Auswirkungen extensiver und intensiver Pflegeverfahren auf den Nährstoffhaushalt von *Calluna*-Heiden Nordwestdeutschlands

am Beispiel von extensiver Mahd, kontrolliertem Winterbrand, Schoppern und Plaggen

vorgelegt von
Marion Niemeyer

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

Universität Lüneburg
Fachbereich Umweltwissenschaften
Institut für Ökologie und Umweltchemie

Gutachter:
Prof. Dr. Werner Härdtle
Prof. Dr. Thorsten Aßmann

Lüneburg, Dezember 2005

Inhalt

Einleitung.....1

Fragestellungen und Methoden……..……..4

Ergebnisse, Diskussion und Schlussfolgerungen……...8

Literatur……16

I Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden (**Marion Sieber**, Silke Fottner, Thomas Niemeyer und Werner Härdtle; *NNA-Berichte 17(2), 92-107*) ……..…… 21

II Impact 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 *Biological Conservation)* ……..……..... 37

III 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; *Applied Vegetation Science 8, 183-192*) ..……..…….……..……..…….. 56

IV Can management compensate for effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? (Werner Härdtle, **Marion Niemeyer**, Thomas Niemeyer, Thorsten Assmann und Silke Fottner; eingereicht bei *Journal of Applied Ecology*) .....……..…… 66

Publikationen, Lebenslauf, Dank……..... 86

Einleitung

Zwergstrauchheiden prägten lange Zeit die Kulturlandschaft der atlantischen Region Europas. Für ihre Entstehung war eine Landnutzung verantwortlich, die auf einem Nährstofftransfer von den ausgedehnten Heideflächen als Nährstoffquelle zu den hofnahen Gärten und Äckern als Nährstoffsenke basierte. Ganzjährige Weidenutzung, Feuereinsatz, Heidemahd und Plaggen waren im Zusammenwirken mit den edaphischen und klimatischen Bedingungen der Region die bestimmenden Faktoren für Entstehung und Erhalt der Heiden (Webb, 1998; Haaland, 2002; Prüter, 2004).

In den vergangenen Jahrzehnten wurde europaweit ein starker Rückgang dieser zwergstrauchdominierten Offenlandschaften verzeichnet. Neben dem Flächenverlust wurden auch strukturelle und funktionale Veränderungen beobachtet (Heil und Aerts, 1993; Marrs, 1993; Rose et al., 2000). Eine zunehmende Vergrasung (mit *Deschampsia flexuosa* in trockenen Sandheiden bzw. mit *Molinia caerulea* in Feuchtheiden), Artenverarmung, Ansammlung von Rohhumusmatten, verminderte Widerstandskraft der Zwergsträucher gegen Frost und Trockenheit sowie eine Häufung von Kalamitäten, verursacht durch den Heideblattkäfer (*Lochmaea suturalis*), sind in diesem Zusammenhang zu nennen (Heil und Diemont, 1983; Power et al., 1998; Marrs und Le Duc, 2000; Roem und Berendse, 2000). Die Aufgabe traditioneller Nutzungsformen einerseits und hohe atmogene Nährstoffeinträge andererseits werden für diese Veränderungen in Heideökosystemen verantwortlich gemacht. Insbesondere erhöhte N-Einträge trugen zu einer Verschiebung der interspezifischen Konkurrenzverhältnisse bei, so dass z.B. *Calluna vulgaris* vielerorts durch Gräser wie *Deschampsia flexuosa* ersetzt wurde (Aerts und Heil, 1993; Bobbink et al., 1998; Webb, 1998; Bakker und Berendse, 1999).

Sowohl naturschutzrechtliche Vorgaben der Europäischen Union (FFH-Richtlinie EC Habitats Directive 92/43/EEC) als auch nationale Gesetzgebungen (z.B. in der BRD: Schutz historischer Kulturlandschaften und Besonders geschützte Biotoptypen §2 und §30 BNatschG; §2 und §28a NNatG) verfolgen das Ziel, das Verbreitungsareal sowie die Qualität der noch vorhandenen Heidebestände zu sichern. Vor diesem Hintergrund gewinnen Pflegemaßnahmen, die zum langfristigen Erhalt dieser historischen Kulturlandschaften beitragen, immer mehr an Bedeutung. Primär zielten diese darauf, überalterte Zwergsträucher zu verjüngen und die Heiden frei von Gehölzen zu halten. Somit wirkte die Heidepflege der natürlichen Sukzession zum Wald entgegen (Gimingham, 1972; Webb, 1998). Angesichts der Problematik um erhöhte atmogene Nährelementeinträge hat sich das Aufgabenspektrum des modernen Heidemanagements um einen wesentlichen Punkt

erweitert. Durch möglichst effektiven Nährstoffentzug soll der oligotrophe Charakter des Lebensraums Heide erhalten und somit die langfristigen Schutzperspektiven dieser einzigartigen Landschaft verbessert werden (Power et al., 2001; Terry et al., 2004).

Im modernen Heidemanagement kommen Pflegeverfahren zur Anwendung, die ihren Ursprung in traditionellen Nutzungsformen finden. Heute wie damals werden Heidschnucken zur Beweidung, kontrolliertes Brennen sowie Mahd und Plaggen eingesetzt (Webb, 1998; Koopmann und Mertens, 2004). Unterschiede zu den historischen Vorbildern bestehen in der Art und Weise der Durchführung. Darüber hinaus wurden in Anpassung an Naturschutzbelange Varianten dieser Verfahren entwickelt, wie beispielsweise das Schoppern oder der kontrollierte Winterbrand. Im Folgenden werden die im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Pflegeverfahren kurz erläutert sowie deren Unterschiede in Bezug auf Eingriffsintensität, Anwendungszyklus und Wirkung auf die Vegetation dargelegt.

- Extensive Mahd

  Entfernen eines großen Teiles (je nach Schnitttiefe) der oberirdischen Biomasse (v.a. Zwergsträucher) mittels Kreiselmäher. Die Schnitttiefe wird u.a. durch das Bodenrelief vorgegeben. Streu und Humuslage bleiben unbeeinträchtigt. Anwendungszyklus ca. 10 Jahre, je nach Regeneration der Vegetation auch häufiger. Bewirkt eine überwiegend vegetative Verjüngung der Zwergsträucher.

- Kontrollierter Winterbrand

  Verbrennen eines großen Teiles der oberirdischen Biomasse. Die Streu bleibt weitestgehend unbeeinträchtigt. Überwiegend Gegenwindfeuer bei Frost, trockener Witterung und geringer Windgeschwindigkeit während des Brennens. Maximaltemperaturen im brennenden Vegetationsbestand bis zu 850°C für 1-2 Minuten (Niemeyer et al., 2004). Keine Erwärmung in der O-Lage. Bewirkt sowohl vegetative als auch generative Verjüngung der Zwergsträucher.

- Schoppern

  Entfernen der oberirdischen Biomasse und des überwiegenden Teiles der O-Lage - es verbleibt eine ca. 0,5 cm dicke Humusdecke – mittels Schlegel oder Fräse. Anwendungszyklus noch unklar, da es sich um ein neues Verfahren handelt (schätzungsweise >15 Jahre). Bewirkt eine überwiegend generative Verjüngung der Zwergsträucher.

- Plaggen

  Entfernen der oberirdischen Biomasse, der O-Lage und einer variablen Menge des A-Horizontes mittels spezieller Plaggmaschinen und parallel fahrender Ladewagen

(ausgestattet mit Fräse, Förderband und Niederdruckbereifung). Anwendungszyklus >25 Jahre. Bewirkt ausschließlich eine generative Verjüngung der Zwergsträucher.

Zahlreiche Arbeiten beschreiben die Wirkung dieser Pflegemaßnahmen auf die Vegetationsentwicklung im allgemeinen und auf einzelne Zielarten im speziellen (Gimingham, 1992; Sansen und Koedam, 1996; Sedláková und Chytrý, 1999; Britton et al., 2000; Ross et al., 2003). Dagegen liegen zur Zeit wenige Informationen vor, die Rückschlüsse auf den Nährstoffentzug der genannten Maßnahmen zulassen. Insbesondere der Nährstoffaustrag nach Pflegemaßnahmen mit dem Sickerwassser ist ein Aspekt, der bislang gänzlich unbearbeitet war. Die Menge an Nährelementen, die dem System durch eine Pflegemaßnahme entzogen werden kann, stellt jedoch einen wichtigen Parameter für die Bewertung ihres Erfolges dar. Solche Informationen sind für den Naturschutz von großem Interesse, da sich der hohe finanzielle Aufwand für die Heidepflege letztlich nur durch einen entsprechenden Erfolg rechtfertigen lässt.

Die vorliegende Arbeit zielt darauf, die genannten Pflegemaßnahmen innerhalb eines modernen, nährstofforientierten Heidemanagements neu zu positionieren und Handlungsempfehlungen für den Naturschutz in Heiden abzuleiten. In diesem Sinne wurden die Wirkungen von Mähen, kontrolliertem Winterbrand, Schoppern und Plaggen auf den Nährstoffhaushalt von trockenen Sandheiden untersucht. Übergeordnete Leitfrage war dabei, inwieweit die jeweils betrachteten Pflegemaßnahmen geeignet sind, den gegenwärtigen atmogenen Nährelementeinträgen entgegenzuwirken. Es wurde die Hypothese aufgestellt, dass extensive Pflegemaßnahmen (Mähen, kontrollierter Winterbrand) allein nicht in der Lage sind, gegenwärtige Nährelementeinträge langfristig zu kompensieren. Eine Anwendung intensiver Maßnahmen wäre damit für den langfristigen Erhalt von Heiden unverzichtbar.

Die vorliegende kumulative Dissertationsschrift beinhaltet vier Beiträge zu diesem Themenkomplex. Die Ergebnisse basieren auf Forschungsarbeiten aus den Jahren 2001 bis 2003, die innerhalb eines vom BMBF geförderten Forschungsprojektes im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide durchgeführt wurden. Zunächst werden Fragestellungen und Methoden der einzelnen Beiträge dargelegt. Es folgen die wichtigsten Ergebnisse, Diskussionspunkte und Schlussfolgerungen zusammengefasst für alle Beiträge.

Fragestellungen und Methoden

Beiträge I und II

I Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden
II Impact of high-intensity management measures (sod-cutting, choppering) on nutrient budgets of heathlands

Die extensive Heidemahd ist das am flächigsten eingesetzte und preisgünstigste maschinelle Pflegeverfahren im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide (Koopmann und Mertens, 2004; Müller, 2004). Heiden werden gemäht, um eine vegetative Verjüngung der Zwergsträucher zu initiieren. Dieses Ziel wird jedoch nur in vitalen Heidebeständen erreicht, die weder stark vergrast noch durch Humus-Akkumulation degeneriert sind (Gimingham, 1992; Power et al., 2001; Koopmann und Mertens, 2004). Der zu erwartende Nährstoffaustrag durch die Mahd ist im Vergleich zu den bodenbearbeitenden Verfahren eher gering, da im Zuge der Mahd zwar die Vegetation weitestgehend entfernt wird, aber Streu und Humushorizonte unbeeinträchtigt bleiben.

Plaggen gilt dagegen als hochwirksam, Nährstoffvorräte zu reduzieren. Daher erachten viele Autoren diese intensive Maßnahme als besonders geeignet, degenerierte Heiden wiederherzustellen (Diemont und Linthorst Homan, 1989; Bakker und Berendse, 1999; Britton et al., 2000). Jedoch fallen im Zuge des Plaggens von Heideflächen große Mengen Abfallmaterial an, die abtransportiert und entsorgt werden müssen. Mit ansteigendem Abfallvolumen wachsen auch die Kosten. Im Untersuchungsgebiet bewegen sich diese zwischen 2800 und 3500 Euro ha^{-1} (Müller und Schaltegger, 2004).

Auf der Suche nach praktikablen Alternativen wurde Mitte der 90er Jahre im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide ein neues Verfahren erprobt, das in den Niederlanden bereits zehn Jahre zuvor eingesetzt wurde. Das sogenannte ‚Schoppern' zeichnet sich im Vergleich zum Plaggen durch eine verringerte Schnitttiefe aus. Dadurch entstehen sowohl weniger Abfallmaterial als auch geringere Kosten. Diese variieren im Untersuchungsgebiet zwischen 1500 und 2000 Euro ha^{-1} (Müller und Schaltegger, 2004). Daneben bietet Schoppern gegenüber dem Plaggen weitere Vorteile: (1) Es ist schneller in der Durchführung, weshalb größere Flächen pro Zeiteinheit bearbeitet werden können. (2) Die eingesetzten Maschinen sind kleiner und verringern daher die mechanische Belastung des Bodens. (3) Die Vegetation regeneriert schneller (Fottner et al., 2004), was von Besuchern positiv bewertet wird (Müller, 2004).

Die Beiträge I und II beleuchten die Auswirkungen dieser maschinellen Pflegeverfahren auf den Nährstoffhaushalt in *Calluna*-Heiden. Während Beitrag I Mähen, Schoppern und Plaggen auf der Grundlage eines ‚Basisdatensatzes' vergleicht, arbeitet Beitrag II speziell die Unterschiede der beiden intensiven, maschinellen Pflegeverfahren unter Einbeziehung weiterer Daten heraus. Leitfrage beider Beiträge war, in welchem Maße die jeweiligen Pflegeverfahren auf den Nährstoffhaushalt von Heiden Einfluss nehmen und was dies für den langfristigen Erhalt von Heiden bedeutet, insbesondere im Hinblick auf gegenwärtige atmogene Einträge. Im Einzelnen wurde folgenden Fragen nachgegangen:

- Wie hoch ist der atmogene Nährelementeintrag im Untersuchungsgebiet?
- Welche Menge an Nährelementen kann im Zuge der jeweiligen Pflegemaßnahme aus den betroffenen Kompartimenten (Biomasse, O-Lage, A-Horizont) entfernt werden?
- Wie wirkt sich die Pflegemaßnahme auf den Austrag von Nährelementen mit dem Sickerwasser aus?
- Können die Pflegemaßnahmen langfristig die gegenwärtigen atmogenen Nährelementeinträge kompensieren?

Das Untersuchungsgebiet befand sich im Norden des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. Die ausgewählten Heideflächen wurden innerhalb der letzten zehn Jahre vor Untersuchungsbeginn weder beweidet und noch anderweitig gepflegt. Analysiert wurden die Nährelemente N, Ca, K, Mg und P, wobei die Diskussion auf die in Heiden limitierenden Elemente N und P fokussiert (Koerselman und Meuleman, 1996; Kirkham, 2001; Tessier und Raynal, 2003).

Die atmogenen Nährelementeinträge wurden mittels bulk-Sammler erfasst, die Sickerwasseraustäge mit Hilfe von Lysimetern und tensionsgesteuerten Saugkerzen. Diese Untersuchungen liefen über den Zeitraum eines Jahres, beginnend mit dem Pflegeeingriff. Die Nährelementausträge durch die jeweilige Maßnahme wurden durch vorher-nachher Beprobungen der Kompartimente oberirdische Biomasse, O-Lage und A-Horizont ermittelt. Nach geeigneten Probenvorbereitungs- und Aufschlussverfahren erfolgte die Elementanalytik unter Einsatz von ICP-OES, Ionenchromatograph und CN-Analyser.

Um ein Maß für die Wirksamkeit von Mähen, Schoppern und Plaggen zu erhalten, wurden die eingetragenen und die Maßnahmen-spezifisch ausgetragenen Nährelemente im Sinne einer Bilanz gegenübergestellt. Zur Berechnung einer theoretischen Wirkungsdauer (Theoretical Effective Period = TEP) diente der Quotient aus den jeweiligen Austrägen und den jährlichen Netto-Einträgen. Die TEP beschreibt somit den Zeitraum, in dem die

entzogene Menge an Nährelementen in Form atmogener Einträge wieder in das System gelangt.

Beitrag III

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

Kontrolliertes Brennen war europaweit neben Schafbeweidung, Mähen und Plaggen ein elementarer Bestandteil der historischen Heidebauernwirtschaft (Webb, 1998; Haaland, 2002). Es diente der Verjüngung der Heideflächen (vegetativ und generativ), um deren Qualität als Schaf- und Bienenweide zu verbessern (Lütkepohl und Kaiser, 1997; Lütkepohl und Stubbe, 1997). Mit Aufgabe der Heidebauernwirtschaft verschwand auch der gezielte Einsatz von Feuer in der Heidepflege. Nach jahrzehntelanger Unterlassung gewann das kontrollierte Brennen als Pflegemaßnahme im Naturschutz wieder an Bedeutung. Seit 1993 findet das kontrollierte Brennen mit Erfolg auch im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide wieder Anwendung (Lütkepohl und Stubbe, 1997). Die positiven Wirkungen des Feuers auf den Erhalt und die Wiederherstellung von Heiden dokumentieren zahlreiche Arbeiten (Mallik und Gimingham, 1985; Forgeard, 1990; Allchin et al., 1996; Valbuena und Trabaud, 2001; Nilsen et al., 2005). Darüber hinaus kann durch das kontrollierte Brennen eine Verbesserung der Habitatqualität diverser gefährdeter Vogelarten verzeichnet werden (Niemeyer, 1997; Goldammer et al., 2004).

Beitrag III befasst sich mit der Frage, ob kontrolliertes Brennen neben seiner ursprünglichen Intension, *Calluna*-Sträucher zu verjüngen, auch dazu in der Lage ist, eine erhebliche Reduktion der Nährelementvorräte zu bewirken, die gegenwärtig notwendig ist, um Heiden langfristig zu erhalten. Der Untersuchung lagen folgende Fragen zugrunde.

- Welchen Einfluss hat das kontrollierte Brennen auf die Nährelementbilanzen von trockenen Sandheiden, insbesondere im Hinblick auf die limitierenden Elemente N und P?
- Welchen Einfluss hat der Vorrat an oberirdischer Biomasse auf die Effektivität der Maßnahme?
- Können in trockenen Sandheiden durch kontrollierten Winterbrand aktuelle, atmogene Nährelementeinträge kompensiert werden?

Im Norden der Lüneburger Heide wurden in zwei Brandexperimenten, in einem 10- und in einem 15-jährigen Heidebestand mit unterschiedlichen Vorräten an oberirdischer Biomasse,

die Nährelementeinträge (atmogener Eintrag, Ascheniederschlag) sowie die Nährelementausträge (oberirdische Biomasse, O-Lage, Sickerwasser) ermittelt. Der Ascheniederschlag wurde durch vorher-nachher Beprobungen der O-Lage ermittelt. Die übrigen Methoden waren identisch mit den in Beitrag I und II beschriebenen. Untersucht wurden die Elemente N, Ca, K, Mg und P, wobei die Diskussion auf die in Heiden limitierenden Elemente N und P fokussiert (Koerselman und Meuleman, 1996; Kirkham, 2001; Tessier und Raynal, 2003).

Um ein Maß für die Wirksamkeit des kontrollierten Brennens zu erhalten, wurde auch hier eine TEP berechnet, indem die eingetragenen Nährelemente (atmogen und durch Ascheniederschlag) den ausgetragenen (verbrannte Biomasse, O-Lage und Sickerwasser) in Beziehung gesetzt wurden. Die TEP beschreibt den Zeitraum, in dem die entzogene Menge an Nährelementen in Form atmogener Einträge wieder in das System gelangt.

Beitrag IV

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

Atmogene Nährelementeinträge führten innerhalb der letzten Jahrzehnte in Heideökosystemen vielerorts zu tief greifenden Veränderungen (Alonso et al., 2001; Power et al., 2001). Insbesondere erhöhte N-Einträge werden dafür verantwortlich gemacht, dass Gräser (wie *Deschampsia flexuosa*) Zwergsträucher (wie *Calluna vulgaris*) verdrängen konnten (Heil und Aerts, 1993; Power et al., 1998). Daher kommt den Pflegemaßnahmen in obligat nährstoffarmen Heideökosystemen heute die wichtige Aufgabe zu, den Auswirkungen atmogener Nährelementeinträge entgegenzuwirken. Sowohl die Wahl des Pflegeverfahrens als auch die Häufigkeit der Anwendung beeinflussen die Wirkung auf die Nährstoffsituation des Systems (Power et al., 2001).

Es stellt sich die Frage, inwieweit die derzeit angewandten Pflegeverfahren in der Lage sind, atmogene Nährelementeinträge zu kompensieren. Kann der durch Nährstoffaustrag geprägte Charakter von Heiden erhalten werden oder unterliegen die Heideökosysteme unter gegenwärtigen Depositionen einem source-sink Funktionswandel? Ein solcher Wandel würde die Artenzusammensetzung nachhaltig verändern und die Möglichkeit der Heideerhaltung grundlegend in Frage stellen. Ziel dieser Untersuchung war eine Bewertung verschiedener, häufig angewandter Pflegeverfahren im Hinblick auf deren Fähigkeit, Nährelemente auszutragen.

Auf der Basis der Datensätze aus den Beiträgen I und III wurden vergleichend die Effekte von zwei extensiven Pflegeverfahren (Mähen und kontrolliertes Brennen) und einem intensiven (Plaggen) auf den Nährstoffhaushalt in *Calluna*-Heiden analysiert. Zu Grunde lag die Hypothese, dass der Nährstoffentzug durch die extensiven Maßnahmen nicht ausreicht, um gegenwärtige, atmosphärische Nährelementeinträge zu kompensieren und folglich diese Maßnahmen mit einer langfristigen Änderung der Nährstoffsituation in Heiden einhergehen. Folgende Fragen wurden formuliert:

- Welche Menge an Nährelementen kann aus den einzelnen Kompartimenten eines Heideökosystems (oberirdische Biomasse, O-Lage, A-Horizont) durch Mähen, kontrolliertes Brennen und Plaggen entzogen werden?
- Welche Effekte hat der Sickerwasseraustrag auf den Nährelementhaushalt und in welchem Maße werden Sickerwasserraten nach den Pflegemaßnahmen ansteigen?
- Wie effektiv sind die Pflegeverfahren im Hinblick auf den Nährstoffentzug unter gegenwärtigen atmogenen Nährstoffeintragsraten?

Lage der Untersuchungsflächen, Methoden der Probennahme und -analyse waren identisch zu den Beiträgen I (Mähen und Plaggen) und III (kontrolliertes Brennen des 15-jährigen Bestandes). Zum Teil wurden weitere Daten in die Auswertung einbezogen und somit der Stichprobenumfang erhöht. Um ein Maß für die Wirksamkeit der untersuchten Pflegeverfahren zu erhalten, wurden auch hier TEPs berechnet (vgl. Beiträge I, II und III).

