4$); e: mean values ± 1 SD (n of measurements = 48), significant differences between treatment and control are indicated by an asterisk: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

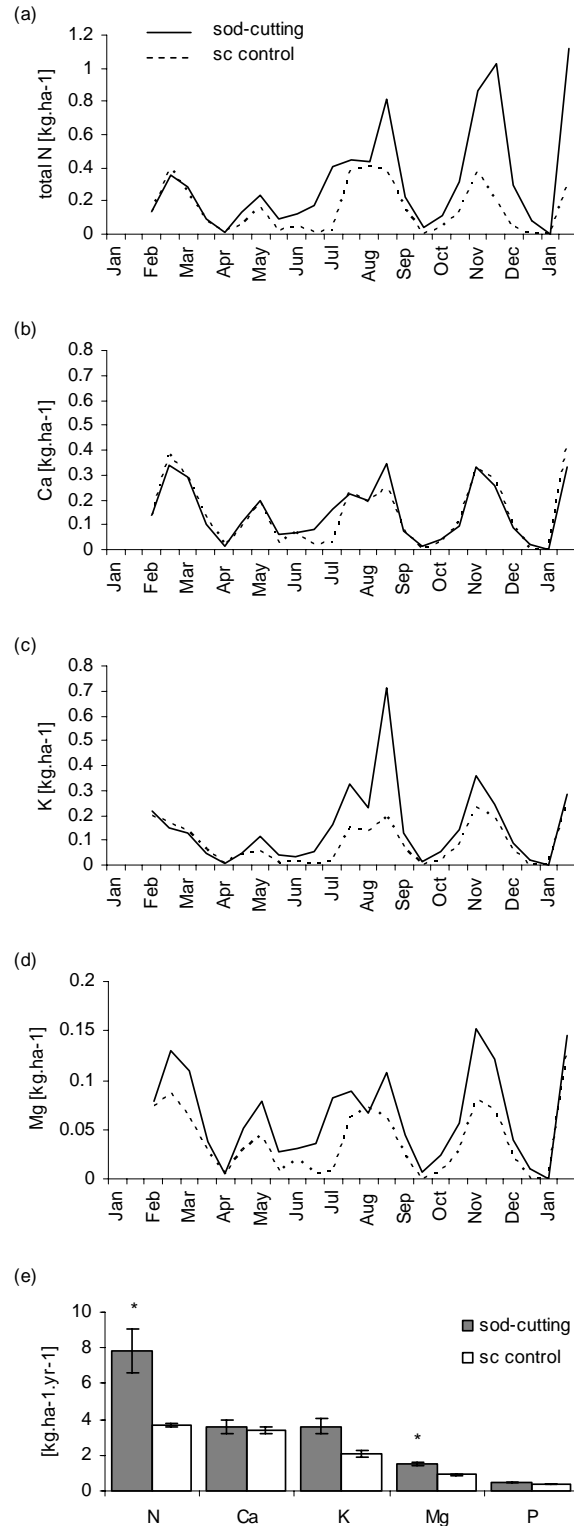


Figure 4 Annual course of leaching of N (a), Ca (b), K (c), and Mg (d) within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (sod-cut plots: solid line; control plots: thin line); (e): annual quantities of nutrients leached within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (sod-cut plots: filled columns; control plots: open columns); a-d: mean values ($n = 4$); e: mean values ± 1 SD (n of measurements = 48), significant differences between treatment and control are indicated by an asterisk: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

Table 3

Summary of the effects of chopping (ch) and sod-cutting (sc) on the nutrient budget of the heathland studied. Nutrient input and output are given in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; mean values (+: $n = 12$; ++: $n = 9$; +++: $n = 4$; SDs were shown in Fig. 2, Fig. 3 and Tab. 2). Theoretical Effective Period (TEP) in years; TEP for P was calculated in approximation for the following scenario: annual atmospheric deposition = $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; annual leaching control/increased leaching = $0 / 0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

	ch					sc				
	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Annual atmospheric deposition ⁺	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5
Annual leaching control ⁺⁺⁺	6.2	4.8	1.5	0.7	< 0.4	3.7	3.4	2.1	0.9	< 0.4
Annual net input	16.6	0.3	2.1	2.1	<0.5	19.1	1.7	1.5	1.9	<0.5
Removal above-ground biomass ⁺⁺	155.0	36.7	34.4	11.9	10.0	107.3	29.8	26.6	9.1	6.1
Removal organic layer ⁺⁺	833.0	89.0	28.6	22.1	31.6	960.7	97.6	49.3	26.6	36.1
Removal A-horizon ⁺⁺	not affected					611.0	63.3	88.5	20.0	29.8
Increased leaching within 10 yrs. (ch) / 15 yrs. (sc) ⁺⁺⁺	19.8	8.8	6.6	1.7	<0.6	32.8	1.6	12.0	4.8	<0.8
Net output	1007.8	134.5	69.6	35.7	<42.2	1711.8	192.3	176.4	60.5	<72.8
Theoretical Effective Period	60.7	448.3	33.1	17.0	>83.2	89.6	113.1	117.6	31.9	>144.0