Ergebnisse, Diskussion und Schlussfolgerungen

Atmogene Deposition

Die atmogenen Einträge betrugen im Untersuchungszeitraum für N 22,8 kg $ha^{-1}a^{-1}$ und für P weniger als 0,5 kg $ha^{-1}a^{-1}$ (Beiträge I-IV). Die erhobenen Daten zeigten eine sehr gute Übereinstimmung zu anderen Untersuchungen aus Deutschland und Großbritannien (Sutton und Fowler, 1995; Bleeker et al., 2000; Gauger et al., 2000; Schmidt et al., 2004; Herrmann et al., 2005). Obwohl aus manchen Regionen der Niederlande höhere und aus Dänemark niedrigere Depositionsraten bekannt sind (Erisman und de Vries, 2000; Nielsen et al., 2000; Schmidt et al., 2004), können die ermittelten Nährelementeinträge als repräsentativ für viele Heidegebiete in Nordwesteuropa betrachtet werden. Jedoch überstiegen die von uns gemessenen N-Einträge die für Heiden ermittelten Critical load-Werte (Achermann und Bobbink, 2003). Daher scheint es für den Erhalt von Heiden unabdingbar, ein Management-

System zu entwickeln, das auf eine erhebliche N-Reduktion zielt, und damit zu einer langfristigen Stabilisierung des N-Haushalts beitragen kann.

Nährelementausträge mit oberirdischer Biomasse und Boden

Die ermittelten Vorräte an oberirdischer Biomasse, O-Lage und A-Horizont sowie die Nährelementgehalte in Vegetation und Boden zeigten eine gute Übereinstimmung mit anderen Arbeiten (Beiträge I-IV; Matzner und Ulrich, 1980; Engel, 1988; Aerts, 1993; Diemont und Oude Voshaar, 1994; Rode, 1995; Rode und Schmitt, 1995; Alonso et al., 2001; Kirkham, 2001).

Die untersuchten Pflegemaßnahmen entfernten mit der oberirdischen Biomasse zwischen 86 und 155 kg ha^{-1} N und zwischen 4 und 10 kg ha^{-1} P. Die niedrigsten Entzüge erzielten die beiden extensiven Maßnahmen, die höchsten die beiden intensiven (Beiträge I, II u. III). Obwohl die Mahd- und Brand-Flächen die größten Biomassenbestände aufwiesen, konnten im Vergleich zu den Schopper- und Plaggflächen weniger Nährelemente mit diesem Kompartiment ausgetragen werden. Grund dafür ist, dass sowohl die Mahd als auch das kontrollierte Brennen nur einen partiellen Biomassenaustrag bewirkten. Die *Calluna vulgaris*-Sträucher wurden zu 63% (Mahd) bzw. 72/84% (kontrolliertes Brennen 15/10-jähriger Bestand) entfernt, wobei die vom Mähwerk nicht erfassten bzw. nicht verbrannten, verholzten Triebe auf der Fläche verblieben. Von den beiden extensiven Verfahren ganz bzw. nahezu unberührt blieben die Gräser und die Moosschicht (Beiträge I und III). Dagegen erzielten die beiden intensiven Verfahren einen vollständigen Austrag der oberirdischen Biomasse (Beiträge I und II).

Die mit Abstand größten Nährelementvorräte befanden sich im Boden, insbesondere in den Humushorizonten. Im Vergleich zur Biomasse war in der O-Lage bis zu 9-mal soviel Stickstoff und bis zu 6-mal soviel Phosphor gebunden. Die extensiven Verfahren beeinträchtigten die Vorräte im Boden nicht bzw. kaum (Beiträge I und III). Schoppern entfernte die O-Lage zu 87% (N: 833 kg ha^{-1}; P: 32 kg ha^{-1}), Plaggen zu 100% (N: 961 kg ha^{-1}; 36 kg ha^{-1}). Insgesamt überstiegen die Vorräte im A-Horizont die der O-Lage. Jedoch wurde beim Plaggen nur ein Drittel des A-Horizontes entfernt, so dass die Nährelementausträge mit dem A-Horizont (N: 611 kg ha^{-1}; P: 30 kg ha^{-1}) im Vergleich zur O-Lage geringer waren. Eine Ausnahme bildete das Element Kalium, das in großen Mengen in mineralischen Bodenbestandteilen (v.a. in Feldspäten; Scheffer und Schachtschabel, 2002) vorkommt. Die Kaliumausträge aus dem A-Horizont überstiegen daher diejenigen der O-Lage um 180% bzw. um 39,2 kg ha^{-1} (Beitrag II).

Die Menge an Nährelementen, die dem System mit den Kompartimenten oberirdische Biomasse und Boden entzogen werden können, hängt also zum einen von den vorhandenen Vorräten und zum anderen von der Eingriffsintensität ab. Bei den mechanischen Pflegeverfahren wird diese durch die Schnitttiefe gesteuert (Beitrag I u. II). Darüber hinaus spielt die Artenzusammensetzung der Bestände und der Zeitpunkt des Eingriffs aufgrund unterschiedlicher Nährelementgehalte in den Pflanzen eine Rolle (Beitrag II; Aerts, 1993). Beim kontrollierten Brennen beeinflussen verschiedene stochastische Größen (Wassergehalt der Vegetation und des Bodens, Windgeschwindigkeit während des Brennens) und das Alter des Bestandes die Intensität des Feuers (Gimingham, 1972; Hobbs und Gimingham, 1984; Power et al., 2001; Niemeyer et al., 2004; Terry et al., 2004). Im 10-jährigen Bestand verlief die Verbrennung vollständiger als im 15-jährigen. Dennoch konnten im letztgenannten aufgrund der größeren Biomassenvorräte mehr N und P ausgetragen werden (Beitrag III).

Ascheeintrag

Infolge des Ascheeintrags waren die Nährelementgehalte im O-Horizont nach dem Brennen z.T. signifikant (Ca, K, Mg) erhöht. Somit konnte bestätigt werden, dass ein großer Teil der durch die Verbrennung freigesetzten Nährstoffe in Form von Ascheniederschlag im System verbleibt (Ca, K, Mg und P), wohingegen N zum überwiegenden Teil gasförmig entweicht (Beitrag III; Allen, 1964; Chapman, 1967; Diemont, 1996; Niemeyer et al., 2004).

Sickerwasseraustrag

Ein Vergleich der ermittelten Sickerwasseraustäge auf den unbehandelten Kontrollflächen mit Daten anderer Untersuchungen aus den Niederlanden, England, Dänemark und Deutschland zeigte, dass sich die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit entsprechend der Depositionsraten in einem mittleren Bereich positionierten (Matzner und Ulrich, 1980; Engel, 1988; Troelstra et al., 1997; Nielsen et al., 2000; Schmidt et al., 2004; Herrmann et al., 2005). Vergleichsdaten für Sickerwasseraustäge unter Heidebeständen, auf denen Pflegemaßnahmen stattgefunden haben, liegen derzeit nicht vor (Beiträge I-III).

Nach allen vier Maßnahmen waren die Nährelementaustäge mit dem Sickerwasser im Vergleich zu den Kontrollflächen erhöht. Signifikant waren die Unterschiede insbesondere für N nach Plaggen, Schoppern und kontrolliertem Brennen und teilweise auch für Ca, K, und Mg (nach allen Maßnahmen; Beiträge I-IV). Dies wird mit einer verminderten bzw. fehlenden Nährstoff-Aufnahme durch die Vegetation sowie durch gesteigerte Mineralisationsprozesse und damit Nährstoff-Freisetzung begründet (Berendse, 1990; Bakema et al., 1994). Zum

einen befindet sich ein Rest organischen Materials auf den Flächen (O-Lage bzw. abgestorbene Wurzeln im Boden), der sich nach den Maßnahmen zu zersetzen beginnt, zum anderen erwärmt sich der Oberboden stärker, nachdem die beschattende Vegetation entfernt wurde. Dadurch wird die mikrobielle Aktivität erhöht (Mallik und FitzPatrick, 1996; Anderson und Hetherington, 1999; Schmidt et al., 2004). Darüber hinaus kommt es auf den gebrannten Flächen durch die mit der Asche auf den Boden gelangten, basisch wirkenden Kationen zu einer vorübergehenden Anhebung des pH-Wertes. Ein zusätzlicher Faktor, der die Mineralisationsprozesse beschleunigt (Beitrag III; Mallik und FitzPatrick, 1996).

Während der auf das kontrollierte Brennen zurückzuführende, erhöhte Sickerwasseraustrag der Elemente Ca, K und Mg einen erheblichen Beitrag zum Gesamtaustrag leistete (33-89%), war dieser nach den maschinellen Verfahren wesentlich geringer (<10%). Daher hatte die Auswaschung dieser basisch wirkenden Kationen einen erheblichen Einfluss auf die jeweilige Theoretische Wirkungsdauer für das kontrollierte Brennen. Für die maschinellen Maßnahmen war dieser Einfluss jedoch eher gering. Dagegen war der Anteil der erhöhten N-Auswaschung am Gesamtaustrag nach dem kontrollierten Brennen von untergeordneter Bedeutung (10-12%). Nach den maschinellen Maßnahmen war dieser noch geringer (2-3%). Daher hatte die erhöhte N-Auswaschung insgesamt nur geringen (kontrolliertes Brennen) bzw. sehr geringen Einfluss (Mähen, Schoppern und Plaggen) auf die TEP für N (Beiträge II-IV).

Theoretische Wirkungsdauern (TEP) und Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt

Mit den beiden extensiven Pflegeverfahren Mähen und kontrolliertes Brennen wurden die geringsten Nährelemententzüge und damit die geringsten TEPs erzielt. Für N war die TEP mit ca. 5 Jahren in etwa gleich, während das Mähen für die übrigen Elemente eine längere TEP bewirkte (Beitrag IV; Tab. 1). Diese Unterschiede lassen sich damit begründen, dass beim kontrollierten Brennen ein großer Teil der Elemente Ca, K, Mg und P in Form von Asche auf den Flächen verblieb (Beitrag III u. IV).

Die geringe Wirkungsdauer für N der beiden extensiven Maßnahmen ist aus naturschutzfachlicher Sicht als problematisch zu bewerten, weil bereits nach 5 Jahren wieder ebensoviel N atmosphärisch in das System gelangt ist, wie durch die Maßnahmen entzogen werden konnte (Beitrag I, III u. IV). Das Mähen und Brennen von Heidebeständen wird aufgrund der Regenerationsdauer der Vegetation üblicherweise in einem 10- bzw. 10-15-jährigen Intervall angewandt (Miller und Miles, 1970; Terry et al., 2004). In Anbetracht der geringen TEP ist unter heutigen atmogenen N-Einträgen mit einer Akkumulation von N im

System zu rechnen. Mähen und kontrolliertes Brennen können daher die atmogenen N-Einträge nur teilweise kompensieren. Somit konnte die eingangs formulierte Hypothese im Hinblick auf N bestätigt werden (Beiträge I, III u. IV).

Tabelle 1: Gesamtausträge und Theoretische Wirkungsdauern (TEP) von Mähen, kontrolliertem Brennen, Schoppern und Plaggen bzgl. der Elemente N, K und P. Da die P-Konzentration in den flüssigen Medien die Bestimmungsgrenze oft unterschritt, wurden minimale und maximale Austräge angegeben. Zur Berechnung der TEP wurde von maximalen Einträgen und minimalen Austrägen und folglich minimaler Wirkungsdauer ausgegangen (Daten auf Grundlage der Beiträge II und IV).

Austrag [kg ha^{-1}] **TEP [a]**	N	K	P
Mähen	99,9 **5,0**	40,2 **36,5**	7,1-8,6 > **14,0**
Kontr. Brennen	105,6 **5,1**	29,1 **14,6**	1,6-3,1 > **3,2**
Schoppern	1007,8 **60,7**	69,6 **33,1**	41,6-42,2 > **83,2**
Plaggen	1711,8 **89,6**	176,4 **117,6**	72,0-72,8 > **144,0**

Die bewirkten Nährelemententzüge der intensiven Maßnahmen überstiegen die der extensiven bei weitem. Erwartungsgemäß erzielte Plaggen für alle Elemente die höchsten Gesamtausträge (Tab. 1). Verantwortlich war in erster Linie der zusätzliche Nährelemententzug mit dem A-Horizont, während auf die erhöhten Sickerwasseraustäge nur ein geringfügiger Teil zurückzuführen war (Beitrag II). Im Vergleich zu den beiden extensiven Maßnahmen konnte durch das Schoppern ein ca. 10-facher und durch das Plaggen ein bis zu 17-facher N-Entzug erzielt werden. Entsprechend erhöhten sich die TEPs auf 61 bzw. 90 Jahre. Für die Elemente K und P stiegen diese sogar auf mehr als ein Jahrhundert nach Plaggen (Beiträge II und IV).

Aufgrund der großen Kalium-Vorräte im A-Horizont waren die K-Entzüge beim Plaggen wesentlich höher als bei den anderen Maßnahmen. Dieser hohe Kalium-Austrag scheint jedoch von geringer ökologischer Bedeutung zu sein, da die Kaliumvorräte in allen Bodentiefen annähernd gleich waren (eigene, unpublizierte Daten). Daher ist nicht damit zu rechnen, dass sich die Kaliumversorgung für Pflanzen nach Plaggen verschlechtert (Beitrag II). Demgegenüber konzentrieren sich die Vorräte an N auf die organischen Bodenbestandteile und damit auf die Humushorizonte (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Ein Entfernen dieses N-Reservoirs hat daher nachhaltige Konsequenzen für das System.

Wie die Ergebnisse zeigen, ist sowohl Schoppern als auch Plaggen sehr gut geeignet, die Nährstoffvorräte des Systems zu dezimieren und insbesondere atmogene N-Einträge

langfristig zu kompensieren. Da jedoch die Akkumulation einer neuen O-Lage (ca. 40 Jahre; Berendse 1990) die Regenerationszeit der Vegetation (10-15 Jahre) und sogar die Lebensdauer der Zwergsträucher (25-30 Jahre) übersteigt (Gimingham, 1972; Diemont und Linthorst Homan, 1989; Bobbink et al., 1998; Terry et al., 2004; Beitrag II), sollten die intensiven Maßnahmen mit extensiven kombiniert werden. Diese greifen nur in die oberirdische Biomasse ein, wodurch eine Verjüngung der Zwergsträucher gefördert und ein Aufkommen von Gehölzen unterbunden wird. Darüber hinaus trägt eine Kombination unterschiedlicher Pflegeverfahren dazu bei, die Arten- und Strukturvielfalt, die aus früheren Nutzungsformen hervorgegangen ist, in zeitlicher wie auch räumlicher Hinsicht zu erhalten (Gimingham, 1972; Webb, 1998; Vandvik et al., 2005).

Bei der Durchführung der intensiven, bodenbearbeitenden Maßnahmen werden die Kosten in Bezug auf das entfernte Bodenvolumen berechnet. Daher stellt sich für die praktischen Belange des Heidemanagements die Frage, ob mit einem bestimmten Bodenvolumen durch Schoppern und Plaggen unterschiedliche Mengen an N entfernt werden können. Setzt man das Volumen der O-Lage bzw. des A-Horizontes in Beziehung zum jeweiligen N-Gehalt, zeigt sich, dass dieser in der O-Lage höher als im A-Horizont ist (Beitrag II). Folglich kann mit dem Entfernen der O-Lage mehr N pro Volumeneinheit entfernt werden als mit dem A-Horizont. Daher ist Schoppern hinsichtlich des N-Austrages unter ökonomischen Gesichtspunkten effizienter als Plaggen. Deshalb sollte dem Schoppern im Hinblick auf nährstoffbezogene und ökonomische Belange gegenüber dem Plaggen der Vorzug gegeben werden. Diese Empfehlung bezieht sich nur auf Heiden, die mit *Deschampsia flexuosa* vergrast sind. Mit *Molinia caerulea* vergraste Heiden zeigen erfahrungsgemäß eine bessere Regeneration nach Plaggen, da die Wurzeln dieser Art tiefer reichen und durch Schoppern nicht ausreichend entfernt werden können, um eine vegetative Regeneration zu verhindern.

Ein entsprechender Vergleich der extensiven Maßnahmen untereinander erwies sich als schwierig, da die entstehenden Kosten insbesondere für das Mähen stark variieren können. Je nach Vermarktbarkeit des Mahdgutes kann der Erlös die Kosten für das Mähen in etwa aufwiegen oder auf bis zu 500 Euro ha^{-1} ansteigen (Koopmann und Mertens, 2004; Müller und Schaltegger, 2004). Ein Vergleich der Effizienz auf der Basis der von Müller und Schaltegger (2004) ermittelten Durchschnittswerte im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide (Mähen: 400 Euro ha^{-1}; Brennen: 355 Euro ha^{-1}) zeigt, dass Brennen hinsichtlich der N-Reduktion kostengünstiger als Mähen ist. Trotz vieler weiterer, positiver Eigenschaften des kontrollierten Brennens (z.B. verbesserte Keimungsbedingungen für *Calluna*, Förderung der Arten- und Strukturvielfalt, Erhalt des Mikroreliefs, Eignung zur Pflege in extremen Lagen;

Gimingham, 1972; Mallik und Gimingham, 1985; Forgeard, 1990; Maltby et al., 1990; Gimingham, 1992; Allchin et al., 1996; Valbuena und Trabaud, 2001) sind dem Einsatz von Feuer in der Heidepflege Grenzen gesetzt. Erfahrungsgemäß lassen im Winterhalbjahr witterungsbedingt nur 3-4 Tage einen Brand zu, womit das kontrollierte Brennen nur in einem begrenzten Flächenumfang realisierbar ist (Koopmann und Mertens, 2004). Kontrolliertes Brennen stellt somit eine sinnvolle Ergänzung zu anderen Maßnahmen dar und trägt zu einer qualitativen Verbesserung von Heiden bei, kann aber Mähen nicht ersetzen.

In Heiden gelten N und P als die limitierenden Nährelemente (Koerselman und Meuleman, 1996; Kirkham, 2001; Tessier und Raynal, 2003). In diesem Zusammenhang sind N/P-Verhältnisse ein hilfreiches Instrument, um Veränderungen in den Vorräten dieser Nährelemente aufzudecken und ein mögliches Verschieben der Limitierung vorhersagbar zu machen. Die untersuchten Pflegemaßnahmen greifen in unterschiedlichem Maße in die N- und P-Reserven des Systems ein (Beiträge II und IV). Ein Vergleich der N/P Verhältnisse des gesamten Austrags jeder Maßnahme ergab deutliche Unterschiede (abzuleiten aus Tab. 1). Beim Mähen war das N/P[1] Verhältnis des Gesamt-Austrages am engsten (12), beim Brennen am weitesten (34). Schoppern und Plaggen hatten in dieser Hinsicht den gleichen Effekt und nahmen die Mittelstellung ein (24).

Je weiter das N/P Verhältnis ist, um so mehr N wird in Relation zu P aus dem System entfernt. Das heißt, dass das kontrollierte Brennen die Maßnahme ist, im Zuge derer am meisten N im Verhältnis zu P ausgetragen werden konnte. Jedoch war das N/P Verhältnis der aktuellen Depositionseinträge noch weiter (46). Folglich ist damit zu rechnen, dass Heideökosysteme, welche Pflegemaßnahmen unterworfen sind, an P verarmen. Unter diesen Umständen werden sich die N/P Verhältnisse in der Vegetation und den Humushorizonten langfristig erweitern und P in gegenwärtig N bzw. N/P-co-limitierten Heiden zu einem zunehmend (co-)limitierenden Faktor werden (Beiträge II und IV; Härdtle et al., 2004). Dadurch würden Arten gefördert, die gut an P-limitierte Standorte angepasst sind, wie z.B. *Molinia caerulea* (Kirkham, 2001). Diese in hohem Maße konkurrenzkräftige Art stellt den Naturschutz in Heiden vielerorts vor große Probleme (Heil und Bruggink, 1987; Ross et al., 2003; Marrs et al., 2004; Milligan et al., 2004). Daher scheint eine Reduzierung atmogener N-Einträge für einen langfristigen Erhalt von Heiden unverzichtbar.

[1] Da die P-Konzentration in den flüssigen Medien die Bestimmungsgrenze oft unterschritt, wurde an dieser Stelle von maximalen Depositions-Einträgen und maximalen Sickerwasser-Austrägen ausgegangen, so dass die genannten N/P Verhältnisse Mindestwerte darstellen.

Schlussfolgerungen

- Extensive Pflegeverfahren (Mähen, kontrollierter Winterbrand) sind im Gegensatz zu intensiven (Schoppern, Plaggen) nicht in der Lage, die gegenwärtigen atmogenen N-Einträge langfristig zu kompensieren.
- Für den langfristigen Erhalt von Heiden sind daher intensive Pflegemaßnahmen unverzichtbar.
- Dem Schoppern sollte in Heiden, die mit *Deschampsia flexuosa* vergrast sind, im Hinblick auf nährstoffbezogene und ökonomische Belange gegenüber dem Plaggen der Vorzug gegeben werden.
- Die Erhöhung der Sickerwasseraustäge nach den Maßnahmen (insbesondere den mechanischen) ist für N in Bezug auf den bewirkten Gesamtaustrag von untergeordneter Bedeutung.
- Intensive Verfahren sollten mit extensiven kombiniert werden, da sich die Regeneration der Humusvorräte über Jahrzehnte erstreckt und zwischenzeitlich eine Verjüngung der Zwergsträucher sowie ein Zurückdrängen von Gehölzen nötig wird. Eine Kombination unterschiedlicher Pflegeverfahren trägt dazu bei, die gewachsene Arten- und Strukturvielfalt zu erhalten.
- Alle Pflegeverfahren wirken sich verändernd auf die N/P Verhältnisse in Heiden aus und führen langfristig zu einer P-Verarmung. Kontrolliertes Brennen geht aufgrund der hohen Ascheeinträge besonders sparsam mit den P-Vorräten des Systems um. Da es zusätzlich ökologische Vorteile bietet, sollte es bevorzugt zum Einsatz gebracht werden.

Literatur

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.

Allchin, E.A., Putwain, P.D., Mortimer, A.M., Webb, N.R., 1996. Burning heathland for management: fire temperatures and vegetative regeneration. Aspects of Applied Biology 44, 407-412.

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

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.

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. Functional Ecology 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 In Ecology & Evolution 14, 63-68.

Berendse, F., 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. Journal of Ecology 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. Journal of Ecology 86, 717-738.

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.

Chapman, S.B., 1967. Nutrient budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. Journal of Ecology 55, 677-689.

Diemont, W.H., 1996. Survival of Dutch Heathlands. IBN Scientific Contributions 1, DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, the Netherlands.

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. Journal of Applied Ecology 31, 709-716.

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 Oecologica 11, 191-213.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004. Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden. NNA-Berichte 17(2), 126-136.

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., 1972. Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London.

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

Goldammer, J.G., Held, A., Nagy, D., 2004. Stand und Perspektiven der Anwendung von kontrolliertem Feuer in Naturschutz und Landschaftspflege in Deutschland. NNA-Berichte 17(2), 13-17.

Haaland, S., 2002. Feuer und Flamme für die Heide - 5000 Jahre Kulturlandschaft in Europa. Hauschild, Bremen.

Härdtle, W., Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Mohamed, A., 2004. Nährelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren - eine integrierende Betrachtung. NNA-Berichte 17(2), 123-125.

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 and Soil 273, 129-137.

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

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

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

Koopmann, A., Mertens, D., 2004. Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet "Lüneburger Heide" - Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. NNA-Berichte 17(2), 44-61.

Lütkepohl, M., Kaiser, T., 1997. Die Heidelandschaft, in: Cordes, H., Kaiser, T., van der Lancken, H., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Eds.), Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte - Ökologie - Naturschutz. Hauschild, Bremen, pp. 87-100.