N-leaching after sod-cutting amounted to $7.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (53% more than in control plots) and after chopping to $9.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (35% more than in control plots). The quantities of leached P were close to the analytically detectable threshold value and thus below $0.5/0.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ for the treatment and control plots, respectively.

Nutrient balances and Theoretical Effective Period (TEP)

Table 3 summarises output-input flows and gives the TEP for a particular element (last row in Table 3). With reference to N, for example, the application of chopping/sod-cutting removed quantities that corresponded to 60.7 and 89.6 years annual net input, respectively.

As P-concentrations fell below the analytically detectable threshold value, the TEP for P was calculated for the following scenario: maximal accumulation of P (assumption: deposition = $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$; leaching control = $0.0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$; increased leaching = $0.0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$). For this scenario the TEP for P was 83.2 years (ch) and 144.0 years (sc).

Discussions and Conclusions

Atmospheric nutrient deposition, nutrient stores, and leaching control plots

Atmospheric nutrient input in the study area was comparable to other regions in NW Germany (Bleeker et al., 2000; Herrmann et al., 2005). It was also in the range reported by studies conducted in the UK (Kirkham, 2001; Power et al., 2001; Schmidt et al., 2004), and was somewhat lower than deposition rates in many regions in the Netherlands (Bakema et al., 1994; Erisman and de Vries, 2000; Schmidt et al., 2004). By contrast, deposition rates reported from Denmark were somewhat lower than in our study area (Hansen and Nielsen, 1998; Schmidt et al., 2004). However, N-deposition in the study area exceeded critical load values for dry heathlands (Achermann and Bobbink, 2003). This emphasises the need for appropriate management prescriptions aiming at the removal of nutrients on a long-term basis.

The amount of above-ground biomass was in the order of that reported by other authors, although it was highly variable within the treatment plots (SD in Figure 2; Matzner and Ulrich, 1980; Engel, 1988; Diemont and Oude Voshaar, 1994). Our values were also in the range given by other authors for mean nutrient contents (N and P) in the prevailing plant species, *Calluna vulgaris*, *Deschampsia flexuosa* and *Molinia caerulea* (Aerts, 1993; Rode and Schmitt, 1995; Alonso et al., 2001; Kirkham, 2001).

The amount of organic matter in the O-layer was in good agreement with results reported by Engel (1988) and Diemont (1994). By contrast, lower humus accumulation (O-layer) is known from the UK (Chapman and Webb, 1978). N-stores in the O-layer and the A-horizon corresponded to findings of Engel (1988). Comparable values for the nutrient content in the O-layer were also found by Rode (1995) and Mitchell et al. (2000), although the latter study focused on successional sites. We conclude that nutrient stores in above-ground biomass and soil were representative for many dry lowland heaths in NW Central Europe.

Some authors suppose that there is little N-leaching in heathlands (Berendse, 1990; Bobbink et al., 1998; Power et al., 1998a; Power et al., 2004). Taking data from Denmark, the UK, the Netherlands and Germany it appears that there is a wide range in the rate of N-leaching in lowland heathlands. Low leaching rates were measured by Herrmann et al. (2005) and Nielsen et al. (2000), whilst highest values were achieved in heathlands studied by Schmidt et al. (2004) and Troelstra et al. (1997). This wide range may be attributed to regional differences in atmospheric loads, soil properties, vegetation cover, and mineralisation rates caused by e.g. climatic influence. Leaching rates in our control plots were in the middle of the range represented by these data.