Lütkepohl, M., Stubbe, A., 1997. Feuergeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des NSG Lüneburger Heide. NNA-Berichte 10(5), 105-114.

Mallik, A.U., FitzPatrick, E.A., 1996. Thin section studies of Calluna heathland soils subject to prescribed burning. Soil Use and Management 12, 143-149.

Mallik, A.U., Gimingham, C.H., 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. Journal of Ecology 73, 633-644.

Maltby, E., Legg, C.J., Proctor, M.C.F., 1990. The ecology of severe moorland fire on the North York Moors: Effects of the 1976 fires, and subsequent surface and vegetation development. Journal of Ecology 78, 490-518.

Marrs, R.H., 1993. An assessment of change in Calluna heathlands in Breckland, eastern England, between 1983 and 1991. Biological Conservation 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. Applied Vegetation Science 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. Journal of Applied Ecology 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.

Miller, G.R., Miles, J., 1970. Regeneration of heather (Calluna vulgaris (L.) Hull) at different ages and seasons in north-east Scotland. Journal of Applied Ecology 7, 51-60.

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.

Müller, J., 2004. Cost-benefit ratio and empirical examination of the acceptance of heathland maintenance in the Lueneburg Heath Nature Reserve. Journal of Environmental Planning and Management 47, 757-771.

Müller, J., Schaltegger, S., 2004. Sozioökonomische Analyse des Heidemanagements in Nordwestdeutschland - Wirtschaftlichkeit, Kosten-Wirksamkeitsverhältnisse und Akzeptanz. NNA Berichte 17/2, 183-197.

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 and Soil 223, 265-276.

Niemeyer, F., 1997. Erfahrungen mit dem Feuereinsatz im Neustädter Moor. NNA Berichte 10/5, 82-86.

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.

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

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? The Scientific World 1, 714-721.

Prüter, J., 2004. Schutz und Erhaltung der Heide - Aktuelle Ansätze aus europäischer Perspektive. NNA-Berichte 17(2), 22-26.

Rode, M.W., 1995. Aboveground nutrient cycling and forest development on poor sandy soil. Plant and 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 Geoscience 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. Biological Conservation 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. Biological Conservation 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. Agriculture, Ecosystems and Environment 97, 39-49.

Sansen, U., Koedam, N., 1996. Use of sod cutting for restoration of wet heathlands: revegetation and establishment of typical species in relation to soil conditions. Journal of Vegetation Science 7(4), 483-486.

Scheffer, F., Schachtschabel, P. (Eds.), 2002. Lehrbuch der Bodenkunde, Enke, Stuttgart, Germany.

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

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

Sutton, M.A., Fowler, D., 1995. Atmospheric deposition of nitrogen compounds to heathlands. Aarhus Geoscience 4, 61-71.

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. 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.

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

Valbuena, L., Trabaud, L., 2001. Contribution of the soil seed bank to post-fire recovery of a heathland. Plant Ecology 152, 175-183.

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. Journal of Applied Ecology 42, 139-149.

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

NNA-Berichte 2/2004

Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden

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

1 Einleitung

Vor dem Hintergrund des Rückgangs und der Degeneration von Heidebeständen innerhalb der letzten Jahrzehnte, verursacht durch erhöhte Nähreleminteinträge und unzureichende Pflege (u. a. *Lindemann* 1993, *Steubing* 1993, *Heil & Diemont* 1983), ist die Frage nach Schutzperspektiven dieser nährstoffarmen Offenlandschaften anthropozoogenen Ursprungs schon lange Gegenstand wissenschaftlichen Interesses. Als konkrete Probleme sind in diesem Zusammenhang u. a. Vergrasung, Vermoosung, Anhäufung von Rohhumusmatten und verstärktes Auftreten von Kalamitäten, verursacht durch den Heideblattkäfer (*Lochmaea suturalis*), zu nennen. Eine Möglichkeit, dieser Entwicklung entgegenzuwirken, ist der Einsatz maschineller Pflegeverfahren (Mähen, Plaggen und Schoppern), wie sie in Anlehnung an tradierte Nutzungsformen entwickelt wurden (*Lütkepohl* 1993, *Lütkepohl & Kaiser* 1997). Diese Maßnahmen werden insbesondere im Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide" dort eingesetzt, wo sich großflächig Heidebestände mit akutem Pflegebedarf befinden. In der Vergangenheit wurden verstärkt die Wirkung der verschiedenen Pflegeverfahren auf die Regeneration von Heidebeständen (u. a. *Britton* et al. 2000, *Gimingham* 1992, *Muhle & Röhrig* 1979), Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Aspekte des Artenschutzes (u. a. *Steubing & Buchwald* 1989) sowie Fragen zum Nährstoffhaushalt von Heiden im Allgemeinen (u. a. *Schlieske* 1992, *Engel* 1988, *Matzner* 1980) untersucht. In Anbetracht steigender Depositionsraten gilt seit geraumer Zeit das Interesse den Folgen einer experimentell erhöhten Nährstoffzufuhr auf das Ökosystem (u. a. *Roem* et al. 2002, *Power* 1998, *Engel* 1988). Über die Wirkung einzelner Pflegeverfahren auf die Nährstoffsituation der Systeme ist nur wenig bekannt. Vor allem die mechanischen Pflegemaßnahmen Mähen, Plaggen und Schoppern sind dabei in der Forschung der letzten Jahre unterrepräsentiert. Diesem, für die landschaftspflegerische Praxis sehr wichtigen Aspekt widmet sich vorliegende Untersuchung.

Es wird der Frage nachgegangen, welchen Einfluss die maschinellen Pflegeverfahren Mähen, Plaggen und Schoppern auf die Dynamik der Nährelemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor von Sandheiden haben. Dabei wurden sowohl die atmosphärischen Einträge genannter Elemente mit der Deposition als auch die Nährelementausträge im Zuge der Pflegemaßnahmen und mit dem Sickerwasser über den Zeitraum eines Jahres quantifiziert. Als Ergebnis liegen Informationen im Sinne von Nährstoffbilanzen vor, welche Antwort auf die Frage geben, ob die mechanischen Pflegemaßnahmen Mähen, Plaggen und Schoppern als Instrumente zur Erhaltung von mageren Sandheiden im Hinblick auf eine Kompensierung von Nähreleminteinträgen geeignet sind. Unter bestimmten Prämissen kann schließlich aus nährstoffdynamischer Sicht eine Prognose darüber abgegeben werden, wie lange die Wirkung der jeweiligen Pflegemaßnahme anhält.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete und Kurzbeschreibung der mechanischen Pflegeverfahren

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im niedersächsischen NSG „Lüneburger Heide" (s. Abb. 1). Im nordöstlichen Teil des Naturschutzgebietes, westlich der Ortschaft Hanstedt, befindet sich auf ca. 105 m ü. NN die ungefähr 100 ha große Heidefläche „Auf dem Töps", in der die Untersuchungsflächen für das Mähen, das Plaggen und das Schoppern sowie deren Referenzflächen gelegen sind. Die einzelnen Flächen sind zwischen 0,2 und 0,4 Hektar groß.

Naturräumlich zählt das Gebiet zur Hohen Heide, die durch die warthestadialen Endmoränenzüge der Saaleeiszeit und ein atlantisch geprägtes Regionalklima gekennzeichnet ist (*Meisel* 1964). Die langfristigen mittleren Jahresniederschläge im etwas weiter südlich gelegenen Sellhorn liegen bei 854 mm (*Hanstein & Wübbenhorst* 2001), die Jahresdurchschnittstemperaturen in den Jahren 1981–1992 bei ca. 8 °C (*von der Lancken* 1997). Bei den sandigen, z. T. im Untergrund etwas anlehmigen Böden des Untersuchungsgebiets handelt es sich um typische Eisen-Humus-Podsole mit der Horizontabfolge O – A(e)h – A(h)e – Bh – B(h)s – C. Die Vegetation der Flächen ist dem *Genisto-Callunetum* zuzuordnen. Wie Jahrringzählungen an stichprobenartig ausgewählten *Calluna*-Pflanzen aller Untersuchungsflächen zeigten, handelte es sich um ca. 10 Jahre alte Individuen. Dabei wurde der mögliche negative Fehler von 2 Jahren berücksichtigt (vgl. *Watt* 1955).

Alle hier betrachteten mechanischen Pflegeverfahren wurden im Winterhalbjahr 2001/2002 im Auftrag des Vereins Naturschutzpark e.V. (VNP) durchgeführt. Beim Mähen wurden alle vom Mähwerk erfassbaren oberirdischen Pflanzenteile abgeschnitten und von der Fläche ent-

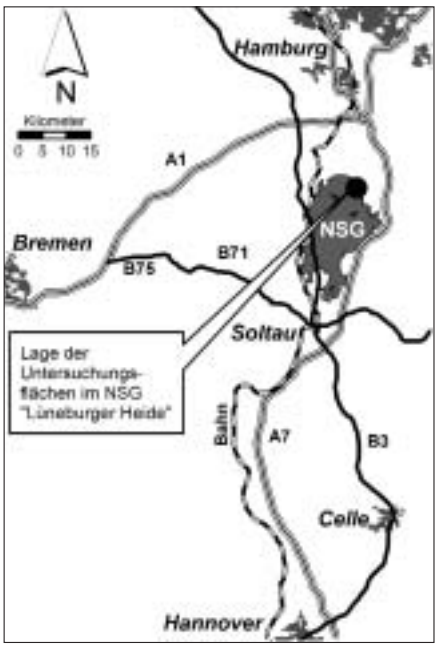


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen im NSG „Lüneburger Heide".

* 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".

fernt. Zum Zeitpunkt der Mahd, Anfang März 2002, befanden sich außer *Calluna vulgaris* (Besenheide) einzelne junge Gehölze und vertrocknete Blütenstände von *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) im Mahdgut, was hier aber vernachlässigt wurde. Die Grasnarbe von *Deschampsia flexuosa* blieb bei dieser Art von Mahd unberührt. Es wird daher vereinfacht davon ausgegangen, dass lediglich Ericaceen entfernt wurden. Nach einer solchen Heidemahd folgt in erster Linie eine vegetative Verjüngung der Bestände. Diese Maßnahme kann auf Grund der geringen Eingriffsintensität als Erhaltungsmaßnahme bezeichnet werden und muss erfahrungsgemäß in regelmäßigen Abständen wiederholt werden. Beim Schoppern und Plaggen spricht man dagegen von Instandsetzungsmaßnahmen. Diese einmalig durchgeführten Eingriffe werfen die Vegetation des Heidesystems auf einen Nullzustand zurück, worauf es ausschließlich mit generativer Verjüngung zu reagieren vermag. Darüber hinaus erfolgt ein massiver Eingriff in die Nährstoffvorräte im Boden. Beim Schoppern wurden dabei neben der gesamten Biomasse auch Teile des O-Horizonts entfernt, während die Schnitttiefe beim Plaggen noch tiefer ansetzte, der O-Horizont komplett und zusätzlich Teile des Ah-Horizontes abgetragen wurden. Nähere Hinweise zu den Verfahren geben *Koopmann & Mertens* (2004).

2.2 Probennahme und Probenvorbereitung

Die Niederschlagsmengen wurden mit Hilfe von Depositionssammlern erfasst, die in Anlehnung an den bulk-Sammler „Münden 200" (*DVWK* 1994a, *Brechtel & Hammes* 1984) angefertigt wurden. Auf jeder Fläche wurde ein Sammler in ca. 1,2 m über der Geländeoberfläche installiert. Die Sammelgefäße wurden halbmonatlich ausgetauscht und daraus die Proben zur Ermittlung des Nährstoffeintrags aus der Atmosphäre entnommen.

Um den Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser zu quantifizieren, wurden auf den Untersuchungsflächen sowohl die Sickerwasserrate als auch die Nährelementkonzentrationen im Sickerwasser ermittelt. Zu ersterem dienten Kleinlysimeter (je eines pro Fläche), bestehend aus einem PVC-Rohr mit einem Innendurchmesser von 10 cm, in dem sich ein Bodenmonolith von 1 m Länge befand. Die Proben zur Ermittlung der Elementkonzentrationen lieferten tensionsgesteuerte Saugkerzen (je vier pro Fläche) mit einem sorptionsfreien Filterkopf aus PE-Sinter mit Nylonmembran (Porenweite 0,45 µm) und einem Acrylglas-Sammelrohr der Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH (UGT). Die Saugkerzen wurden mit dem Saugkopf in 1 m Bodentiefe eingesetzt. Sowohl Lysimeter als auch Saugkerzen wurden halbmonatlich beprobt. Sämtliche Flüssigproben wurden bei < 4 °C gelagert. Da der Gesamtstickstoffgehalt in oxidierter Form ionenchromatographisch gemessen wurde, war ein vorheriger oxidativer Aufschluss sämtlicher Flüssigproben notwendig. Dieser wurde unter Verwendung von Kaliumperoxodisulfat in Anlehnung an die Koroleff-Methode (*Grasshoff* et al. 1983) mit dem Mikrowellengerät MLS-ETHOS der Firma MLS-GmbH durchgeführt.

Die exakte Ermittlung der Vorräte im Sinne einer Inventur ist essenzielle Grundlage zur Ermittlung der Austräge durch die mechanischen Pflegemaßnahmen. Dies betrifft sowohl das Kompartiment Biomasse als auch das Kompartiment Boden. Dabei sind zur Berechnung der Austräge lediglich der O-Horizont bzw. für das Plaggen zusätzlich der Ah-Horizont von Interesse. Um den Nährstoffaustrag über den Biomasseentzug zu erfassen, wurde vor jeder Maßnahme auf je drei Plots von 1 m² Größe die gesamte oberirdische Biomasse abgeerntet (beim Mähen zusätzlich die Reste direkt nach der Mahd). Dabei wurde das geerntete Pflanzenmaterial in die Kompartimente ‚Ericaceen', ‚Poaceen' bzw. ‚Grasartige' und ‚Kryptogamen' aufgetrennt. Das Kompartiment ‚Ericaceen' bestand in erster Linie aus *Calluna vulgaris* und in geringen Anteilen auch aus *Vaccinium myrtillus* (Blaubeere/Heidelbeere). Unter ‚Poaceen' bzw. ‚Grasartige' wurden hier die am häufigsten vorkommenden Süßgraser *Deschampsia flexuosa* und *Molinia caerulea* (Pfeifengras), darüber hinaus aber auch die vereinzelt vorkommende Cyperacee *Carex pilulifera* (Pillensegge) gefasst. Mit dem Kompartiment ‚Kryptogamen' wurden hier alle epigäischen Moose und Flechten inklusive der in ihnen verfangenen Streu beprobt. Der Biomasseentzug auf der Mahdfläche wird definiert als die Differenz der Biomassenanteile vor der Maßnahme und der verbleibenden Biomasse nach der Maßnahme. Das Pflanzenmaterial wurde luftgetrocknet, gewogen, mechanisch in einer Schneidmühle (Standard SM100S der Firma Retsch) vorzerkleinert, auf seinen Gehalt an Restfeuchte untersucht und in einer Kugelmühle mit Achatbecher (Planeten Mikromühle „pulverisette 7" der Firma Fritsch) staubfein gemahlen.

Zur Ermittlung der Rohdichte der einzelnen Bodenhorizonte wurde auf jeder Untersuchungsfläche ein Bodenprofil ergraben, an den Profilwänden Lage und Mächtigkeit der Horizonte aufgenommen und horizontweise volumenbezogene Proben mittels 100 cm³ Stechzylindern entnommen. Um die Anzahl und die flächige Verteilung der Proben, die der Nährstoffanalytik dienten, zu erhöhen, wurden zusätzlich an einem Raster (10 m mal 10 m) ausgerichtete Proben mit einem Probennehmer aus den oberen 30 cm des Bodenkörpers horizontweise genommen. Auch hier wurden Lage und Mächtigkeit der Horizonte notiert. Die Einzelproben gleicher Horizonte wurden zu ein bis drei Mischproben pro Fläche vereinigt. Die Bodenproben wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, gesiebt und ebenso wie die Biomasseproben in der Kugelmühle (Planeten Mikromühle „pulverisette 7" der Firma Fritsch) staubfein gemahlen. Boden- und Biomasseproben wurden vor der Analyse einem Mikrowellen-Druckaufschluss (Gerät: MLS-ETHOS der Firma MLS-GmbH) unter Einsatz von Salpetersäure, Salzsäure und Wasserstoffperoxid unterzogen (Aufschlussmethode in Anlehnung an *Lamble & Hill* 1998).

2.3 Analytik

Die aufgeschlossenen Biomasse- und Bodenproben sowie die Depositions- und Sickerwasserproben wurden mittels eines optischen Emissionsspektrometers (ICP-OES der Firma Perkin Elmer) bezüglich der Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor untersucht. Für die Bestimmung der Stickstoff-Gehalte und der C/N-Verhältnisse von Boden und Biomasse wurden die homogenisierten Proben einem C/N-Analyser (Vario EL der Firma Elementar) zugeführt. Die Stickstoffanalytik der oxidativ aufgeschlossenen Flüssigproben erfolgte an einem Ionenchromatographen (DX 120 der Firma Dionex).

2.4 Auswertungsmethoden

Sämtliche Depositionsdaten, die im Rahmen der Untersuchung der mechanischen Pflegemaßnahmen sowie der Brandversuche (*Niemeyer* et al. 2004) auf der Heidefläche „Auf dem Töps" erhoben wurden, wurden zu fünf Messstationen zusammengefasst und statistisch ausgewertet. Da bulk-Sammler die tatsächliche Niederschlagsmenge unterschätzen – der systematische Fehler liegt zwischen 5,5 und 18 % (*DVWK* 1994b) –, wurde dieser Wert korrigiert. Zur Ermittlung eines Korrekturfaktors diente eine Datenerhebung der Universität Göttingen im nahe gelegenen Bockheber während des gleichen Zeitraums (*Glatzel* 2003). In Anlehnung daran wurde der ermittelte Wert um 12,7 % erhöht, um die Niederschlagsmenge auf Erdbodenniveau zu erhalten. Konstruktionsbedingt sammelt ein bulk-Sammler neben der nassen Deposition auch einen Teil der trockenen. Dieser Anteil wurde nach *Gauger* et al. (2000) abgezogen und die so errechnete „wet-only Deposition" um die trockene Deposition der einzelnen Elemente, wie sie von *Bleeker* et al. (2002) und *Power* (2003; für Gesamtstickstoff) für das Gebiet der Lüneburger Heide ermittelt wurde, ergänzt. Somit liegt für eine Bilanzierung eine Abschätzung der Gesamtdeposition aller untersuchten Nährelemente vor.

Die Berechnung von Mittelwert und Standardabweichung erfolgte für alle Messwerte nach vorangegangener Arcussinus-Transformation. Anschließend wurden die Werte rücktransformiert. Bei kleinen Stichprobenzahlen ($n < 4$) wurde die Streuung als Minimum und Maximum angegeben.

Als Testverfahren wurden der Mann-Whitney-Test (U-Test) für zwei Variablen und für mehrere Variablen der Kruskal-Wallis-Test (H-Test) angewandt. Dazu wurde das Statistikprogramm SPSS in der Version 11.5 für Windows verwendet.

3 Ergebnisse

3.1 Atmogener Eintrag an Nährelementen

Innerhalb des Zeitraums vom 22. November 2001 bis 18. November 2002 wurde mittels der verwendeten bulk-Sammler eine durchschnittliche Niederschlagsmenge von 1.183,3 mm für die Untersuchungsflächen „Auf dem Töps" ermittelt. Nach Korrektur um +12,7 % erhöht sich die Niederschlagsmenge auf 1.333,6 mm auf Erdbodenniveau. Damit erfolgte ein Nährelementeintrag von 17,5 kg/ha Stickstoff, 3,3 kg/ha Calcium, 2,7 kg/ha Kalium und 1,8 kg/ha Magnesium (s. Abb. 2). Für das Element Phosphor können keine exakten Angaben gemacht werden, da sich die Messwerte im Allgemeinen unterhalb einer Bestimmungsgrenze von 0,0326 mg/l befanden. Das bedeutet, dass der P-Eintrag kleiner als 0,5 kg/ha war. Ein Signifikanztest (Kruskal-Wallis-Test) ergab eine mäßig gute Übereinstimmung der fünf Messstationen hinsichtlich der Niederschlagsmenge sowie der Elemente Stickstoff, Kalium und Magnesium (Signifikanzniveau > 0,8), während für Calcium der Wert nur bei 0,6 lag.

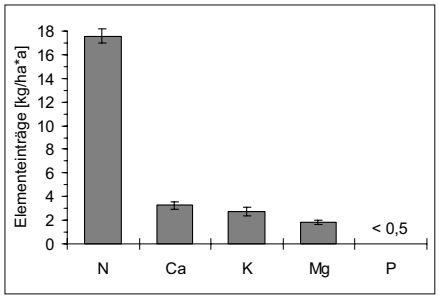


Abb. 2: Atmogene Nährstoffeinträge im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps" in der Zeit vom 22.11.01–18.11.02. Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der einzelnen Jahressummen aufgetragen.

Korrigiert man diese Werte um den Anteil der nicht erfassten trockenen Deposition, erhöhen sich die Gesamteinträge folgendermaßen: Stickstoff 22,8 kg/ha, Calcium 5,1 kg/ha, Kalium 3,6 kg/ha und Magnesium 2,8 kg/ha. Für das Element Phosphor lagen keine Korrekturdaten vor.

3.2 Nährelemente im Sickerwasser

Um die Fragen zu beantworten, ob und wenn ja, warum es nach den maschinellen Pflegeverfahren zu erhöhten Austrägen mit dem Sickerwasser kommt, ist es aufschlussreich, zunächst die Sickerwassermengen und die Nährelementkonzentrationen im Sickerwasser getrennt zu betrachten. Die Sickerwassermengen lagen in der Jahressumme auf allen Maßnahmenflächen höher als diejenigen der Referenzflächen. Jedoch war der Unterschied für keine der Maß-

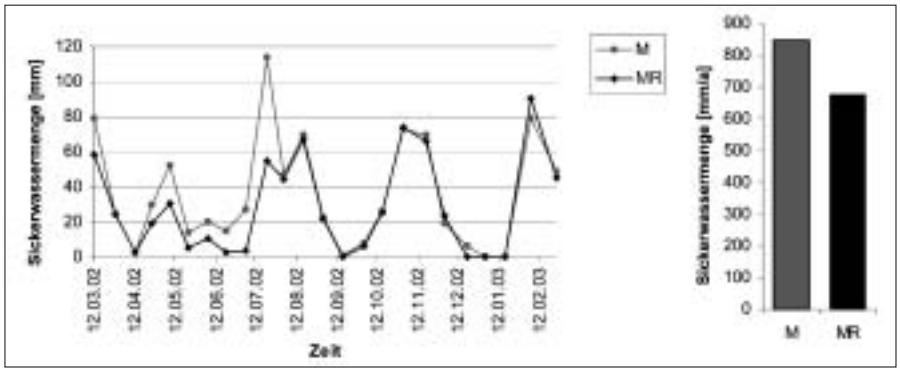


Abb. 3: Sickerwassermengen im Jahresverlauf und in der Jahressumme auf der Mahd- (M) und der Mahdreferenzfläche (MR).