Nutrient output due to choppering and sod-cutting

The nutrient output resulting from mechanical management is primarily affected by the cutting depth and the nutrient stores in the above-ground biomass and soil. As expected, quantities of nutrients removed were highest in the sod-cut plots (Table 3). However, nutrient stores in the above-ground biomass in the choppered plots (e.g. N: 155.0 kg.ha⁻¹; Table 3) exceeded those in the sod-cut plots (e.g. N: 107.3 kg.ha⁻¹). Two reasons may account for this: Firstly, the amount of above ground biomass was higher in the choppered plots (Figure 2). Secondly, nutrient concentrations in *Deschampsia*, the prevailing graminoid species in the choppered plots, were distinctly higher than in *Molinia*, which was dominant in the sod-cut plots. Nutrient concentrations in plants change in the course of the year and were, at the sampling time (September – October), 2.11% (N) / 0.13% (P) for *Deschampsia* and 0.94% (N) / 0.06% (P) for *Molinia* (Sieber et al., 2004). These values were in agreement with the findings of Aerts (1993).

Compared to the above-ground biomass the removal of the O-layer and the A-horizon caused much higher nutrient losses (Table 3). Nutrient stores in the A-horizon were even higher than those in the O-layer (Table 2). Practical demands on management measures brought up the question as to whether the amount of nutrient removal is related to the volume of O- and A-material. Therefore we compared the volume of O-layer and A-horizon (Results section) to the corresponding nutrient content (Table 2). Our data showed that the O-layer contained more N per volume than the A-horizon, as N is primarily fixed in organic material. Consequently, N-budgets were more affected by the removal of a certain volume of O-layer than by removal of the same quantity of the A-horizon. By contrast, K-content in the A-horizon was distinctly higher than in the O-layer as K occurs (in sandy soils) mostly in silicates (e.g. feldspars). However, it is unlikely that K-removal leads to a deficiency in K for plants, because silicates can be found in similar amounts in all mineral horizons. Hence, the effect of removing greater amounts of K with the A-horizon does not seriously affect the K-supply for plants. However, as costs for management depend on the volume of waste material (Müller, 2004), choppering is more efficient than sod-cutting with respect to N-removal.

Nutrient output due to increased leaching

Nutrient leaching after management was elevated in both the choppered and the sod-cut plots. Significant differences were observed in N- (ch and sc), K- (ch) and Mg-leaching (sc). This may be attributed to increased quantities of percolating soil water due to distinctly reduced evapotranspiration rates as well as to missing nutrient uptake by plants (Gimingham et al., 1981; Sieber et al., 2004; Niemeyer et al., 2005). Additionally, it is likely that

mineralisation rates increase after management (Berendse, 1990; Bakema et al., 1994). Two factors may account for this. Firstly, there are many dead plant roots and a considerable amount of other organic material remaining in the soil, all of which starts to decompose after vegetation has been removed (Berendse, 1990; Mitchell et al., 2000; Dorland et al., 2004). Secondly, elevated soil temperatures, attributed to the removal of shading vegetation, may lead to increased mineralisation rates (Mallik and FitzPatrick, 1996; Anderson and Hetherington, 1999; Schmidt et al., 2002). As a consequence, more nutrients are mobilised and percolate. This interpretation can also be derived from the annual course of leaching rates (Figures 3 and 4). In the months with higher temperatures, i.e. from April to September, distinctly more nutrients percolated into the treatment plots. Furthermore, it is known that after sod-cutting nitrifying activity decreases due to the removal of greater amounts of nitrifying bacteria and reduced soil moisture content. This leads to ammonium enrichment in the topsoil (Dorland et al., 2004). Acidifying effects of NH_4^+ may lead to a replacement of cations at exchange sites in the soil (Brady and Weil, 2002). This process may explain the fact that elevated quantities of K and Mg were leached through the treatment plots, since these ions were replaced by NH_4^+ .

Our calculation of increased leaching rates must be considered an approximation. There are some uncertainties as to how leaching rates develop after the first year post-management. Since vegetation cover has a considerable influence on leaching rates, all irregularities in the process of regeneration (time span, pattern, species composition) may affect the outcome of the calculation. Furthermore, immobilisation of nutrients by microbes or by sorption processes in the soil (Meiwes et al., 1998; Nielsen et al., 2000; Power et al., 2004) may influence the assumed decrease pattern. However, as Table 3 shows, the total nutrient loss due to leaching was always very low compared to the output caused by the removal of above-ground biomass and soil. For example, increased N-leaching amounted to only 2.0% (ch) and 1.9% (sc) of total N-output, respectively. An underestimation of increased N-leaching by 100% would prolong the TEP by 2%, which corresponds to 1.2 (ch) or 1.7 (sc) years, respectively. Thus, we conclude that choppering and sod-cutting caused increased nutrient losses through leaching, but that the overall effect on the nutrient budget of heathlands is of minor importance.