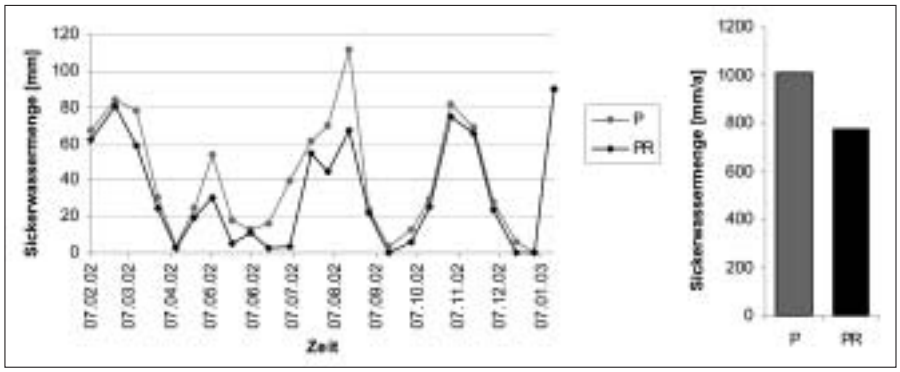


Abb. 4: Sickerwassermengen im Jahresverlauf und in der Jahressumme auf der Plagg- (P) und der Plaggreferenzfläche (PR).

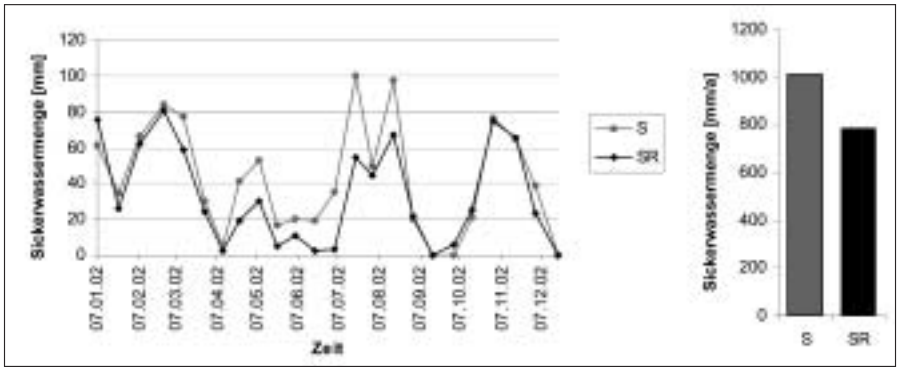


Abb. 5: Sickerwassermengen im Jahresverlauf und in der Jahressumme auf der Schopper- (S) und der Schopperreferenzfläche (SR).

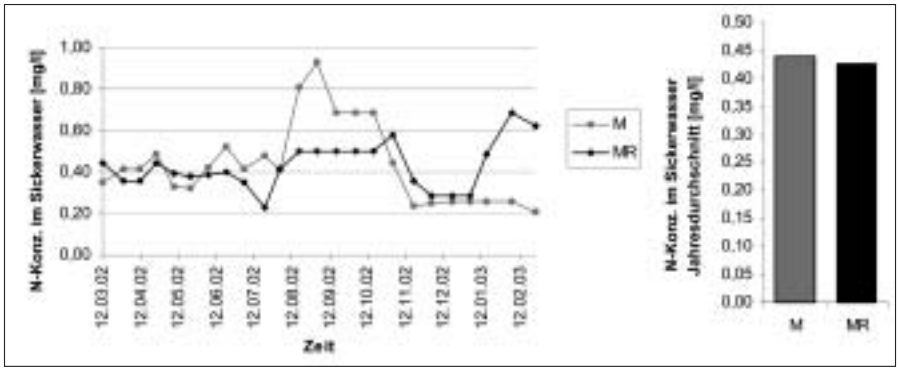


Abb. 6: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Jahresverlauf und im Jahresdurchschnitt auf der Mahd- (M) und der Mahdreferenzfläche (MR) im ersten Jahr nach der Maßnahme.

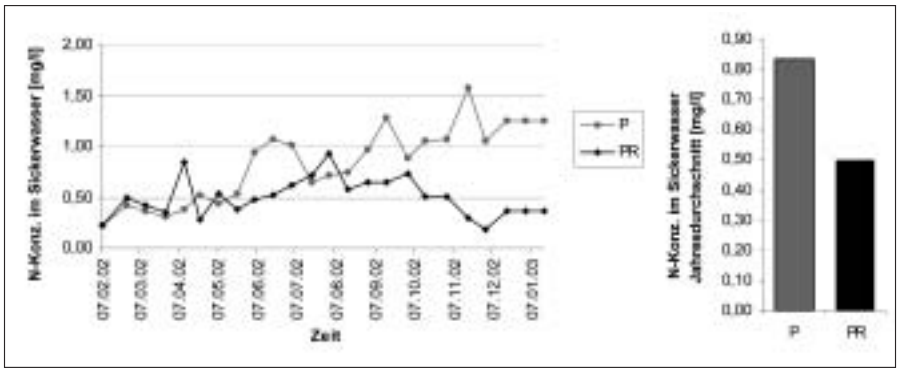


Abb. 7: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Jahresverlauf und im Jahresdurchschnitt auf der Plagg- (P) und der Plaggreferenzfläche (PR) im ersten Jahr nach der Maßnahme.

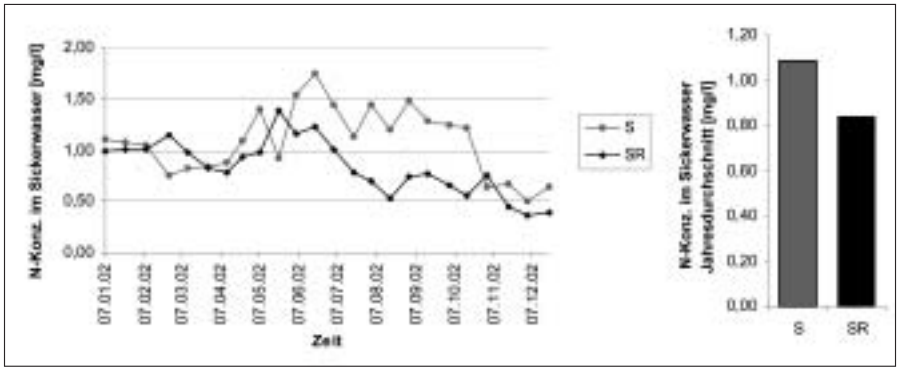


Abb. 8: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Jahresverlauf und im Jahresdurchschnitt auf der Schopper- (S) und der Schopperreferenzfläche (SR) im ersten Jahr nach der Maßnahme.

nahmen signifikant (p zwischen 0,21 und 0,36). Die Abbildungen 3 bis 5 zeigen die Sickerwassermengen im Jahresverlauf und als Jahressumme im ersten Jahr nach der Mahd, dem Plaggen und dem Schoppern auf den Maßnahmen- und den Referenzflächen. Es wird deutlich, dass die größten Differenzen während der Vegetationsperiode bestehen. Auf der gemähten Fläche versickerten mit 848,7 mm rund 74 % der jährlichen Niederschlagsmenge des entsprechenden Zeitraums; auf der dazugehörigen Referenzfläche mit 674,3 mm dagegen nur 59 %. Im ersten Jahr nach dem Plaggen betrug die Sickerwassermenge 1.011,8 mm (entspricht 83 % der Jahresniederschlagsmenge), auf der Plaggreferenzfläche 771,7 mm (64 %). Auf der Schopperfläche lagen die Werte bei 1.009,4 mm (78 % der Jahressniederschlagsmenge), auf der Schopperreferenzfläche bei 783,1 mm (60 %).

Betrachtet man den Jahresverlauf der Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser, so fällt für die Mahdfläche auf, dass es einerseits Phasen gab, in denen die Konzentrationen im Sickerwasser der Mahdfläche höher lagen – insbesondere zwischen Juni und Oktober –, aber auch Phasen, in denen das Gegenteil der Fall war (s. Abb. 6). Es bestehen nur geringfügige, nicht signifikante Unterschiede (p=0,61) im Jahresdurchschnitt (0,44 mg/l Mahdfläche, 0,42 mg/l Mahdreferenzfläche). Für die Elemente Calcium und Magnesium dagegen waren die Konzentrationen auf der gemähten Fläche signifikant höher (p=0,000), nicht aber für Kalium (p=0,17). Für das Element Phosphor wurde auf eine diesbezügliche Auswertung verzichtet, da die Konzentrationen meist unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Für die geschopperte und die geplaggte Fläche zeigt sich ein einheitlicherer Trend. Dort lagen die Konzentrationen der untersuchten Nährelemente alle signifikant (p<0,05; meist weit darunter) über denen der Referenzflächen. Einzige Ausnahme stellte zum einen das Element Magnesium auf der geschopperten Fläche dar, für das zwar erhöhte, aber mit einem p von 0,16 keine signifikanten Unterschiede bestehen, und zum anderen das Element Calcium auf der geplaggten Fläche. Dort lagen die Calciumkonzentrationen im Jahresdurchschnitt niedriger als auf der Referenzfläche. Beim Stickstoff gin-

gen die Werte im Jahresverlauf nach dem Plaggen am weitesten auseinander (s. Abb. 7). Die Jahresdurchschnittswerte lagen bei 0,83 mg/l auf der Plaggfläche und bei 0,50 mg/l auf der Vergleichsfläche. Dieser Unterschied ist auf einem Niveau von 0,001 hoch signifikant. Auch nach dem Schoppern konnten deutlich erhöhte N-Konzentrationen nachgewiesen werden, die sich am Jahresende jedoch wieder der Referenzfläche annäherten (s. Abb. 8). Die Jahresdurchschnittswerte betrugen hier 1,09 mg/l (Schopperfläche) und 0,84 mg/l (Referenzfläche). Das Signifikanzniveau kann hier mit 0,01 angegeben werden.

Aus den Sickerwassermengen und den Elementkonzentrationen wurden

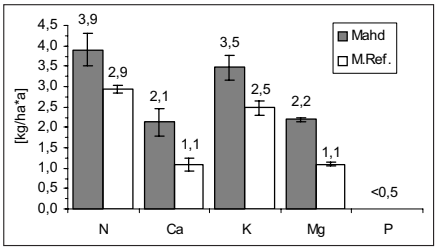


Abb. 9: Sickerwasseraustrag in kg/ha*a mit Standardabweichung auf Mahd- und Mahdreferenzfläche für die Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor im ersten Jahr nach der Maßnahme.

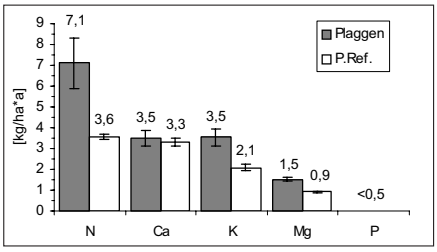


Abb. 10: Sickerwasseraustrag in kg/ha*a mit Standardabweichung auf Plagg- und Plaggreferenzfläche für die Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor im ersten Jahr nach der Maßnahme.

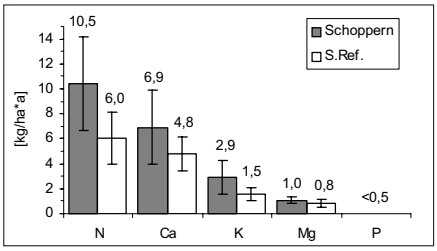


Abb. 11: Sickerwasseraustrag in kg/ha*a mit Standardabweichung auf der Schopper- und Schopperreferenzfläche für die Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor im ersten Jahr nach der Maßnahme.

die Austragsmengen berechnet. Die Abbildungen 9–11 stellen die Sickerwasseraustäge der Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor in kg/ha*a im ersten Jahr nach den Pflegemaßnahmen Mähen, Plaggen und Schoppern dar. Für das Element Phosphor lagen die Werte größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,0326 mg/l und daher unter 0,5 kg/ha. Nach der Mahd wurden Sickerwasseraustäge für das Element Stickstoff von 3,9 kg/ha*a, für Calcium von 2,1 kg/ha*a, für Kalium von 3,5 kg/ha*a und für Magnesium von 2,2 kg/ha*a ermittelt. Es zeigte sich, dass die Austräge auf den Referenzflächen stets niedriger lagen als die auf den Maßnahmenflächen. Auf der Mahdfläche betrug die Differenz für alle Elemente ca. 1 kg/ha*a. Unter der geplaggten Fläche wurde deutlich mehr Stickstoff ausgewaschen. Die Werte lagen hier bei 7,1 kg/ha*a (Stickstoff), 3,5 kg/ha*a (Calcium), 3,5 kg/ha*a (Kalium) und 1,5 kg/ha*a (Magnesium). Auch hier wurde auf der Referenzfläche von allen Elementen weniger ausgetragen als auf der Plaggfläche, jedoch in ungleichem Maße. Für Stickstoff war die Differenz maximal mit 3,5 kg/ha*a und für Calcium minimal mit 0,2 kg/ha*a. Auf der geschopperten Fläche gingen dem System über das Sickerwasser 10,5 kg/ha*a Stickstoff, 6,9 kg/ha*a Calcium, 2,9 kg/ha*a Kalium und 1,0 kg/ha*a Magnesium verloren. Auffällig ist hier die weite Streuung der Werte, die sich in hohen Standardabweichungen ausdrückt. Generell gilt für alle Maßnahmen, dass die Standardabweichungen der Referenzflächen niedriger als die der Maßnahmeflächen lagen.

Signifikant erhöhte Austragsmengen (in kg/ha*a) mit dem Sickerwasser konnten nach der Mahd lediglich für die Elemente Calcium und Magnesium, nach dem Plaggen für Stickstoff und Magnesium und nach dem Schoppern nur für Kalium nach gewiesen werden (Signifikanzniveau $p < 0,05$).

3.3 Nährelemente in der Biomasse

Die Biomasse auf der **Mahdfläche**, wie sie vor der Maßnahme ermittelt wurde, verteilte sich auf Ericaceen mit durchschnittlich 12.957,6 kg/ha, Poaceen mit 726,9 kg/ha und Kryptogamen incl. Streuanteilen mit 5.398,2 kg/ha. Nach der Mahd verblieb ein Rest von 4.842,6 kg/ha an Ericaceen auf der Fläche, so dass sich der Austrag auf 8.115,0 kg/ha belief. Nach einem Jahr wurde ein noch geringerer Wert für die Reste der Ericaceen ermittelt, der bei durchschnittlich 3.000,7 kg/ha lag. Als Austrag durch die Mahd wird hier lediglich die Differenz der Werte vor der Mahd und direkt nach der Mahd angenommen. Die weitere Dezimierung der Ericaceenreste und deren Elementgehalte wird auf systeminterne Umverlagerungen zurückgeführt. Das heißt, dass 62,6 % der Ericaceen-Biomasse bzw. 42,5 % der Gesamtbiomasse mit der Mahd entfernt wurden. Die Elementgehalte für die Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen der Mahdfläche sind in den Abbildungen 12–14 dargestellt. Man beachte bei diesen Darstellungen die logarithmische Skalierung, die ge-

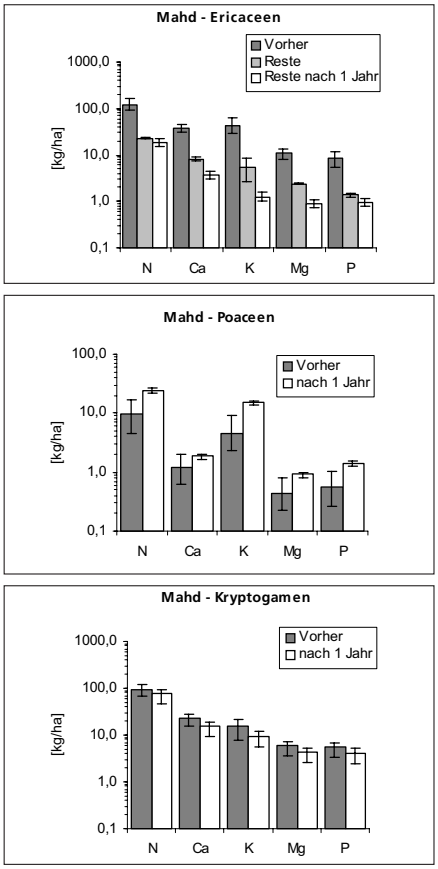


Abb. 12–14: Stickstoff-, Calcium-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte in den Ericaceen (oben), den Poaceen (Mitte) und den Kryptogamen (unten) in kg/ha auf der Mahdfläche vor der Mahd im Herbst 2001 (Vorher), direkt nach der Mahd im März 2002 (Reste) (nur Ericaceen) und nach 1 Jahr im Herbst 2002 (nach 1 Jahr) mit Angabe von Minimal- und Maximalwert.

Tab. 1: Biomasse sowie Vorräte der Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor in kg/ha auf der Mahdfläche vor (vorher), direkt nach (Reste) und 1 Jahr nach der Mahd (nach 1 Jahr).

Mahd	Ericaceen						Poaceen						Kryptogamen					
[kg/ha]	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P
vorher	12.957,6	119,3	37,3	41,6	10,7	8,4	726,9	9,6	1,2	4,6	0,4	0,6	5.398,2	94,9	23,5	15,4	5,9	5,5
Reste	4.842,6	23,0	8,2	5,3	2,4	1,4	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
nach 1 Jahr	3.000,7	18,4	3,6	1,2	0,9	0,9	1.597,1	24,1	1,9	15,2	0,9	1,4	4.467,8	76,6	15,7	9,6	4,3	4,2

wählt wurde, da oft sehr große und sehr kleine Werte in einer Abbildung nebeneinander stehen mussten. Zur besseren Transparenz wurden die Werte der Biomassenmengen und der Elementgehalte vorher, direkt nach der Mahd (nur Ericaceen) und nach 1 Jahr in Tabelle 1 dargestellt.

Die Mahd macht sich mit einem deutlichen Einbruch der Elementvorräte bei den Ericaceen bemerkbar. Die Vorräte reduzierten sich beim Stickstoff von 119,3 auf 23,0 kg/ha, bei Calcium von 37,3 auf 8,2 kg/ha, bei Kalium von 41,6 auf 5,3 kg/ha, bei Magnesium von 10,7 auf 2,4 kg/ha und bei Phosphor von 8,4 auf 1,4 kg/ha (s. Tab. 1). Die vegetative Verjüngung auf der untersuchten Fläche setzte im ersten Jahr nur sehr zögerlich und spärlich ein, so dass auch ein Jahr nach der Mahd kein Zuwachs zu verzeichnen war. Die Poaceen dagegen reagierten mit einer enorm gesteigerten Biomasseproduktion. Ein Jahr nach der Mahd lag der Wert um 870,2 kg/ha über dem des Vorjahrs, was mehr als einer Verdopplung gleichkommt. Dies spiegelt sich in erhöhten Elementgehalten wider. In den Poaceen erhöhten sich die Vorräte beim Stickstoff von 9,6 auf 24,1 kg/ha, bei Calcium von 1,2 auf 1,9 kg/ha, bei Kalium von 4,6 auf 15,2 kg/ha, bei Magnesium von 0,4 auf 0,9 kg/ha und bei Phosphor von 0,6 auf 1,4 kg/ha. Die Biomasse der Kryptogamen dagegen verringerte sich um 930,4 kg/ha, was einer Reduktion um 17,2 % entspricht. Auf die Elementvorräte wirkte sich dies ebenfalls mit einer Verringerung aus. Die Stickstoffwerte gingen von 94,9 auf 76,6 kg/ha zurück, die Calciumwerte von 23,5 auf 15,7 kg/ha, die Kaliumwerte von 15,4 auf 9,6 kg/ha, die Magnesiumwerte von 5,9 auf 4,3 kg/ha und die Phosphorwerte von 5,5 auf 4,2 kg/ha.

Nach der **Plaggmaßnahme** verblieb keinerlei Restvegetation auf der Fläche. Der Austrag ist daher dem Bestand vor der Maßnahme gleichzusetzen. Insgesamt befanden sich 6.585,9 kg/ha Ericaceen, 2.688,0 kg/ha Poaceen – hier in erster Linie *Molinia caerulea* – und 1.601,8 kg/ha Kryptogamen auf der untersuchten Plaggfläche. Die Elementgehalte für die Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen der Plaggfläche sind in den Abbildungen 15–17 dargestellt. Man beachte auch hier die logarithmische Skalierung. Die einzelnen Werte sowie die Biomassemengen sind der Tabelle 2 zu entnehmen. Durch das vollständige Entfernen der oberirdischen Biomasse im Zuge des Plaggens wurden dem System 123,4 kg/ha Stickstoff entzogen, wovon mehr als die Hälfte (74,2 kg/ha Stickstoff) in den Ericaceen gebunden war. Der Gesamtaustrag an Calcium betrug 35,4 kg/ha, der für Kalium 36,0 kg/ha. Neben den Ericaceen mit einem Gehalt von 18,4 kg/ha Kalium trugen dazu auch die Poaceen mit 12,4 kg/ha in erheblichem Ausmaß bei. An Magnesium verließen das System mit der Biomasse 11,0 kg/ha und an Phosphor 7,5 kg/ha (s. Tab. 2).

Die Beerntung der generativen Verjüngung im Herbst 2002 ergab eine

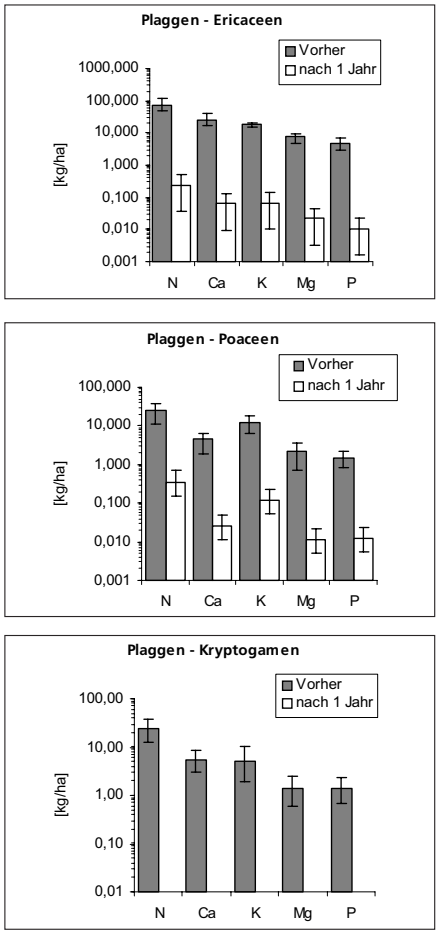


Abb. 15–17: Stickstoff-, Calcium-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte in den Ericaceen (oben), den Poaceen (Mitte) und den Kryptogamen (unten) in kg/ha auf der Plaggfläche vor dem Plaggen (Vorher) im Herbst 2001 und in der Verjüngung nach 1 Jahr (nach 1 Jahr) im Herbst 2002 mit Angabe von Minimal- und Maximalwert.

Tab. 2: Biomasse sowie Vorräte der Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor in kg/ha auf der Plaggfläche vor dem Plaggen (vorher) und in der Verjüngung nach 1 Jahr (nach 1 Jahr).

Plaggen	Ericaceen						Poaceen						Kryptogamen					
[kg/ha]	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P
vorher	6.585,87	74,17	25,32	18,44	7,36	4,61	2.688,00	25,44	4,55	12,38	2,15	1,50	1.601,83	23,81	5,48	5,15	1,39	1,40
nach 1 Jahr	10,80	0,23	0,06	0,07	0,02	0,01	13,50	0,35	0,03	0,12	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

durchschnittliche Biomasse von 10,8 kg/ha Ericaceen und 13,5 kg/ha Poaceen. Kryptogamen konnten zu diesem Zeitpunkt die Fläche noch nicht wieder besiedeln. Es fällt auf, dass die Werte v.a. für die nachgewachsenen Ericaceen stark streuen, da im Herbst nach der Maßnahme die Fläche nicht gleichmäßig wiederbesiedelt war (s. Abb. 15). Die Elementgehalte sind noch relativ gering. Es wurden 0,23 kg/ha Stickstoff in den jungen Ericaceen und 0,35 kg/ha Stickstoff sowie 0,12 kg/ha Kalium in den jungen Poaceen festgestellt. Alle anderen Elemente lagen noch unter 0,1 kg/ha (s. Tab. 2 u. Abb. 16).

Durch das **Schoppern** wurde die oberirdische Biomasse vollständig entfernt. Der Austrag ist daher auch hier den Vorräten vor der Maßnahme gleichzusetzen. Insgesamt befanden sich 4.750,5 kg/ha Ericaceen, 2.830,9 kg/ha Poaceen – hier in erster Linie *Deschampsia flexuosa* – und 1.465,7 kg/ha Kryptogamen auf der untersuchten Schopperfläche. Die Elementgehalte für die Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen der Schopperfläche sind in den Abbildungen 18–20 dargestellt. Man beachte auch hier die logarithmische Skalierung. Die einzelnen Werte sowie die Biomassemengen sind der Tabelle 3 zu entnehmen. Durch das Schoppern wurden dem System mit der Biomasse insgesamt 137,9 kg/ha Stickstoff entzogen, wovon 49,2 kg/ha auf die Ericaceen und 59,7 kg/ha auf die Poaceen entfielen. Der Gesamtaustrag an Calcium betrug 35,2 kg/ha, der für Kalium 30,4 kg/ha. Mehr als die Hälfte des Kaliums war dabei in den Poaceen (16,7 kg/ha) gebunden. An Magnesium verließen das System mit der Biomasse 10,5 kg/ha und an Phosphor 8,9 kg/ha.

Die generative Verjüngung setzte rasch und flächendeckend ein – sowohl bei *Calluna vulgaris* als auch bei *Deschampsia flexuosa* – und wurde im Herbst 2002 beerntet. Sie setzte sich aus 106,7 kg/ha Ericaceen (20,7 %), 401,0 kg/ha Poaceen (77,8 %) und 7,4 kg/ha (1,4 %) Kryptogamen zusammen. Moose und Flechten traten jedoch nur sehr spärlich und unregelmäßig über die Fläche verteilt auf. Diese Werte streuen daher auch erheblich. Die Elementgehalte beliefen sich insgesamt auf 10,6 kg/ha Stickstoff, der zu über 75 % in den Poaceen (8,13 kg/ha) gebunden war, 1,07 kg/ha Calcium, 5,28 kg/ha Kalium, 0,56 kg/ha Magnesium und 0,51 kg/ha Phosphor. Bei Kalium zeigte sich wiederum ein deutlicher Schwerpunkt auf den Poaceen mit 4,59 kg/ha; das entspricht 86,9 % des gesamten Kaliumvorrats.

Auf eine Darstellung der Ergebnisse zur Biomassenentwicklung auf den Referenzflächen wird hier verzichtet, da im Untersuchungsjahr aufgrund eines massiven Befalls mit dem Heideblattkäfer (*Lochmaea suturalis*) der Bestand an *Calluna vulgaris* ganz (Schopperreferenzfläche) oder teilweise (Plaggreferenz- und Mahdreferenzfläche) abstarb. Die Ergebnisse wären nur unter diesem Aspekt zu interpretieren und zu diskutieren. Die Funktion als Referenzflächen zu den jeweiligen Pflegemaßnahmen ist in diesem Fall nicht mehr gegeben.

3.4 Nährelemente im Boden

Die **Mahd** nahm keinen direkten Einfluss auf den Boden. Denkbar wären jedoch sekundäre Effekte wie verstärkter Streufall durch das Mähen oder gesteigerte Abbauraten, verursacht durch die Offenlegung der Fläche. Weder auf der Mahdfläche noch auf der Mahdreferenzfläche konnte eine nennenswerte Veränderung der Mächtigkeit des O-Horizonts festgestellt werden, so dass mit einem mittleren Wert gerechnet wurde. Auf der Mahdfläche erhöhten sich die Elementvorräte im O-Horizont in geringem Maße – mit Ausnahme von Kalium. Beim Stickstoff betrug die Erhöhung 86,3 kg/ha, bei Calcium 18,9 kg/ha, bei Magnesium 3,4 kg/ha und bei Phosphor

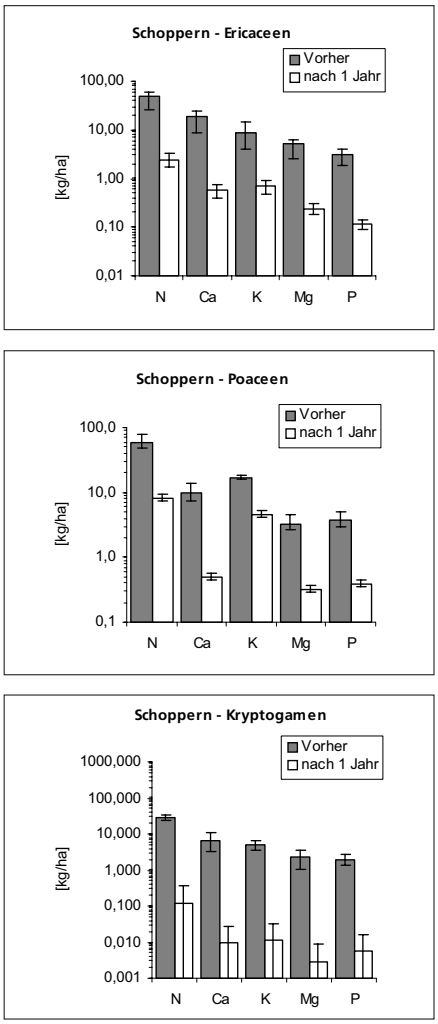
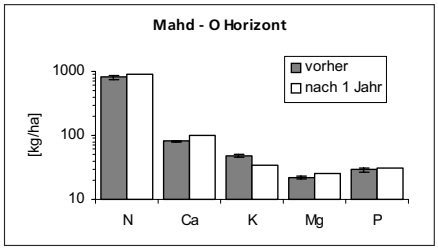


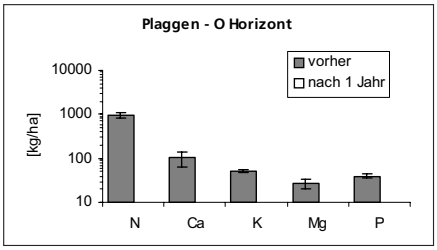
Abb. 18–20: Stickstoff-, Calcium-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte in den Ericaceen (oben), den Poaceen (Mitte) und den Kryptogamen (unten) in kg/ha auf der Schopperfläche vor dem Schoppern (Vorher) im Herbst 2001 und in der Verjüngung nach 1 Jahr (nach 1 Jahr) im Herbst 2002 mit Angabe von Minimal- und Maximalwert.

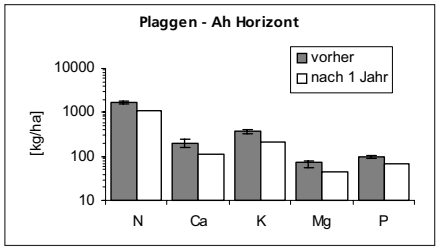
1,6 kg/ha. Bei Kalium verringerte sich der Wert um 14,38 kg/ha. Die Situationen vor der Mahd und nach einem Jahr sind in den Abbildungen 21 u. 22 für die Mahd- und die Mahdreferenzfläche unter Angabe der jeweiligen Minimum- und Maximumwerte dargestellt. Die

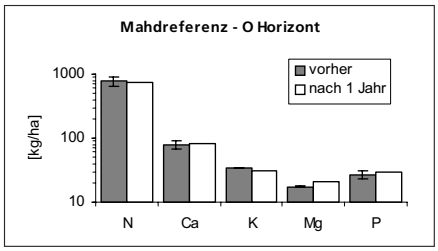
Tab. 3: Biomasse sowie Vorräte der Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor in kg/ha auf der Schopperfläche vor dem Schoppern (vorher) und in der Verjüngung nach 1 Jahr (nach 1 Jahr).

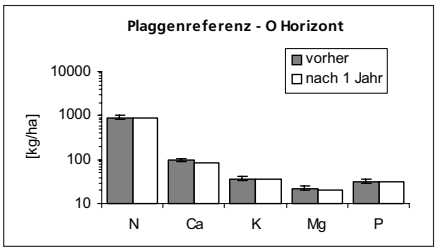
Schoppern	Ericaceen						Poaceen						Kryptogamen					
[kg/ha]	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P	Biomasse	N	Ca	K	Mg	P
vorher	4.750,47	49,19	18,79	8,55	5,03	3,15	2.830,86	59,67	9,66	16,68	3,29	3,79	1.465,73	29,00	6,75	5,10	2,20	1,90
nach 1 Jahr	106,71	2,36	2,36	0,68	0,24	0,11	401,01	8,13	0,49	4,59	0,32	0,39	7,42	0,12	0,01	0,01	0,00	0,01











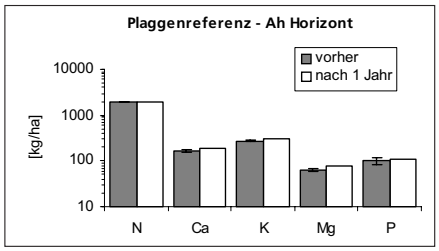


Abb. 21 u. 22: Nährelementvorräte im O-Horizont der Mahd- und der Mahdreferenzfläche in kg/ha vor der Mahd im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.

Abb. 23 u. 24: Nährelementvorräte im O-Horizont der Plagg- und der Plaggreferenzfläche in kg/ha vor dem Plaggen im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.

Abb. 25 u. 26: Nährelementvorräte im Ah-Horizont der Plagg- und der Plaggreferenzfläche in kg/ha vor dem Plaggen im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.

exakten Werte finden sich in der Tabelle 4. Auf der Mahdreferenzfläche fand im O-Horizont einerseits eine Erhöhung der Vorräte bei den Elementen Calcium (um 4,0 kg/ha), Magnesium (um 3,7 kg/ha) und Phosphor (um 1,6 kg/ha) statt. Andererseits verringerten sich die Stickstoffvorräte um 43,9 kg/ha und die von Kalium um 2,4 kg/ha.

Beim **Plaggen** wurden der gesamte O-Horizont und Teile des Ah-Horizontes abgetragen. Der im Durchschnitt 3,89 cm mächtige O-Horizont bildete ein Volumen von 389 m³/ha mit einem Gewicht von rund 54,5 t/ha. Dieser wurde komplett und vom Ah-Horizont die obersten 3,11 cm mit einem Volumen von 311 m³/ha (entspricht 28,9 Vol-% des gesamten Ah) und einem Gewicht von rund 292,3 t/ha entfernt. Mit Entfernen des O-Horizontes wurden folgende Mengen an Nährelementen ausgetragen: Stickstoff 934,5 kg/ha, Kalium 51,2 kg/ha, Calcium 104,7 kg/ha, Magnesium 27,1 kg/ha und Phosphor 38,1 kg/ha. Bei Entfernen des Ah-Horizonts wurde folgender Austrag ermittelt: Stickstoff 626,5 kg/ha, Kalium 165,7 kg/ha, Calcium 83,1 kg/ha, Magnesium 26,8 kg/ha und Phosphor 30,6 kg/ha. Die Abbildungen 23 u. 24 zeigen die einzelnen Elementgehalte des O-Horizonts, die Abbildungen 25 u. 26 die des Ah-Horizonts auf der Plagg- und der Plaggreferenzfläche unter Angabe von Minimum- und Maximumwert; die genauen Werte finden sich in Tabelle 5 und 6.

Im gleichen Zeitraum zeigten sich auf der Plaggreferenzfläche gewisse Schwankungen der Elementgehalte. Im O-Horizont erniedrigten sich die Werte.

Tab. 4: Nährelementgehalte im O-Horizont der Mahd- und der Mahdreferenzfläche in kg/ha vor der Mahd im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002.

Mahd							Mahdreferenz						
O-Horizont	[cm]	N	Ca	K	Mg	P	**O-Horizont**	[cm]	N	Ca	K	Mg	P
vorher	4,07	823,31	80,80	48,45	22,10	29,34	vorher	3,36	776,90	78,10	33,68	17,56	27,19
nach 1 Jahr	4,07	909,60	99,68	34,07	25,47	30,90	nach 1 Jahr	3,36	733,04	82,08	31,30	21,30	28,77

Tab. 5 u. 6: Nährelementgehalte im O-Horizont und im Ah-Horizont der Plagg- und der Plaggreferenzfläche in kg/ha vor dem Plaggen im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002.

Plaggen							Plaggenreferenz						
O-Horizont	[cm]	N	Ca	K	Mg	P	**O-Horizont**	[cm]	N	Ca	K	Mg	P
vorher	3,89	934,46	104,66	51,23	27,10	38,12	vorher	3,37	915,22	95,80	37,32	22,30	32,09
nach 1 Jahr	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	nach 1 Jahr	3,37	860,55	82,40	36,61	21,09	31,13

Ah-Horizont	[cm]	N	Ca	K	Mg	P	**Ah-Horizont**	[cm]	N	Ca	K	Mg	P
vorher	10,77	1.728,82	198,54	380,63	71,85	100,38	vorher	11,24	1.921,23	162,57	275,53	63,28	100,40
nach 1 Jahr	7,66	1.102,29	115,41	214,95	45,01	69,78	nach 1 Jahr	11,24	1.966,39	189,31	313,01	75,33	109,33

Tab. 7: Nährelementgehalte im O-Horizont der Schopper- und der Schopperreferenzfläche in kg/ha vor dem Schoppern im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002.

Schoppern							Schopperreferenz						
O-Horizont	[cm]	N	Ca	K	Mg	P	**O-Horizont**	[cm]	N	Ca	K	Mg	P
vorher	3,93	1.049,78	106,55	40,68	29,11	41,45	vorher	3,54	907,06	72,84	29,93	19,68	34,07
nach 1 Jahr	0,65	140,99	10,83	4,48	2,99	5,49	nach 1 Jahr	3,54	887,92	78,42	29,96	22,44	35,55

Dabei bewegten sich die Abweichungen der Mittelwerte in einer Größenordnung von 1,9 % (Kalium) und 14,0 % (Calcium). Im Ah-Horizont waren die Schwankungen entgegengesetzt gerichtet und prozentual betrachtet noch größer. Die Werte der zweiten Beprobung lagen dort zwischen 2,4 % (Stickstoff) und 16,4 % (Calcium) bis hin zu 19,0 % (Magnesium) über denen der Erstbeprobung.

Auf der **Schopperfläche** wurde im Vergleich zum Plaggen der Boden weniger tief abgetragen, so dass sich die Austräge auf den O-Horizont beschränkten. Im Durchschnitt wurden davon – ermittelt anhand der 10 m mal 10 m Rasterfeldbeprobung – die obersten 3,28 cm mit einem Volumen von 328 m³/ha (entsprechend 83,5 Vol-% des gesamten O-Horizontes) und einem Gewicht von rund 39,4 t/ha von der Fläche abgefahren. Mit Entfernen des O-Horizonts wurden folgende Mengen an Nährelementen ausgetragen: Stickstoff 908,8 kg/ha, Kalium 36,2 kg/ha, Calcium 96,7 kg/ha, Magnesium 26,1 kg/ha und Phosphor 36,0 kg/ha. Die Abbildungen 27 u. 28 zeigen die einzelnen Elementgehalte des O-Horizonts auf der Schopper- und der Schopperreferenzfläche unter Angabe von Minimum und Maximumwert; die genauen Werte finden sich in Tabelle 7.

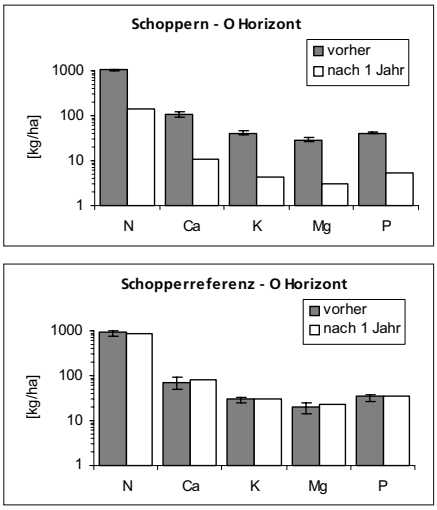


Abb. 27 u. 28: Nährelementvorräte im O-Horizont der Schopper- und der Schopperreferenzfläche in kg/ha vor dem Schoppern im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.

Auf der Schopperreferenzfläche änderten sich die Elementvorräte folgendermaßen: Für das Element Stickstoff wurde eine Abnahme des Vorrats im O-Horizont von 2,1 %, für Calcium eine Zunahme um 7,6 %, für Kalium eine Zunahme um 0,1 %, für Magnesium eine Zunahme um 14,0 % und für Phosphor eine Zunahme um 4,3 % ermittelt (vgl. Tab. 7).

4 Diskussion

Im Untersuchungsjahr fielen extrem hohe Mengen an Niederschlag. Diese lagen um rund 490 mm über dem langjährigen Mittel (*Hanstein & Wübbenhorst* 2001). Es fällt auf, dass die Streuung der Niederschlagsmengen und der eingetragenen Nährelemente zwischen den Messstellen des Untersuchungsgebiets vergleichsweise hoch liegt bzw. deren Übereinstimmung relativ gering ist ($p = 0{,}6$ für Calcium, $p > 0{,}8$ für die übrigen Parameter). Dies wird mit den z.T. beachtlichen kleinräumigen Unterschieden in Standortsverhältnissen und Geländestruktur erklärt. Vergleicht man nur Messstellen in offensichtlich ähnlichen Positionen, fällt die Streuung geringer aus.

Infolge der überdurchschnittlich hohen Niederschlagsmengen war auch mit erhöhten Sickerwasserraten zu rechnen. Von *Becker* et al. (1996) wurden unter *Calluna* Sickerwassermengen in einer Höhe von 45,3 % der jährlichen Niederschlagsmenge, die dort bei 603 mm lag, gemessen. Daher erscheint eine Sickerwassermenge zwischen 59 und 64 % einer Niederschlagsmenge von 1.333,6 mm nicht unrealistisch. Auf den Flächen, von denen Vegetation und z.T. auch Boden entfernt wurde, lagen die Sickerwasserraten aufgrund der fehlenden Transpiration der Pflanzen höher. Dabei spielt es offensichtlich eine Rolle, ob noch Reste des O-Horizonts vorhanden sind. Denn unter der geplaggten Fläche versickerte mehr als unter der geschopperten Fläche. Gründe dafür werden in der besseren Wasserhaltefähigkeit des O- gegenüber dem Ah-Horizont und in der schnelleren Wiederbesiedlung der geschopperten Fläche gesehen.

Erhöhte Sickerwasserraten auf den bearbeiteten Flächen gegenüber den Referenzflächen sind als ein Grund für die erhöhten Elementausträge auf den Maßnahmenflächen anzusehen, auch wenn diese nicht signifikant waren. Darüber hinaus trugen größtenteils signifikant erhöhte Elementkonzentrationen im Sickerwasser nach den Maßnahmen im Vergleich zu den Referenzflächen dazu bei (Ausnahme z.B. Stickstoff nach Mahd; Näheres zu den Signifikanzen vgl. Kapitel 3.2). Dies gilt insbesondere für die Sommermonate, da während der Vegetationsperiode aufgrund fehlender bzw. spärlicher Vegetation keine bzw. weniger Nährelemente aufgenommen wurden. Außerdem sind, wie von *Berendse* (1990) beschrieben, in den ersten zwei Jahren nach Plaggen erhöhte Stickstoff-Mineralisationsraten im Boden festzustellen. Dies wird auf eine Zersetzung der noch im Boden befindlichen organischen Substanz und der abgestorbenen Wurzeln mit ihrem engen C/N-Verhältnis zurückgeführt. Dieser Befund dürfte auch auf die Situation geschopperter Flächen übertragbar sein.

Eine Ausnahme stellen die Calciumausträge im Sickerwasser auf Plagg- und Plaggreferenzfläche dar. Dort wurden auf der Plaggfläche geringere Calciumkonzentrationen im Sickerwasser ermittelt als auf der Plaggreferenzfläche (0,37 mg/l [Jahresdurchschnitt] Plaggen; 0,50 mg/l Plaggenreferenz). Zusammen mit den erhöhten Sickerwasserraten auf der geplaggten Fläche gleichen sich beide Effekte nahezu aus, so dass zwar eine

geringfügig erhöhte Calciumaustragsrate nachgewiesen werden konnte, die jedoch nicht signifikant war (p = 0,67). Der Bodenhorizont, in dem die höchsten Calciumkonzentrationen im Boden ermittelt wurden, ist der beim Plaggen vollständig entfernte O-Horizont. Damit fehlt dem System, das über geringe anorganisch gebundene Calciumreserven verfügt, eine wesentliche Calciumquelle.

Zum Austrag von Nährelementen mit dem Sickerwasser unter Heiden existieren so gut wie keine Vergleichsdaten, die auf experimentell erhobenen Messwerten und nicht auf kalkulatorischen Berechnungen beruhen (vgl. dazu für Norddeutschland *Schlieske* 1992, *Engel* 1988, *Matzner* 1980). Den von *Mück* (1998) publizierten Daten lässt sich jedoch entnehmen, dass unter einem *Calluna*-Bestand im NSG „Lüneburger Heide" im Jahr 1989 ca. 7,2 kg/ha N und im Jahr 1990 ca. 2,9 kg/ha N ausgetragen wurden. Diese Daten beruhen auf Lysimeterversuchen. Obwohl über methodische Details dieser Untersuchung in dieser Quelle nichts geschrieben wird und ein Vergleich der Daten daher schwer einzuordnen ist, lässt sich doch eine sehr ähnliche Größenordnung der Austräge feststellen. Die hier ermittelten Werte unter den Referenzflächen (*Calluna*-Bewuchs) lagen zwischen 2,9 und 6,0 kg/ha Stickstoff. Für das Element Phosphor waren – wie die Ergebnisse bestätigen – keine nennenswerten Austräge zu erwarten, da die Auswaschung aufgrund einer starken Sorption und Festlegung in Mineralböden meist sehr gering ist (*Scheffer* 1998).