Nutrient balances and Theoretical Effective Period (TEP)

This study presents the clear finding that the effect of sod-cutting on nutrient balances (N, K, Mg, P) is of much longer duration than the effect of choppering. TEP for sod-cutting was prolonged by a range of 48% (N) and 254% (K) of the TEP for choppering (Table 3). The removal of high nutrient stores in the A-horizon by sod-cutting was primarily responsible for

these differences, whilst the effect of higher nutrient leaching after sod-cutting can only explain a negligibly small part. By contrast, it is conspicuous that TEP for Ca after chopping (448 years) was much higher than after sod-cutting. This is explained by the very low net input rates of Ca caused by high Ca-leaching in the control plots ($4.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$); probably due to slightly higher loam contents in the control plots.

Outcomes of TEP are affected by certain other soil chemical processes that have not been quantified in this study, but need to be addressed when interpreting TEP outcomes. One source of uncertainty in our calculation of the TEPs for N are losses caused by denitrification. Such losses would increase the output rates and, thus, the TEP. As denitrification takes place primarily in wet heathlands (Troelstra et al., 1997), the underestimation of the TEP in our study may be comparatively low as regards this process. In addition, interpretation of TEP outcomes must also take into account the fact that small amounts of K, Ca and Mg may be released from soils due to weathering of minerals. (Brady and Weil, 2002). In sandy podzols of the study area the Ca-, Mg-, and K-contents of the C-horizons were below 0.04%, 0.14%, and 0.28%, respectively (own unpublished data). These stores are very low compared with stores in the above-ground biomass and humus horizons. Weathering of minerals may thus have slight effects on the TEP calculated for K, but be negligible for Ca and Mg (as regards podzols). In contrast, TEPs calculated for N and P are not affected by mineral weathering due to the very low N and P content of mineral sandy podzols (for P < 0.01% (own unpublished data); Brady and Weil, 2002).

Almost all nutrient-poor ecosystems show distinct responses to elevated N-loads (Herrmann et al., 2005). In this context, N:P ratios are a helpful tool in predicting ecosystem responses to an increasing N-supply, as they indicate the type of nutrient limitation involved (i.e. N- vs. P-limitation; Güsewell and Koerselman, 2002; Olde Venterink et al., 2003). As high-intensity management measures affected N- and P-budgets to a different degree, nutrient limitation of plant growth in heathlands may be influenced by such measures. In our experiments N:P ratios for net output were lower than those for net input (derived from Table 3). This means that in the course of chopping and sod-cutting relatively more P than N was removed. This is reflected by higher TEPs for P than for N (Table 3). Thus, N:P ratios in the vegetation and in the humus horizons will increase in the long term and P will become an increasingly (co)-limiting factor for vegetation growth (Koerselman and Meuleman, 1996; Kirkham, 2001). Higher availability of N and lower availability of P will favour species that are well adapted to P-limited sites, for example *Molinia*, (Kirkham, 2001). This highly competitive species causes serious problems in heathland conservation (Heil and Bruggink, 1987; Ross et al., 2003; Marrs et al., 2004; Milligan et al., 2004). As a consequence, a reduction of

atmospheric nitrogen loads seems to be indispensable for heathland conservation in the long term.

In summary, we derived the following consequences for conservation management (with regard to N and P):

i) The effect of N and P removal after both ch and sc will be of much longer duration than one life-cycle of *Calluna* and even longer than humus re-accumulation would take (Berendse, 1990). Hence, high-intensity measures should be followed by low-intensity management measures which affect only above-ground biomass, in order to rejuvenate overaged dwarf shrubs, and remove trees and shrubs. Prescribed winter burning in particular seems to be suitable. This management measure not only induces successful vegetative or generative regeneration of *Calluna* (Mallik and Gimingham, 1985; Nilsen et al., 2005), but also prevents an increasing P-shortage, owing to high return rates from ash (Niemeyer et al., 2005). Moreover, a mix of several management measures on a small scale is important in order to preserve spatial and temporal heterogeneity in heathlands (Webb, 1998; Vandvik et al., 2005).

ii) Although the effect of nutrient removal after sod-cutting lasts longer than after choppering, TEP for N and P still amount to more than 60 and 83 years respectively for the choppered plots. Choppering was shown to be able to remove more N per volume unit, due to higher N contents in the organic layer. Hence, amongst other advantages (e.g. faster in application, less waste material, faster vegetation recovery) choppering is more economical than sod-cutting. Consequently, choppering should be viewed as the preferred method as far as nutritional and economical demands are concerned.