Wie den Ergebnissen der Biomasseninventur auf den drei Untersuchungsflächen zu entnehmen ist, variierten die Vorräte erheblich. Die Mahdfläche wies die höchsten Ericaceen-Gewichte mit 12.957,6 kg/ha auf, gefolgt von dem Bestand der Plaggfläche mit 6.585,9 kg/ha und der Schopperfläche mit 4.750,5 kg/ha, welche stärker vergrast waren. Bei annähernd gegebener Gleichaltrigkeit der Bestände und räumlicher Nähe zueinander sind offensichtlich die Gründe hierfür anderweitig zu suchen. Eine Erklärung könnte in der unterschiedlichen Nutzungsgeschichte (ehemaliges Beweidungsgebiet mit vermutlich unterschiedlichen Nutzungsintensitäten, z.T. alte Waldstandorte) und kleinräumig variierenden edaphischen Bedingungen, z. B. anlehmige Sande mit Wasserstau auf der Plaggfläche, liegen.

Im Vergleich dazu hat *Engel* (1988) für einen 6–8-jährigen reinen *Calluna*-Bestand im NSG „Lüneburger Heide" Biomassen von ca. 10.970 kg/ha und für einen 8–12-jährigen stark vergrasten Bestand von ca. 3.578 kg/ha (*Calluna*) ermittelt; *Matzner* (1980) gibt für einen ca. 9–10-jährigen *Calluna*-Bestand im NSG „Lüneburger Heide" eine Biomasse von 4.900 kg/ha an, *Muhle & Röhrig* (1979) im selben Gebiet mit knapp 10-jähriger Besenheide Biomassen zwischen 5.900 und 8.820 kg/ha (*Calluna*). Gemäß einer Wachstumskurve für *Calluna vulgaris* auf gebrannten Flächen in England (*Gimingham* 1972) entspräche einem ca. 10-jährigen Bestand eine Biomasse von ca. 9.000 kg/ha. Die im Rahmen dieser Untersuchung erhobenen Werte für die Gesamtbiomassen liegen damit in einer plausiblen Größenordnung.

Aerts (1993) ermittelte für einen 7 Jahre alten *Calluna*-Bestand in den Niederlanden Stickstoff-Gehalte von 0,81 % und Phosphorgehalte von 0,04 %. *Engel* (1988) gibt für oben erwähnten reinen *Calluna*-Bestand mit einer Biomasse von 10.970 kg/ha einen N-Vorrat von 128,4 kg/ha an. Dies entspricht 1,17 % Stickstoff. Die eigenen Werte liegen dazwischen, bei 0,92 % N und 0,06 % P. Der etwas geringere N-Gehalt gegenüber dem Wert von *Engel* lässt sich gut durch das höhere Alter des hier untersuchten Bestandes erklären. Denn in den verholzten Teilen findet sich weitaus weniger Stickstoff als in den grünen Trieben. Wie aus derselben Untersuchung hervorgeht, enthielten verholzte, lebende *Calluna*-Anteile 0,41 % N; die eigene Studie ergab in den verholzten *Calluna*-Resten nach der Mahd 0,47 % Stickstoff

Ein Vergleich der N-Gehalte der vergrasten *Calluna*-Bestände aus der Untersuchung von *Engel* mit den eigenen stärker vergrasten Beständen, wie sie auf der Schopper- und der Plaggfläche anzutreffen waren, zeigte ähnliche Abweichungen (1,35 % N [*Engel*] 1,13 % Plaggfläche, 1,04 % Schopperfläche). Auch die Stickstoff und Phosphorgehalte der untersuchten Gräser *Molinia caerulea* und *Deschampsia flexuosa* sind den genannten Arbeiten zufolge plausibel (vgl. Tab. 8).

Dagegen sind die Unterschiede zur Arbeit von *Matzner* (1980) größer: Dort lagen die Gehalte in *Calluna* niedriger als die selbst ermittelten Werte für die *Calluna* der Mahdfläche (kursive Angaben). Für Stickstoff nennt *Matzner* 0,64 % (*0,92* %), für Calcium 0,12 % (*0,29* %), für Kalium 0,17 % (*0,32* %), für Magnesium 0,04 % (*0,08* %) und für Phosphor 0,05 % (*0,06* %). Jedoch muss man bedenken, dass es sich bei dem von *Matzner* untersuchten Heidebestand um eine sehr niedrigwüchsige Heide gehandelt haben muss. Denn bei etwas mehr als einem Drittel der Biomasse des hier angeführten, wenig vergrasten Vergleichsbestandes der Mahdfläche wies *Calluna* bei *Matzner* dennoch Deckungsgrade von 75–100 % auf, war also ebenfalls nur wenig vergrast und muss daher eine völlig andere Struktur bzw. Wuchshöhe gehabt haben. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass jene Untersuchung bereits 24 Jahre zurückliegt und sich seither auf der Input-Seite des Systems Veränderungen vollzogen haben.

Eine Beurteilung, ob sich nach der Mahd Veränderungen in den Vorräten des O-Horizonts vollzogen haben, fällt auf der Basis der erhobenen Daten

Tab. 8: Prozentualer Gehalt von Stickstoff und Phosphor in* Calluna vulgaris, Deschampsia flexuosa *und* Molinia caerulea *bei verschiedenen Autoren.

		Calluna (+/- rein)	*Calluna* (vergrast)	*Calluna* (verholzt)	*Deschampsia*	*Molinia*
Aerts 1993	N [%]	–	0,81	–	1,95	1,11
	P [%]	–	0,04	–	0,11	0,05
Engel 1988	N [%]	1,17	1,35	0,41	2,60	–
	P [%]	–	–	–	–	–
Matzner 1980	N [%]	0,64	–	–	–	–
	P [%]	0,06	–	–	–	–
Sieber et al. 2004	N [%]	0,92	1,13 / 1,04	0,47	2,11	0,94
	P [%]	0,06	0,07 / 0,07	0,03	0,13	0,06

schwer. Einerseits spricht eine Erhöhung der ermittelten Elementvorräte auf der Mahdfläche (mit Ausnahme von Kalium) für eine Anreicherung. Eine Abnahme der Kaliumvorräte ließe sich über die Expansion von *Deschampsia flexuosa* erklären, welche mit einer überproportionalen Kaliumfixierung einherging. Andererseits liefern die Vergleichsdaten der Referenzfläche keine eindeutigen Unterschiede. Aufgrund der geringen Stichprobenzahlen (n = 3 – die Einzelproben wurden vor der Analyse zu Mischproben vereinigt) können auch statistische Tests wenig Klarheit schaffen. Zudem ist die Tauglichkeit der Referenzflächen wegen einer Heideblattkäfer-Kalamität, die auf der Referenzfläche einen erhöhten Streufall und eine gewisse Öffnung des Bestands mit sich brachte, mit Unsicherheiten behaftet. Für eine Bilanzierung wird für die Mahdfläche von keinen Veränderungen ausgegangen.

Die Vorräte an Nährelementen im Boden hängen von den vorhandenen Mengen Bodenmaterial in den einzelnen Horizonten und von den Konzentrationen des jeweiligen Nährelements ab. Die festgestellten Mengen an Humusmaterial der O-Lage, 54,5 t/ha (Plaggfläche) und 47,2 t/ha (Schopperfläche), sind vergleichbar mit anderen Inventur-Untersuchungen im NSG „Lüneburger Heide". *Engel* (1988) beschreibt Humusvorräte von 55,0 t/ha unter *Calluna*-Reinbestand und 45,0 t/ha unter mit Drahtschmiele vergrasten Heidebeständen. Dagegen liegen vergleichbare Daten aus Großbritannien meist niedriger. *Chapman* et al. (1975) beziffern eine maximale Humusakkumulation nach Brand im Laufe von 25 Jahren auf ca. 30 t/ha.

Auch die Stickstoffgehalte im Boden erreichen eine ganz ähnliche Größenordnung wie die von *Engel* (1988) gemessenen. Enthielt der O-Horizont bei *Engel* durchschnittlich 1,6 % Stickstoff, wurden hier 1,7 % N ermittelt. Unter der stark mit Drahtschmiele vergrasten Schopperfläche konnten sogar 2,2 % Stickstoff gemessen werden. Es ist bekannt, dass die Drahtschmiele als Rohhumuszehrer mit Hilfe von Wurzelausscheidungen den Abbau organischen Materials beschleunigt und somit die Nährstoffverfügbarkeit erhöht (u. a. *Lindemann* 1993). Daher kommt es unter *Deschampsia*-Rasen zu einer Veränderung der Humusstruktur und einem schnelleren Humusabbau, der sich in einem engeren C/N-Verhältnis und höheren Stickstoffgehalten äußert. Der Stickstoffgehalt des Ah-Horizontes lag dagegen bei *Engel* etwas höher, nämlich bei 0,3 %, während hier 0,2 % ermittelt wurden.

Bei einem Vergleich der Vorräte im O- und im Ah-Horizont der Plagg- und der Plaggreferenzfläche fällt auf, dass bei sonst ähnlichen Verhältnissen der Nährelemente zueinander die Kaliumgehalte im Ah-Horizont bei beiden deutlich höher sind. Dies wirkt sich entsprechend auf die Austräge aus.

Für die Entwicklungen auf den Referenzflächen der Plagg- und der Schopperfläche gilt Ähnliches wie für die der Mahdfläche. Es haben keine einschneidenden Veränderungen stattgefunden. Eine Interpretation der Schwankungen wird durch die geringe Stichprobenzahl erschwert. Im Ah-Horizont der Plaggfläche hatten die Veränderungen die größten Ausmaße. Ursache dafür ist vermutlich die Probennahme. Gerade bei der Beprobung des Ah-Horizontes, der oft fließende Übergänge zum Ae-Horizont aufweist, ist die Grenzziehung entscheidend für die Analysenergebnisse. Daher war hier auch eine größere Streuung zu erwarten.

5 Bilanzierung der Nährelemente

Im Folgenden werden für die drei maschinellen Pflegeverfahren Mähen, Plaggen und Schoppern, die auf je einer Fläche über den Zeitraum eines Jahres untersucht wurden, die ermittelten Ein- und Austräge im Sinne einer Nährstoffbilanz gegenübergestellt. Diesem Ansatz liegt die Überlegung zugrunde, dass die durch die Maßnahme induzierten Austräge im Verhältnis zu den jährlichen Einträgen als ein Maß für die Wirkungsdauer der Maßnahme anzusehen sind. Als jährliche Netto-Einträge werden dabei die Depositionseinträge abzüglich der Sickerwasseraustäge, welche das System ohne Maßnahme (Referenzfläche) verliert, betrachtet. Diese Differenz entspricht der Nährelementmenge, die theoretisch in einem Jahr im System in Form von Biomasse, Streu oder im Boden akkumuliert. Der Quotient aus den Austägen, bedingt durch die Maßnahme, und den jährlichen Netto-Einträgen besagt, wieviele Jahre es dauert, bis der Effekt der Maßnahme durch die laufenden Einträge wieder kompensiert ist. Dieser Wert stellt ein theoretisches Maß für die Wirkungsdauer der Maßnahme aus nährstoffdynamischer Sicht dar, die sich aus einem konkret untersuchten Einzelfall ergibt.

5.1 Methode der Bilanzierung

Bei der Bilanzierung muss man generell zwischen einmaligen und kontinuierlichen Ein- bzw. Austägen unterscheiden. Zu ersteren zählen der Austrag von Biomasse und Boden. Diese fließen mit dem konkret ermittelten, flächenspezifischen Austragswert in die Bilanz ein.

Um die kontinuierlich wirksamen Bilanzposten (Sickerwasseraus- und Depositionseinträge) quantifizieren zu können, ist die zeitliche Dimension notwendig. Dies wird für eine Kalkulation der Sickerwasseraustäge wie folgt berücksichtigt. Auf den maschinell bearbeiteten Flächen kommt es aufgrund der nun fehlenden Vegetation zu einem erhöhten Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser. Mit zunehmendem Aufwuchs und der damit positiv korrelierten Evapotranspiration ist damit zu rechnen, dass sich dieser wieder verringert, bis er das Niveau der Referenzfläche erreicht hat. Es wird aufgrund von Beobachtungen der Bestandsentwicklungen nach Mahd und Plaggen angenommen, dass dies nach ca. fünf Jahren (Mahd) und 15 Jahren (Plaggen) der Fall sein wird. Für das Schoppern stehen regional keine Flächen zu Verfügung, die vor entsprechenden Zeiträumen bearbeitet worden wären. Es zeichnet sich jedoch aufgrund der Entwicklung in den ersten Jahren nach dem Eingriff ab, dass die Wiederbesiedlung schneller abläuft als auf geplaggten Flächen und langsamer als auf gemähten. Es wird daher mangels besserer Informationen mit einem Zeitraum von zehn Jahren kalkuliert, in dem sich der erhöhte Sickerwasseraustrag nivelliert haben wird. Es wird also für die ersten fünf Jahre nach dem Mähen, den ersten zehn Jahren nach dem Schoppern und den ersten 15 Jahren nach dem Plaggen mit einer linearen Abnahme des erhöhten Nährstoffaustrags mit dem Sickerwasser gerechnet.

Für die Referenzflächen wird von konstanten Austragsraten ausgegangen. Die Depositionseinträge betreffend werden bei der Quotientenbildung ebenfalls gleichbleibende atmosphärische

Eintragsmengen veranschlagt. Dabei fließen die korrigierten Depositionsmengen unter Berücksichtigung der trockenen Deposition in die Rechnung ein.

5.2 Ergebnisse der Bilanzierung

Gemäß obiger Ausführung stehen auf der **Mahdfläche** für das Element Stickstoff 99,3 kg/ha an Austägen – bestehend aus Biomassen- und erhöhten Sickerwasseraustägen während der ersten fünf Jahre nach der Maßnahme – 19,9 kg/ha an jährlichen Netto-Einträgen gegenüber. Daraus resultiert eine theoretische Wirkungsdauer von 5,0 Jahren (s. Tab. 9). Das heißt, nach fünf Jahren sind die durch die Mahd erzielten Stickstoffausträge durch die jährlichen Netto-Einträge kompensiert. Für die anderen Elemente liegt die theoretische Wirkungsdauer über der des Stickstoffs. Für Calcium wurden 8,0 Jahre, für Kalium 35,7 Jahre und für Magnesium 6,8 Jahre errechnet. Für das Element Phosphor kann kein exakter, sondern nur ein Mindestwert angegeben werden. Dieser liegt bei 14 Jahren.

Tabelle 10 zeigt die Gegenüberstellung der Netto-Einträge und -Austräge für die **Schopperfläche**. Die Summe aus Biomassenaustrag, O-Horizontaustrag und Sickerwassermehraustrag beträgt hier 1.071,5 kg/ha für das Element Stickstoff. Auf der Netto-Eintragsseite stehen diesem Wert 16,8 kg/ha Stickstoff gegenüber. Theoretisch hat das Schoppern somit für das Element Stickstoff eine Wirkungsdauer von 63,8 Jahren. Für Calcium errechnet sich aufgrund extrem hoher Auswaschungsmengen auf der Referenzfläche eine theoretische Wirkungsdauer von 475,3 Jahren. Für das Element Kalium liegt der Wert bei 35,4, für Magnesium bei 18,9 und für Phosphor bei mindestens 89,8 Jahren (s. Tab. 10).

Für die Maßnahme **Plaggen** beträgt die Summe der Einträge das Element Stickstoff betreffend 1.712,4 kg/ha. Diese bestehen aus den Bilanzposten Biomasse, O-Horizont, Ah-Horizont und Sickerwassermehraustrag in den ersten 15 Jahren nach dem Plaggen (s. Tab. 11). An Netto-Einträgen bezieht das System hier 19,2 kg/ha an Stickstoff jährlich. Die theoretische Wirkungsdauer beträgt somit 89,2 Jahre für Stickstoff. Für die Elemente Calcium und Kalium liegt die theoretische Wirkungsdauer noch über der für Stickstoff, nämlich bei 124,9 Jahren (Calcium), 176,0 Jahren (Kalium) und mindestens 152,4 Jahren (Phosphor). Für Magnesium errechnet sich dagegen eine kürzere Dauer von 36,7 Jahren (s. Tab. 11).

Tab. 9: Bilanzierung der Nährelementeinträge (positive Werte) und -austräge (negative Werte) auf der Mahdfläche sowie Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer.

		N	Ca	K	Mg	P
Netto-Einträge jährlich [kg/ha*a]	Deposition	22,8	5,1	3,6	2,8	< 0,5
	Sickerwasser d. Referenzfläche	–2,9	–1,1	–2,5	–1,1	–< 0,5
Austräge durch Mahd [kg/ha]	Biomasse	–96,3	–29,1	–36,3	–8,3	–7,0
	Sickerwasser (mehr in 5 J.)	–3,0	–3,0	–3,0	–3,3	–< 1,5
Theoretische Wirkungsdauer in Jahren		**5,0**	**8,0**	**35,7**	**6,8**	**> 14,0**

Tab. 10: Bilanzierung der Nährelementeinträge (positive Werte) und -austräge (negative Werte) auf der Schopperfläche sowie Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer.

		N	Ca	K	Mg	P
Netto-Einträge jährlich [kg/ha*a]	Deposition	22,8	5,1	3,6	2,8	< 0,5
	Sickerwasser d. Referenzfläche	–6,0	–4,8	–1,5	–0,8	–< 0,5
Austräge durch Schoppern [kg/ha]	Biomasse	–137,9	–35,2	–30,4	–10,5	–8,9
	O-Horizont	–908,8	–95,8	–36,2	–26,1	–36,0
	Sickerwasser (mehr in 10 J.)	–24,8	–11,6	–7,7	–1,1	–< 2,8
Theoretische Wirkungsdauer in Jahren		**63,8**	**475,3**	**35,4**	**18,9**	**> 89,8**

Tab. 11: Bilanzierung der Nährelementeinträge (positive Werte) und -austräge (negative Werte) auf der Plaggfläche sowie Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer.

		N	Ca	K	Mg	P
Netto-Einträge jährlich [kg/ha*a]	Deposition	22,8	5,1	3,6	2,8	< 0,5
	Sickerwasser d. Referenzfläche	–3,6	–3,3	–2,1	–0,9	–< 0,5
Austräge durch Plaggen [kg/ha]	Biomasse	–123,4	–35,4	–36,0	–11,0	–7,5
	O-Horizont	–934,5	–104,7	–51,2	–27,1	–38,1
	Ah-Horizont	–626,5	–83,1	–165,6	–26,9	–30,6
	Sickerwasser (mehr in 5 J.)	–28,0	–1,6	–11,2	–4,8	–< 4,0
Theoretische Wirkungsdauer in Jahren		**89,2**	**124,9**	**176,0**	**36,7**	**>152,4**

5.3 Diskussion der Bilanzierung

Die Austräge mit der **Mahd**, welche durch den Nährstoffentzug mit der Biomasse und über die erhöhten Sickerwasseraustäge erzielt wurden, übersteigen die jährlichen Netto-Einträge um ein Vielfaches. Dabei fällt insbesondere für das Element Stickstoff der Biomassenaustrag mit 96,3 kg/ha am meisten ins Gewicht, während der Sickerwasseraustrag mit 3,0 kg/ha weniger bedeutsam ist.

Die Austräge an Stickstoff, Calcium und Magnesium werden allerdings relativ rasch (nach 5–8 Jahren) wieder durch Einträge kompensiert sein. Die theoretische Wirkungsdauer für das Element Kalium übersteigt die der anderen Elemente bei weitem, denn die Auswaschungsrate auf der Referenzfläche lag sehr hoch, der Netto-Eintrag folglich sehr gering. Möglicherweise hängt dies mit dem extrem niederschlagsreichen Jahr 2002 zusammen, was zu einer erhöhten Auswaschung dieses leicht löslichen Elements geführt haben könnte. Folge wäre eine Überschätzung der theoretischen Wirkungsdauer bezüglich Kalium.

Die maximal erreichbare Menge an Nährstoffentzug richtet sich bei der Mahd also in erster Linie nach der im Aufwuchs fixierten Menge an Elementen. Für die untersuchte Mahdfläche dürfte dieser bereits an der Obergrenze dessen sein, was durch Mahd im Allgemeinen erzielt werden kann, da der ca. 10-jährige Bestand für eine Mahdmaßnahme, wie sich im Nachhinein herausstellte, nicht mehr vital genug war. Nach *Miller & Miles* (1970) zeigen zwar nach Mahd 6–10 Jahre alte *Calluna*-Pflanzen die beste Regeneration, entscheidend ist dabei jedoch nicht das tatsächliche Alter, sondern die Vitalität des Bestands. Im untersuchten Fall fand im ersten Jahr nach der Mahd nur vereinzelt der erwünschte Stockausschlag statt. Auch im zweiten Jahr schritt die Entwicklung nur sehr zögerlich voran. Das heißt, dass zwar mit der vorhandenen Biomasse eine relativ große Menge an Nährelementen ausgetragen werden konnte, die Maßnahme insgesamt jedoch, aufgrund der zögerlichen Verjüngung, als weniger erfolgreich einzustufen ist. Die Austragsmengen die Mahdfläche betreffend sind daher unbedingt vor diesem Hintergrund zu interpretieren.

Wie beim Mähen so hängen auch die durch **Plaggen und Schoppern** erreichten Austräge in erster Linie von den systeminternen Vorräten (Biomasse und Boden) ab. Der Sickerwasseraustrag spielt hier ebenfalls eine untergeordnete Rolle, so dass die Unschärfe, die durch die recht grobe Kalkulation der Sickerwasserausträge in Kauf genommen wurde, wenig zum Tragen kommt. Es fällt auf, dass im Boden im Vergleich zur Biomasse ein Vielfaches an Nährelementen gespeichert ist. Mit dem O-Horizont wird die größte Menge an Nährelementen, insbesondere an Stickstoff, ausgetragen. Dort finden sich die engsten C/N-Verhältnisse. Der erreichte Stickstoffentzug liegt bei Entfernen des O-Horizonts rund siebenmal über den Vorräten in der Biomasse. Auch im Ah-Horizont der Plaggfläche befindet sich volumenbezogen noch ein ähnlich hohes Nährstoffreservoir. Für das Element Kalium übersteigen die Vorräte im Ah-Horizont die in den anderen Kompartimenten sogar um das rund 3–4,5-fache. Dort findet sich das engste C/K-Verhältnis. Daher greift das Plaggen im Vergleich zum Schoppern nicht nur stärker in die Nährelementvorräte des Bodens ein, sondern dezimiert darüber hinaus überproportional die Kaliumreserven. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass bei annähernd gleichem Volumen des entfernten Ah-Horizonts gegenüber dem O-Horizont ein größeres Gewicht abtransportiert werden muss. Je nach Abrechnungsmodus (Fläche, Volumen oder Gewicht) kann dies mit erheblichen Mehrkosten verbunden sein (vgl. *Müller & Schaltegger* 2004).