Acknowledgements

This research project was supported by the German Federal Ministry of Education and Research, Project No 01LN0006. We acknowledge both the support of the Alfred Toepfer Academy (NNA) for the field experiments and the project coordination. G. von Oheimb is thanked for his critical reading of the manuscript.

References

- Achermann, B., Bobbink, R. (Eds.), 2003. Empirical critical loads for nitrogen, Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL), Berne, Switzerland.
- Aerts, R., 1993. Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands, in: Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 51-84.
- Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), 1993. *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- Alonso, I., Hartley, S.E., Thurlow, M., 2001. Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *J. Veg. Sci.* 12, 249-260.
- Anderson, J.M., Hetherington, S.L., 1999. Temperature, nitrogen availability and mixture effects on the decomposition of heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) and bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) litters. *Funct. Ecol.* 13, 116-124.
- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F., Heil, G.W., 1994. HEATHSOL: a heathland competition model. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Report No. 259102009, Bilthoven, the Netherlands.
- Bakker, J.P., Berendse, F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 14, 63-68.
- 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. *Biol. Conserv.* 120, 41-52.
- Berendse, F., 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *J. Ecol.* 78, 413-427.
- Bleeker, A., Draaijers, G.P.J., Klap, J.M., van Jaarsveld, J.A., 2000. Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Report No. 722108027, Bilthoven, the Netherlands.
- 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 - a review. *J. Ecol.* 86, 717-738.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2002. *The nature and properties of soils*, 13. edn. Prentice Hall, London, UK.
- 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. *Biol. Conserv.* 95, 227-232.
- Chapman, S.B., Webb, N.R., 1978. The Productivity of a *Calluna* Heathland in Southern England. *Ecol. Studies* 27, 247-262.
- Diemont, W.H., 1994. Effects of removal of organic matter on the productivity of Dutch heathlands. *J. Veg. Sci.* 5, 409-414.
- Diemont, W.H., Linthorst Homan, H.D.M., 1989. Re-establishment of dominance by dwarf shrubs on grass heaths. *Vegetatio* 85, 13-19.
- Diemont, W.H., Oude Voshaar, J.H., 1994. Effects of climate and management on the productivity of Dutch heathlands. *J. Appl. Ecol.* 31, 709-716.
- Dorland, E., van den Berg, L.J.L., van den Berg, A.J., Vermeer, M., Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant Soil* 265, 267-277.
- Engel, S., 1988. Untersuchungen über schwefel- und stickstoffhaltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. PhD thesis, University of Gießen, Germany.
- Erisman, J.W., de Vries, W., 2000. Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environ. Rev.* 8, 65-93.
- Forgeard, F., 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecol.* 11, 191-213.
- Gauger, T., Köble, R., Anshelm, F., 2000. Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme, Teil I: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. Institut für Navigation der Universität Stuttgart, Bericht No. 29785079, Stuttgart, Germany.
- Gimingham, C.H., 1994. Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. *Phytocoenologia* 24, 615-626.