Mit dem Plaggen verdoppeln sich die errechneten theoretischen Wirkungsdauern im Vergleich zum Schoppern bezüglich der Elemente Kalium, Magnesium und Phosphor. Bezogen auf Stickstoff verlängert sie sich dagegen nur um rund ein Viertel. Für das Element Calcium liegt die Wirkungsdauer beim Schoppern mit errechneten 475,3 Jahren extrem hoch. Rechnerisch ergibt sie sich aus den im Vergleich zur Plaggfläche erheblich höheren Calciumausträgen mit dem Sickerwasser. Dabei fällt in der Rechnung v.a. der hohe Calciumaustrag auf der Schopperreferenzfläche ins Gewicht, wodurch sich die Netto-Eintragsrate auf nur 1,8 kg/ha beläuft. Eine ökologische Erklärung kann an dieser Stelle nicht geliefert werden.

Betrachtet man die immens hohen Nährelemententzüge, die sich durch das Plaggen und auch das Schoppern ergeben, steht deren Wirksamkeit aus nährstoffdynamischer Sicht außer Frage. Für die Praxis dürfte viel entscheidender die Frage sein, wo und in welchem Umfang eine solche Grundsanierung möglich und finanzierbar ist. Bereits *Gimingham* (1992) weist auf die begrenzte Anwendbarkeit dieser maschinellen Pflegeverfahren auf stark reliefiertem sowie mit Steinen und Baumstubben durchsetztem Gelände hin. Zu weiteren Vor- und Nachteilen der mechanischen Maßnahmen sei auf *Kaiser* (2004) und *Müller & Schaltegger* (2004) verwiesen. Speziell für das Plaggen und Schoppern ist die hier errechnete Wirkungsdauer sehr theoretisch und nur im Bezug auf den Nährstoffpool zu sehen. Bei der nach den Maßnahmen zu erwartenden Bodenentwicklung ist von längeren Zeiträumen auszugehen. So wurde beispielsweise auf geplaggten Flächen im NSG „Lüneburger Heide" nach sechs, acht und dreizehn Jahren noch kein durchgängig entwickelter O-Horizont festgestellt. Dagegen sind aus den Niederlanden schnellere Sukzessionsverläufe bekannt (*Berendse* 1990). Ein erneutes Plaggen wäre aus Naturschutzsicht erst wieder sinnvoll, wenn sich auch der Boden wieder stärker auf den Ausgangszustand zu entwickelt hätte. Dies wäre aber erst lange nach Überschreiten mehrerer *Calluna*-Generationen zu erwarten. Vorher müssten in kürzeren Intervallen Maßnahmen stattfinden, welche die Verjüngung anregen bzw. der Verbuschung Einhalt gebieten.

Als überaus problematisch für die Praxis der Heidepflege durch Mahd stellt sich die geringe theoretische Wirkungsdauer für das Element Stickstoff dar. Schon nach fünf Jahren ist wieder ebensoviel Stickstoff atmosphärisch in die Fläche gelangt, wie durch eine Mahdmaßnahme – für die wie oben erläutert die Entzüge eher noch zu hoch angesetzt wurden – entfernt werden konnten. Nach Ablauf von fünf Jahren wird eine solche Fläche unmöglich einen Bestand aufgebaut haben können, der ähnlich viel Stickstoff beinhaltet wie der ursprünglich untersuchte 10-jährige. Das heißt, eine zweite Mahd nach fünf Jahren wird nur weniger N-Austräge erbringen. Berücksichtigt man dabei ein optimales Regenerationsalter von 6–10 Jahren (*Miller & Miles* 1970), ist die Nachhaltigkeit sehr in Frage gestellt. Im Hinblick auf gegenwärtige Stickstoffeinträge zeichnet sich ab, dass die N-Bilanz in Heiden allein durch Mahd nicht im Gleichgewicht gehalten werden kann. Folge wird eine N-Anreicherung im System sein, welche insbesondere bei einer N-Limitierung des Systems Konsequenzen hätte.

Prinzipiell ist sowohl eine N- als auch eine P-Limitierung der untersuchten Heide in Erwägung zu ziehen. Wie *Diemont* (1994) zusammenfasst, ist auf Standorten mit geringen P-Gehalten im Oberboden und niedrigen P/N-Quotienten in *Calluna* eine P-Limitierung wahrscheinlich, während auf phosphorreicheren Standorten eher von einer Stickstofflimitierung auszugehen ist. Abschließende Aussagen diesbezüglich sind zur Zeit nicht möglich. Eine gesicherte Kenntnis über die limitierende Wirkung des einen oder anderen Nährelements kann letztlich nur über Düngungsexperimente erlangt werden.

Zu möglichen Auswirkungen der Pflegemaßnahmen auf die Nährstofflimitierung vergleiche auch *Härdtle* et al. (2004).

Betrachtet man die Problematik unter dem Aspekt der critical loads, erhält man Auskunft darüber, welche Eintragsmengen für ein System langfristig noch tolerierbar sind. Für Stickstoff in trockenen Tieflandsheiden wird von *Bobbink & Roelofs* (1995) ein critical load von 15–20 kg/ha*a angegeben. Dieser Wert liegt 7,8–2,8 kg/ha*a unter der gegenwärtig ermittelten N-Deposition. Folglich wäre ein Stickstoffentzug in dieser Größenordnung langfristig zwingend erforderlich. Als Konsequenz einer Überschreitung wird von oben genannten Autoren ein Wandel von Heide in Grasland genannt. Dieser Wert darf aber nur als ein grober Anhaltspunkt verstanden werden, da für Heiden, die einem Pflegeregime unterliegen, die langfristigen Auswirkungen von erhöhten N-Depositionsraten noch unzureichend bekannt sind (ebd.). Mathematisch betrachtet wäre es denkbar, die N-Einträge in Heiden durch Mahd unter dem angegebenen critical load zu halten. Dies ist allerdings nicht mit einer Garantie für deren langfristigen Erhalt verbunden, da eine N-Anreicherung, wie oben erläutert, dennoch unvermeidbar und vermutlich nicht folgenlos sein wird. In Anbetracht dieser Problematik scheint es für den Erhalt von Heiden unverzichtbar, in größerem Umfang in deren Nährstoffvorräte einzugreifen, wie es beispielsweise durch die Maßnahmen Schoppern und Plaggen der Fall ist.

Zum Schluss sei darauf hingewiesen, dass der Art der Bilanzierung, wie sie hier vorgenommen wurde, in ihrer Aussagekraft Grenzen gesetzt sind. Denn der Austrag durch die jeweilige Maßnahme hängt von den Vorräten auf der jeweiligen Untersuchungsfläche ab. Daher gilt die so ermittelte theoretische Wirkungsdauer für die konkrete Fläche mit ihren spezifischen Gegebenheiten vor der Maßnahme. Will man generelle Aussagen, abzielend auf einen Vergleich der Pflegemaßnahmen untereinander, treffen, ist es notwendig, die Vorräte der Untersuchungsflächen zu standardisieren. Für einen Vergleich der Pflegemaßnahmen kontrolliertes Brennen, Mähen und Beweidung sei dazu verwiesen auf *Fottner* et al. (2004). Darüber hinaus basiert dieser Ansatz nur auf nährstoffdynamischen Belangen. Andere Gründe, die in der Praxis einen erneuten Pflegeeinsatz notwendig werden lassen, wie zum Beispiel Überalterung, Verbuschung und starke Vergrasung eines *Calluna*-Bestandes, werden dabei nicht berücksichtigt.

6 Zusammenfassung

Im NSG „Lüneburger Heide" wurde auf je einer Fläche der Einfluss der mechanischen Pflegeverfahren Mähen, Plaggen und Schoppern auf die Nährstoffdynamik untersucht. Erfasst wurden dabei die Ein- und Austräge der Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor. Die Einträge wurden über bulk-Sammler und Abschätzung der nicht erfassten Trockendeposition ermittelt. Die Austräge setzten sich aus Nährelemententzug über Biomasse und Boden (O-Horizont und Ah-Horizont) und Sickerwasseraustrag zusammen. Dieser wurde unter Einsatz von Kleinlysimetern und tensionsgesteuerten Saugkerzen quantifiziert.

Die ermittelten Ein- und Austragsmengen wurden anhand von verfügbaren Vergleichsdaten mit überwiegend regionalem Bezug diskutiert. Eine maßnahmenbezogene Bilanzierung zeigte, dass der Sickerwasseraustrag gegenüber dem Austrag, der über Biomasse (Mähen, Plaggen und Schoppern) und Boden (Plaggen und Schoppern) erzielt werden kann, insbesondere für das Element Stickstoff, wenig ins Gewicht fällt; der prozentuale Anteil am Gesamtaustrag lag bei nur 3 % (Mähen), 1,6 % (Plaggen) und 2,3 % (Schoppern). Die größten Stickstoffvorräte des Systems liegen im O-Horizont (Größenordnung 1.000 kg/ha) und im Ah-Horizont (um 600 kg/ha). Die N-Vorräte in der Biomasse bewegen sich dagegen nur in der Gegend von 100 kg/ha. Die Kaliumreserven konzentrieren sich auf den Ah-Horizont. Eine Abschätzung der Wirkungsdauer der Maßnahmen aus nährstoffdynamischer Sicht lässt vor allem in Bezug auf die N-Bilanz Probleme prognostizieren. Auf Grundlage der erhobenen Daten ist ein Ausgleich gegenwärtiger N-Einträge nur durch Mahd nicht zu erwarten. Ob das System unter Mahdmanagement langfristig unterhalb des critical load zu halten ist, ist ungewiss. Dagegen steht die Wirksamkeit der bodenbearbeitenden Maßnahmen Plaggen und Schoppern über Jahrzehnte hinweg außer Frage. Durch Plaggen konnten die größten Nährelemententzüge erreicht werden.

Summary

In the "Lüneburger Heide" nature reserve in nothwest Germany the impact of different machine management measures (mowing, "plaggen" [i. e. total removal of the organic soil layer] and "schoppern" [i. e. partial removal of the organic soil layer]) on nutrient cycling was investigated. Input and output of nitrogen, calcium, potassium, magnesium and phosphorus were measured. Nutrient input was measured with bulk-samplers and by estimation of dry deposition amounts. Removal of biomass and soil (O-horizon and A-horizon) as well as output with leachate explain the total nutrient output. Leachate rates were quantified with help of lysimeters.

Nutrient balances show that output by leachate (esp. for nitrogen) is very low compared to output by biomass and soil removal (for nitrogen approx. 1,5–3 % of total output). Highest nitrogen supplies can be found in the O-horizon (approx. 1.000 kg/ha) and in the A-horizon (approx. 600 kg/ha). Biomass only consists of approx. 100 kg nitrogen/ha. Potassium is concentrated in the Ah-horizon. An estimation of the theoretical effective period for nitrogen shows, that mowing will probably not be able to counteract nitrogen input. By contrast, there is no question about the effectiveness of "plaggen" and "schoppern" measures for decades. By "plaggen" the highest nutrient output could be achieved.

Literatur

Aerts, R., 1993: Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands. – In: *Aerts, R., Heil, G. W.* (ed.): Heathlands: Patterns and Processes in a Changing Environment. – Geobotany 20, 51–84.

Becker, K.-W., Meißner, R., Siebner, C., 1996: Der Wasserhaushalt von Kraut- und Strauchvegetation auf Sandböden der Colbitz-Letzlinger Heide. – Wasser & Boden 48, 12, 29–33.

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

Bleeker, A., Draijers, G. P. J., Klap, J. M., Jaarsveld, J. A. van, 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., Roelofs, J. G. M., 1995: Nitrogen critical loads for natural and semi-natural Ecosystems: The Empirical approach. – Water, Air and Soil Pollution 85, 4, 2413–2418.

Brechtel, H. M., Hammes, W., 1984: Aufstellung und Betreuung des Niederschlagssammlers „Münden". – Meßanleitung Nr. 3 der Hess. Forstl. Versuchsanstalt, Institut für Forsthydrologie. Hann. Münden, 13 S.

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, 3, 227–232.

Chapman, S. B., Hibble, J., Rafarel, C. R., 1975: Litter accumulation under *Calluna vulgaris* on a lowland heathland in Britain. – Journal of Ecology 63, 259–271.

Diemont, W. H., 1994: Effects of removal of organic matter on the productivity of heathlands. – Journal of Vegetation Science 5, 409–414.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.), 1994a: Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. – DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 229, 23 S.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.), 1994b: Niederschlag – Empfehlung für Betreiber von Niederschlagsstationen. – DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 230, 30 S.

Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoff-haltige Imissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Inaugural-Dissertation, Naturwissenschaftliche Fakultät der Justus-Liebig-Universität Gießen, 187 S.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Auswirkungen unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf die Stickstoffdynamik in Heideökosystemen in Nordwestdeutschland. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, im Druck.

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 Auftr. d. Umweltbundesamtes, Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, 140 S.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – Norfolk, 206 S.

Gimingham, C. H., 1992: The Lowland Heathland Management Handbook. – English Nature Science 8, 201 S.

Glatzel, S., 2003: Schriftliche Mitteilung. – Universität Göttingen.

Grasshoff, H., Ehrhardt, M., Kremling, K. (Hrsg.), 1983: Methods of Seawater Analysis. – Weinheim, 419 S.

Hanstein, U., Wübbenhorst, J., 2001: Die Niederschlagsverhältnisse im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn. – NNA-Berichte 14, 2, 23–27.

Härdtle, W., Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Mohamed, A., 2004: Nährelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung. – NNA-Berichte, 17, 2, 123–125.

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

Kaiser, T., 2004: Auswirkungen von Heidepflegeverfahren auf umweltrelevante Schutzgüter. – NNA-Berichte 17, 2, 198–212.

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.

Lancken, H. v. d., 1997: Lage, naturräumliche Einheiten und Klima. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 11–18.

Lindemann, K.-O., 1993: Die Rolle von *Deschampsia flexuosa* in *Calluna*-Heiden Mitteleuropas. – NNA Berichte 6, 3, 20–38.

Lütkepohl, M., Kaiser, T., 1997: Die Heidelandschaft. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 87–100.

Lütkepohl, M., 1993: Schutz und Erhaltung der Heide. Leitbilder und Methoden der Heidepflege im Wandel des 20. Jahrhunderts am Beispiel des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 6, 3, 10–19.

Matzner, U., 1980: Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. – Dissertation, Forstliche Fakultät der Georg August Universität Göttingen, 120 S.

Meisel, S., 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg-Süd, Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. – Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bad Godesberg, 19–31.

Miller, G. R., Miles, J., 1970: Regeneration of heather (*Calluna vulgaris* [L.] HULL) at different ages and seasons in north-east Scotland. – Journal of Applied Ecology 7, 51–60.

Mück, D. M., 1998: Untersuchungen zur Bedeutung von Stickstoffinput und interspezifischer Konkurrenz für die Heidevergrasung. – Inaugural-Dissertation, Naturwissenschaftlicher Fachbereich der Justus-Liebig-Universität Gießen, 153 S.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – Schriften a. d. Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen u. d. Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 61, 72 S.

Müller, J., Schaltegger, S., 2004: Sozioökonomische Analyse des Heidemanagements in Nordwestdeutschland – Wirtschaftlichkeit, Kosten-Wirksamkeitsverhältnisse und Akzeptanz. – NNA-Berichte 17, 2, 183–197.

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.

Power, S. A., 1998: Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. – Environmental Pollution 102, S1, 27–34.

Power, S. A., 2003: Schriftliche Mitteilung vom 10. 12. 03. – Imperial College of Science, Technology & Medicine, Berkshire, UK.

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.

Scheffer, F., 1998: Lehrbuch der Bodenkunde: Scheffer; Schachtschabel. – 14. Aufl., Stuttgart, 494 S.

Schlieske, K., 1992: Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. – Schriftenreihe d. Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel 16, 150 S.

Steubing, L., Buchwald, K., 1989: Analyse der Artenverschiebungen in der Sand-Ginsterheide des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Natur und Landschaft 64, 3, 100–105.

Steubing, L., 1993: Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 113–133.

Watt, A. S., 1955: Bracken versus heather, a study in plant sociology. – Journal of Ecology 43, 490–506.

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

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

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 adressed 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 “choppering” 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, choppering 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 choppering. A less intensive sod-cutting procedure (understood here as choppering) was

applied for the first time in the Netherlands in the 1980s (Diemont and Linthorst Homan, 1989). Choppering was introduced into our current study area in the middle of the 1990s and has henceforth been successfully applied in regenerating dry heaths. Choppering has several advantages over sod-cutting. Firstly, the machine used in our choppering 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 choppering 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 choppering 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 choppering 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 choppering 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 $pH_{(H2O)}$ 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 choppering and 9 for the sod-cutting experiment. Of the 9 choppering

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 (reffered 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)).

		ch	sc
	Prevailing species	Mean cover (%)	Mean cover (%)
Dwarf shrubs	*Calluna vulgaris*	40	38
Graminoids	*Deschampsia flexuosa*	66	26
	Molinia caerulea	< 1	36
	Graminoids (total)	66	62
Cryptogams	*Hypnum cupressiforme*	30	49
	Dicranum scoparium	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 choppering 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 choppering, 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. Choppering 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; Lamble 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:

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

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 kg.ha^{-1}.yr^{-1} (Figure 1). P-concentrations in the samples were below the analytically detectable threshold value (0.0326 mg.l^{-1}) and hence, P-input below 0.5 kg.ha^{-1}.yr^{-1}.

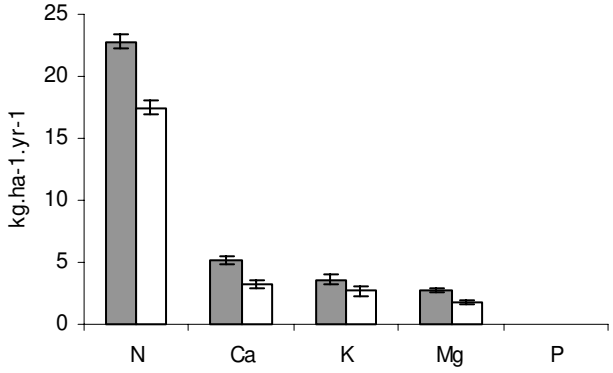


Figure 1
Annual atmospheric nutrient deposition in the study area in kg.ha^{-1}; total deposition: filled columns; bulk deposition: open columns; mean values (n = 12) and ± 1 SD; Deposition rates for P were below the analytical detectable threshold value. They thus amount to less than 0.5 kg.ha^{-1}.yr^{-1}.

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

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

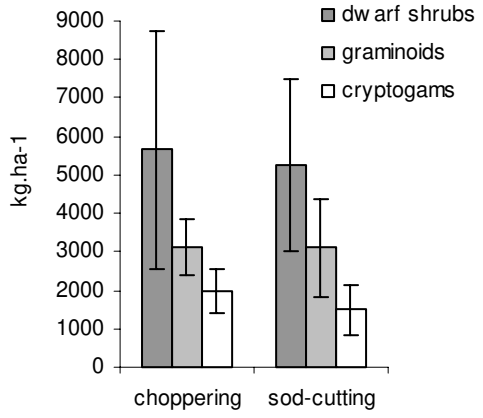


Figure 2
Above-ground biomass of dwarf shrubs, graminoids and cryptogams in the treatment plots before the management measures were carried out (mean values ± 1 SD; *n* = 9).

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 choppered 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 m^3.ha^{-1} (ch and sc plots). Choppering 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 m^3.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 choppering/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 choppering and Mg-leaching after sod-cutting differed significantly from the control plots (p < 0.05).

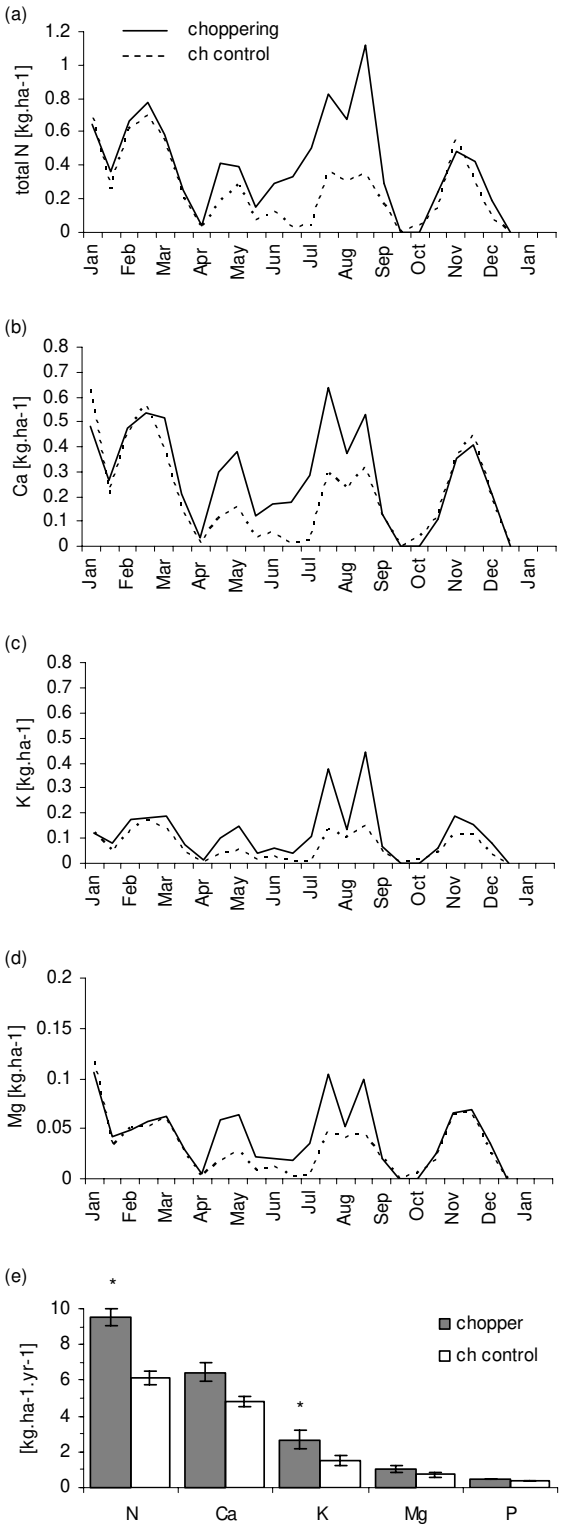


Figure 3 Annual course of leaching of N (a), Ca (b), K (c), and Mg (d) within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (choppered plots: solid line; control plots: thin line); (e): annual quantities of nutrients leached within the first year after the management 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: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

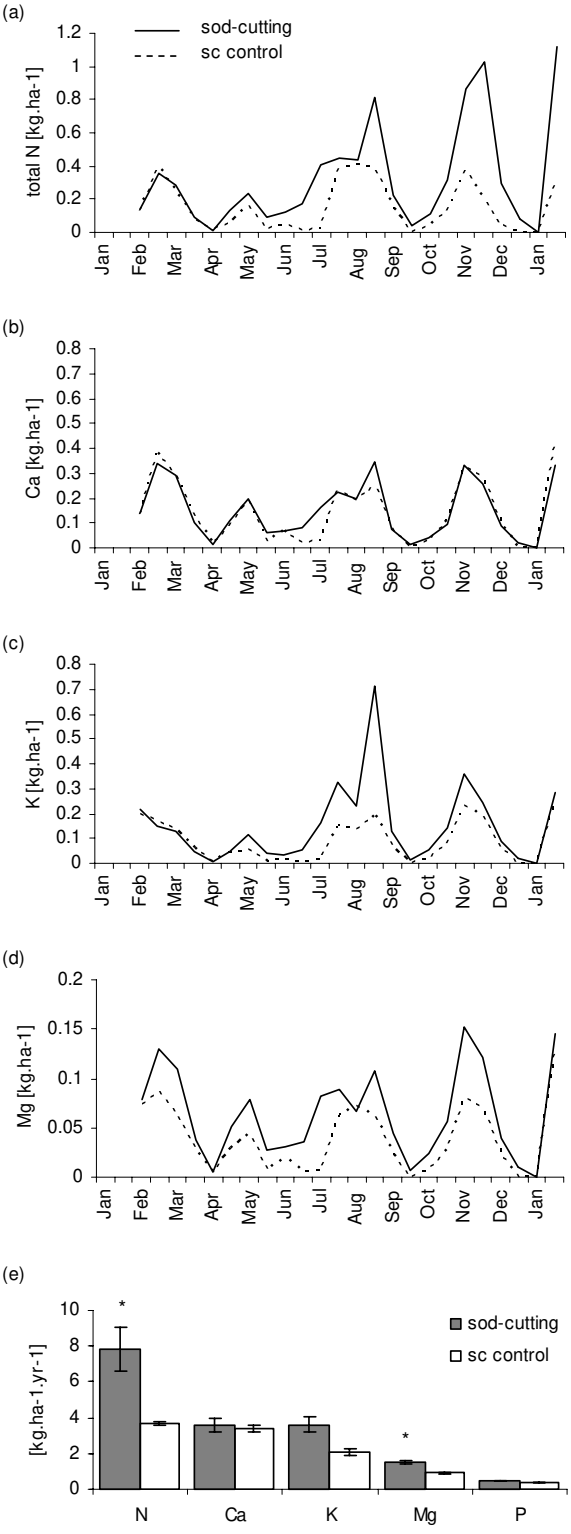


Figure 4 Annual course of leaching of N (a), Ca (b), K (c), and Mg (d) within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (sod-cut plots: solid line; control plots: thin line); (e): annual quantities of nutrients leached within the first year after the management 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 choppering (ch) and sod-cutting (sc) on the nutrient budget of the heathland studied. Nutrient input and output are given in kg.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 kg.ha^{-1}; annual leaching control/increased leaching = 0 / 0 kg.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 kg.ha^{-1}.yr^{-1} (53% more than in control plots) and after choppering to 9.5 kg.ha^{-1}.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 kg.ha^{-1}.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 choppering/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 kg.ha^{-1}.yr^{-1}; leaching control = 0.0 kg.ha^{-1}.yr^{-1}; increased leaching = 0.0 kg.ha^{-1}.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 choppering (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 $kg.ha^{-1}.yr^{-1}$); 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 choppering 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.