- Gimingham, C.H., Hobbs, R.J., Mallik, A.U., 1981. Community dynamics in relation to management of heathland vegetation in Scotland. *Vegetatio* 46, 149-155.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M., Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany.
- Güsewell, S., Koerselman, W., 2002. Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspect. Plant Evol. Syst.* 5, 37-61.
- Hansen, B., Nielsen, K.E., 1998. Comparison of acidic deposition to semi-natural ecosystems in Denmark - Coastal heath, inland heath and oak wood - Forest decline in West Germany. *Atmos. Environ.* 32, 1075-1086.
- Heil, G.W., Aerts, R., 1993. General introduction, in: Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 1-24.
- Heil, G.W., Bruggink, M., 1987. Competition for nutrients between *Calluna vulgaris* (L.) Hull. and *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Oecologia* 73, 105-107.
- 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 Soil* 273, 129-137.
- Kirkham, F.W., 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. *J. Ecol.* 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. *J. Appl. Ecol.* 33, 1441-1450.
- Koopmann, A., Mertens, D., 2004. Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet "Lüneburger Heide" - Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. *NNA Berichte* 17, 44-61.
- Lamble, K.J., Hill, S.J., 1998. Microwave digestion procedures for environmental matrices. *Analyst* 123, 103R-133R.
- Maes, D., Vanreusel, W., Talloen, W., Van Dyck, H., 2004. Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). *Biol. Conserv.* 120, 233-245.
- Mallik, A.U., FitzPatrick, E.A., 1996. Thin section studies of *Calluna* heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use Manage.* 12, 143-149.
- Mallik, A.U., Gimingham, C.H., 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *J. Ecol.* 73, 633-644.
- Marrs, R.H., 1993. An assessment of change in *Calluna* heathlands in Breckland, eastern England, between 1983 and 1991. *Biol. Conserv.* 65, 133-139.
- Marrs, R.H., Le Duc, M.G., 2000. Factors controlling vegetation change in long-term experiments designed to restore heathland in Breckland, UK. *Appl. Veg. Sci.* 3, 135-146.
- Marrs, R.H., Phillips, J.D.P., Todd, P.A., Ghorbani, J., Le Duc, M.G., 2004. Control of *Molinia caerulea* on upland moors. *J. Appl. Ecol.* 41, 398-411.
- Matzner, E., Ulrich, B., 1980. The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 143, 666-678.
- Meiwes, K.J., Merino, A., Beese, F.O., 1998. Chemical composition of throughfall, soil water, leaves and leaf litter in a beech forest receiving long term application of ammonium sulphate. *Plant Soil* 201, 217-230.
- Milligan, A.L., Putwain, P.D., Cox, E.S., Ghorbani, J., Le Duc, M.G., Marrs, R.H., 2004. Developing an integrated land management strategy for the restoration of moorland vegetation on *Molinia caerulea*-dominated vegetation for conservation purposes in upland Britain. *Biol. Conserv.* 119, 371-385.
- 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. *Biol. Conserv.* 95, 233-246.
- Müller-Westermeier, G., 1996. *Klimadaten von Deutschland, Zeitraum 1961-1990*. Selbstverlag d. Dt. Wetterdienstes, Offenbach, Germany.
- Müller, J., 2004. Cost-benefit ratio and empirical examination of the acceptance of heathland maintenance in the Lueneburg Heath Nature Reserve. *J. Environ. Plan. Manage.* 47, 757-771.
- Nielsen, K.E., Hansen, B., Ladekarl, U.L., Nørnberg, P., 2000. Effects of N-deposition on ion trapping by B-horizons of Danish heathlands. *Plant Soil* 223, 265-276.

- 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. *Appl. Veg. Sci.* 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. *Appl. Veg. Sci.* 8, 57-64.
- Olde Venterink, H., Wassen, M.J., Verkroost, W.M., de Ruiter, P.C., 2003. Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. *Ecol.* 84, 2191-2199.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A., 1998a. Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. *Environ. Pollut.* 102, 27-34.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A., Sheppard, L.J., 1998b. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *New Phytol.* 138, 663-674.
- 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 Soil Poll.* 4, 259-267.
- 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? *Sci. World* 1, 714-721.
- Rode, M.W., 1995. Aboveground nutrient cycling and forest development on poor sandy soil. *Plant Soil* 168-169, 337-343.
- Rode, M.W., Schmitt, U., 1995. Nutrient distribution and enrichment within the above ground biomass of three successional ecosystems. *Aarhus Geosci.* 4, 45-52.
- 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. *Biol. Conserv.* 92, 151-161.
- Rose, R.J., Webb, N.R., Clarke, R.T., Traynor, C.H., 2000. Changes on the heathlands in Dorset, England, between 1987 and 1996. *Biol. Conserv.* 93, 117-125.
- Ross, S., Adamson, H., Moon, A., 2003. Evaluating management techniques for controlling *Molinia caerulea* and enhancing *Calluna vulgaris* in upland wet heathland in northern England, UK. *Agr. Ecosyst. Environ.* 97, 39-49.
- Schmidt, I.K., Jonasson, S., Shaver, G.R., Michelsen, A., Nordin, A., 2002. Mineralization and distribution of nutrients in plants and microbes in four arctic ecosystems: responses to warming. *Plant Soil* 242, 93-106.
- 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 Ecol.* 143, 77-87.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004. Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte* 17, 92-107.
- Terry, A.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., Allchin, E.A., 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *J. Appl. Ecol.* 41, 897-909.
- Tessier, J.T., Raynal, D.J., 2003. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *J. Appl. Ecol.* 40, 523-534.
- 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 Soil* 197, 41-53.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Maren, I.E., Aarrestad, P.A., 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. *J. Appl. Ecol.* 42, 139-149.
- Webb, N.R., 1998. The traditional management of European heathland. *J. Appl. Ecol.* 35, 987-990.
- Wong, M.-K., Gu, W., Ng, T.-L., 1997. Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. *Anal. Sci.* 13, 97-102.