Applied Vegetation Science 8: 183-192, 2005
© IAVS; Opulus Press Uppsala.

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

Niemeyer, T.[1*]; Niemeyer, M.[1,2]; Mohamed, A.[1,3]; Fottner, S.[1,4] & Härdtle, W.[1,5]

[1]*Institute for Ecology and Environmental Chemistry, University of Lueneburg, Scharnhorststr. 1, 21332 Lueneburg, Germany;* [2]*E-mail mniemeye@uni-lueneburg.de;* [3]*E-mail menam@uni-lueneburg.de;*
[4]*E-mail silke.fottner@uni-lueneburg.de;* [5]*E-mail haerdtle@uni-lueneburg.de;*
[*]*Corresponding author; Fax +49 41316772808; E-mail thomas.niemeyer@uni-lueneburg.de*

Abstract

Question: Can prescribed winter burning compensate atmospheric nutrient loads for dry heathlands? What effects does prescribed burning have on nutrient balances, particularly as regards the limiting nutrients N and P?

Location: Lueneburg Heath, NW Germany.

Methods: In two burning experiments (in 10/15 year old *Calluna*-stands) nutrient balances (for N, Ca, K, Mg, P) were calculated by analysing nutrient inputs (atmospheric deposition, ash deposition), nutrient stores (above-ground biomass, organic horizon) and nutrient outputs (biomass combustion, leaching).

Results: Atmospheric nutrient deposition amounted to 22.8 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$ for N and < 0.5 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$ for P. Nutrient stores in the above-ground biomass were 95/197 $kg.ha^{-1}$ for N and 5/13 $kg.ha^{-1}$ for P (first/second experiment, respectively). From these stores 90/53% (for N) and 25/14% (for P) were removed by burning. Effects of leaching on nutrient balances were low. In the first two years after burning, leaching rates of N increased by about 4/6 $kg.ha^{-1}$, whereas leaching rates of P did not change significantly. Input/output-ratios showed that prescribed burning leads to positive nutrient balances for N, Ca and Mg in the long term. For example, the amounts of N removed by prescribed burning are equivalent to ca. five years of atmospheric inputs. Applied in ten-year cycles, this measure alone cannot prevent N accumulation in the long term.

Conclusion: Regarding 10/15 year old *Calluna*-heaths, we assume that prescribed burning cannot compensate for atmospheric N inputs, thus making long-term changes in the nutritional state inevitable. Therefore, prescribed burning should be applied in combination with high-intensity management measures.

Keywords: Above-ground biomass; Atmospheric nutrient deposition; *Calluna vulgaris*; *Deschampsia flexuosa*; Heathland management; Leaching; Nutrient removal.

Abbreviation: TEP = Theoretical Effective Period.

Introduction

Heathlands were recognized as an important habitat by the European Union Habitats Directive in 1986 (Webb 1998; Marcos et al. 2003) and are considered one of the most important cultural landscapes in Europe. Conservation of heathlands has become a major issue (Diemont 1996; Terry et al. 2004) and projects have been started at national and international levels aiming at preserving and restoring existing heathlands and re-creating them within their original distribution area (Marcos et al. 2003; Dorland et al. 2003, 2004, 2005).

Traditional land use has perpetuated ecosystems of a low nutrient status in which plant succession is arrested (Webb 1998). Inputs, losses and turnover of nutrients in heathlands, where nutrients are present at low levels, are important in both the functioning and management of habitats (Chapman et al. 1989).

The increasing amount of nutrient input by atmospheric deposition in recent decades and the abandonment of traditional land use has led to an invasion by the grass *Deschampsia flexuosa* or other plant species of less ecological value and, thus, to a transition from *Calluna vulgaris* dominated heathland to grassland (Marrs 1993; Uren et al. 1997; Kirkham 2001; Roem et al. 2002). Such changes in heathlands have been observed in many European countries (Britton et al. 2001; Dorland et al. 2003; Marcos et al. 2003). In order to preserve these landscapes, the employment of management practices to remove nutrients has increased in importance (Erisman & de Vries 2000; Power et al. 2001). Prescribed burning, alongside grazing, is still the predominant measure in the management of lowland heaths (Pakeman et al. 2003). Consequently, the important role of fire in restoring and conserving heathland has been repeatedly documented (e.g. Mallik & Gimingham 1985; Forgeard 1990; Adams et al. 1994; Gimingham 1992; Allchin et al. 1996; Valbuena & Trabaud 2001).

From a nature conservation point-of-view, it is important to know to what extent prescribed burning may

counterbalance atmospheric nutrient loads, or whether combinations with high-intensity management measures are needed to preserve a low nutrient status. The main objective of our study was to investigate the effects of fire on the nutrient balances of heathlands in order to assess whether prescribed burning is a sufficient measure for the removal of nutrients added to heathlands by atmospheric deposition. As N and P are known to be the most important nutrients limiting growth of heathlands (Koerselman & Meuleman 1996; Gerdol et al. 2000; Tessier & Raynal 2003), we focused particularly on the effects of prescribed burning on the budget and balance of these nutrients. In addition, balances were calculated for Ca, K and Mg. The following questions have been addressed in our study: 1. Can prescribed winter burning counterbalance atmospheric nutrient loads in dry heathland ecosystems? 2. What effects does prescribed burning have on nutrient balances of heathlands, particularly as regards the limiting nutrients N and P? 3. What impact does the amount of above-ground biomass have on the effectiveness of prescribed burning?

Methods

Study area

The study area is located in the northern part of the nature reserve Lüneburger Heide, Lueneburg Heath (Lower Saxony, NW Germany, 53°15' N, 9°58' E, 105 m a.s.l.). It is characterized by Pleistocene sandy deposits. Prevailing soil types are nutrient-poor Podzols or podzolic soils, with pH_{H2O} values in the topsoil ranging between 3.3 and 3.5. The climate is of a humid suboceanic type. Mean precipitation values amount to 811 $mm.a^{-1}$ and the mean temperature amounts to 8.4 °C (Müller-Westermeier 1996).

Sample plots and prescribed burning procedure

In the study area, two burning experiments were carried out on two randomly selected sample plots, which differed in the age of the dwarf shrub (*Calluna vulgaris*) vegetation. The first sample plot (first experiment) was dominated by about ten-year-old *Calluna vulgaris* stands (with negligible amounts of grasses and cryptogams). The second sample plot (second experiment) was characterized by ca. 15-year-old *Calluna vulgaris* stands, in which *Deschampsia flexuosa* and cryptogams (forming an understorey layer under the dwarf shrub canopy) were co-dominant. Owing to the fact that *Calluna vulgaris* was older, above-ground biomass was expected to be higher in Experiment. 2. In each sample plot (0.8 ha in size) eight experimental plots (20 m × 20 m in size) were selected at random. Four experimental plots were burned (treatment plots), and the remaining four served as controls (control plots; i.e. four replicates per experiment). In the Lueneburg Heath, prescribed burning is generally applied during the winter. Important prerequisites for prescribed burning are periods of fine weather and low wind velocities. Winter burns are low-temperature fires and, thus, do not affect the organic horizon (Niemeyer et al. 2004). Treatment plots in the first experiment were burned in late winter (16.02.2001), and in Experiment 2 in early autumn (18.10.2001). The two sample plots were neither managed nor grazed during the past decade.

Analysis of atmospheric nutrient inputs

Atmospheric nutrient input was measured by means of 12 bulk samplers (type Münden 200; Inst. of Forest Hydrology, Hannoversch Münden, DE) installed 100 cm above ground (six samplers per experiment). To avoid contamination by birds or insects, samplers were protected by a surrounding ring and a synthetic sieve inside. Samples were collected biweekly for a period of two years in the first experiment, and for one year in Experiment 2 (starting immediately after the burning of treatment plots). Samples were kept in a fridge (< 4 °C; for a maximum of three months) until analysis. Ca-, K-, Mg- and P-concentrations were determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES; Optima 3300 RL; Perkin Elmer, Burladingen, DE). For analysing N-concentrations samples were dissolved in a K_2SO_4-NaOH solution according to the Koroleff method (Grasshoff et al. 1983), and afterwards subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, DE). Total N was measured with an ion chromatograph (IC-DX 120 Dionex; Idstein, DE). The analysis procedure described above makes chemical conservation of samples unnecessary (Grasshoff et al. 1983).

In experiments over a period of six years, Gauger et al. (2000) compared bulk – and total (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 estimate 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, respectively (according to Gauger et al. 2000; Bleeker et al. 2000).

Analysis of nutrient losses by leaching

Nutrient loss by leaching was determined by means of a 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, DE). Soil water samplers were installed at depths of 100 cm. In the first experiment, the leachate was analysed over a period of two years in two treatment and two control plots ($n = 2$). The leachate in Experiment 2 was analysed in all treatment and all control plots ($n = 4$). Samples were taken simultaneously and at the same intervals as deposition samples. Digestion and analysing procedures were the same as for the deposition samples.

Analysis of the nutrient stores in the above-ground biomass and organic horizon

In order to determine nutrient stores in the above-ground biomass, above-ground plant material in the treatment plots was harvested on randomly selected 1-m^2 patches before and immediately after burning ($n = 4$). Harvested plant material was separated into three groups: dwarf shrubs (i.e. *Calluna vulgaris*), graminoids (i.e. *Deschampsia flexuosa*) and cryptogams. Dried material (105 °C) was weighed, cut with a cutting mill (SM 100 S; Retsch, Haan, DE) and afterwards ground with a ball mill (pulverisette 7; Fritsch, Idar-Oberstein, DE).

In the treatment plots the organic layer was harvested on square areas (10 m × 10 cm in size) located at the intersection points of a 10 m × 10 m grid (points spaced 2 m apart). A total of 36 samples were obtained and thoroughly mixed (i.e. one sample per plot, $n = 4$ per experiment). This procedure was repeated immediately after burning in order to determine the level of nutrient input as a result of ash deposition. Organic material was treated in the same way as the above-ground biomass.

The N-content of ground material from plants and the O-horizon was analysed with a C/N-analyser (Vario EL; Elementar, Hanau, DE). In order to determine the Ca-, K-, Mg- and P-contents in plants and the O-horizon, ground material was dissolved in an HNO_3/HCl/H_2O_2-solution using microwave digestion (Lamble & Hill 1998; Wong et al. 1997). Digests were analysed with Inductively coupled plasma optical emission spectroscopy, ICP-OES.

Calculation of nutrient balances

For the calculation of nutrient balances, net nutrient inputs were compared with net nutrient outputs. We defined the annual net input of nutrients as the difference between the annual deposition and the annual leaching measured in the control plots. Nutrient losses from the above-ground biomass were calculated by comparing nutrient contents of the above-ground biomass and the unburned remainder. Nutrient losses during the burning procedure are due to the emission of gaseous compounds and ash particles (Diemont 1996). Ash particles are partly deposited and thus remain in the system (Allen et al. 1969; Evans & Allen 1971; Gimingham 1972). The nutrient deposition by ash and possible combustion of organic material (of the O-horizon) was calculated by comparing the nutrient contents of the O-horizon (of treatment plots) before and immediately after burning.

It is likely that leaching rates increase after burning due to increased mineralization rates in the O-horizon (Mallik 1986; Berendse 1990; Kirschbaum 1995; Schmidt et al. 2002) and decreased transpiration rates of the vegetation (Mallik & FitzPatrik 1996; Anderson & Hetherington 1999). With the regeneration of vegetation, leaching rates decrease continuously whilst evapotranspiration and nutrient uptake rates of the regenerating vegetation increase (Gimingham 1972; Forgeard 1990). According to Forgeard (1990), Maltby et al. (1990) and Sedláková & Chytrý (1999) it takes about six years for the vegetation cover (particularly as regards the dwarf shrubs) to achieve the situation as it was prior to prescribed burning. Hence, it is likely that increased leaching rates take place mainly within six years after burning, due to the effects described above. In order to calculate the increase of leaching rates after burning in approximation, we presume that nutrient outputs by leaching are maximal within two years after burning (Experiment 1: measured; Experiment 2: calculated according to the results of Experiment 1). With the vegetation recovery in the third year after burning, nutrient losses by leaching decrease continuously (linear decrease) until the status quo ante is achieved after six years. Thus, the total amounts of nutrient loss in a heath due to increased leaching after burning, may be calculated according to the following equation:

$$L_{(6yr)} = L_{(1yr)} + L_{(2yr)} + {}^{4}/_{5}\, L_{(2yr)} + {}^{3}/_{5}\, L_{(2yr)} + {}^{2}/_{5}\, L_{(2yr)} + {}^{1}/_{5}\, L_{(2yr)} - 6\, L_{(control)} = L_{(1yr)} + 3L_{(2yr)} - 6\, L_{(control)} \quad (1)$$

where:

$L_{(6yr)}$ = increase in leaching due to the application of prescribed burning (i.e. within six years after heathland burning);

$L_{(1yr)}$ = amount of leaching in the treatment plots in the first year;

$L_{(2yr)}$ = amount of leaching in the treatment plots in the second year;

$L_{(control)}$ = amount of annual leaching in the control.

Calculation of the theoretical effective period (TEP)

Total nutrient loss (due to the combustion of the above-ground biomass and increased leaching rates) was related to the annual net input (annual atmospheric nutrient deposition minus leaching rates in the control). This relationship provides a term of reference that describes the period of time (in years) to which the amount of nutrients removed due to prescribed burning and atmospheric nutrient input is equivalent (Britton et al. 2001). We call this the Theoretical Effective Period (TEP).

The TEP for a particular nutrient element is calculated according to the following formula:

$$TEP_{(N,P,Ca,Mg,K)} = \frac{\text{output biomass + output increased leaching}}{\text{annual net nutrient input}} \quad (2)$$

where:
output biomass = differences between the amounts of nutrients in the above-ground biomass in treatment plots before and after burning minus ash deposition;
output increased leaching = differences in leaching levels between the treatment and corresponding control plots (within six years after burning);
annual net input = annual nutrient deposition minus annual leaching in the control plots.
For the calculation of the TEP we assumed that deposition rates remain unchanged over the subsequent years.

Statistics

Measurement results from atmospheric deposition, leaching, above-ground biomass and the O-horizon were subjected to one-way ANOVA (SPSS 11.5 for Windows) and Tukey's post-hoc test. Log-transformation of leaching data and arcsine-transformation of data from atmospheric deposition, nutrient contents of the above-ground biomass and O-horizon were performed prior to ANOVA.

Table 1. Annual total nutrient deposition (wet and dry deposition; means and ± 1 SD in brackets, $n = 12$) in the Lueneburg Heath. Deposition rates for P were below the analytically detectable threshold value. They thus amount to less than 0.5 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$.

	N	Ca	K	Mg	P
Bulk deposition	17.5	3.3	2.7	1.8	<0.5
Estimated total deposition	22.8	5.1	3.6	2.8	<0.5
	(0.59)	(0.32)	(0.37)	(0.15)	

Results

Atmospheric nutrient inputs and net input rates

A comparison of the atmospheric nutrient deposition revealed no significant differences between the 12 bulk samplers ($p > 0.05$). Thus, atmospheric nutrient deposition was considered to be equal for all the experimental plots. Table 1 gives an overview of the annual amounts of nutrient deposition (means and SD) with respect to the nutrient elements considered. The N-input amounted to 22.8 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$. P-deposition rates fell below the analytically detectable threshold value (0.0326 $mg.L^{-1}$). Deposition rates are, thus, below 0.5 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$. With the exception of K, annual net input rates were in a comparable range for both experiments (e.g. for N 20.8 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$ and 21.0 $kg.ha^{-1}.a^{-1}$;Table 2).

Leaching

Leaching rates in the treatment plots were elevated during the two years following burning (Figs. 1 and 2). They were particularly high for N, Ca and K immediately after burning and varied in a nutrient typical pattern during the course of the two years investigated (first experiment, Fig. 1). Amounts of leached nutrients were significantly higher in treatment plots than in controls for N, Ca, K and Mg in the first year, and for N, Ca and K in the second year. No significant differences were found for Mg in the second year or for P in either year. However, it should be mentioned that leaching rates of P were close to the analytically detectable threshold value. The second burning experiment yielded similar results (Fig. 2). Significantly increased leaching was found in the treatment plots for N, Ca and Mg, in which, again, the increase of nutrient losses was highest for N and Ca.

Nutrient stores in the above-ground biomass and O-horizon before and after burning

In the first experiment, above-ground biomass of *Calluna vulgaris* amounted to 11 806 $kg.ha^{-1}$. 84% of this biomass was burned. In Experiment 2, the above-ground biomass ratios of *Calluna* : *Deschampsia* : cryptogams amounted to 12 179 : 466 : 5311 $kg.ha^{-1}$. Of these groups ca. 28 : 88 : 81% of the above-ground biomass remained after burning. Table 2 summarizes the results with respect to the nutrient stores in the above-ground biomass and the O-horizon and the outputs due to burning. In the first experiment between 90-98% of the nutrients that were fixed in the above-ground biomass were removed. For example, only 10.3% (= 9.8 $kg.ha^{-1}$) of the N remained in the unburned above-ground biomass (N-content before burning: 95.3 $kg.ha^{-1}$).

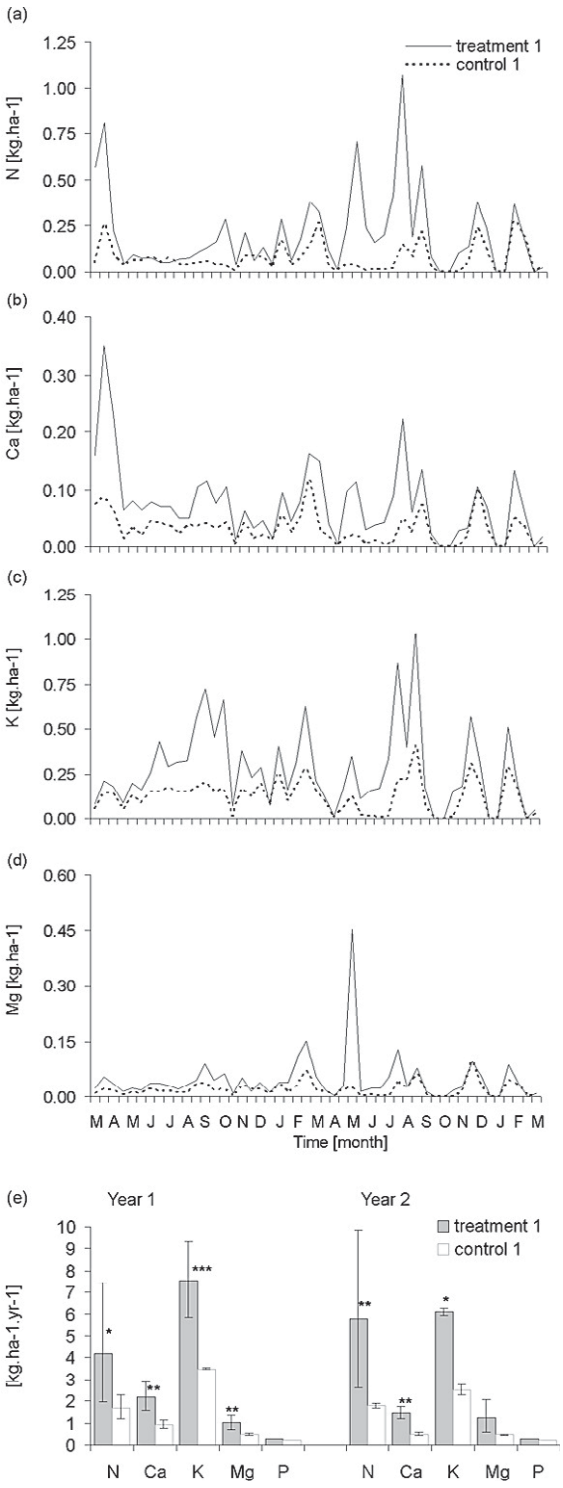


Fig. 1. Annual course (two-year period) of leaching of N (**a**), Ca (**b**), K (**c**) and Mg (**d**) (treatment plots: solid line; control plots: thin line) and annual amounts of nutrients leached (**e**) in the treatment plots (closed columns) and the control plots (open columns) in the first and the second year after burning (Experiment 1); **a-d:** Means of two samples, $n = 52$ measurements; **e:** Means, max. and min. values; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

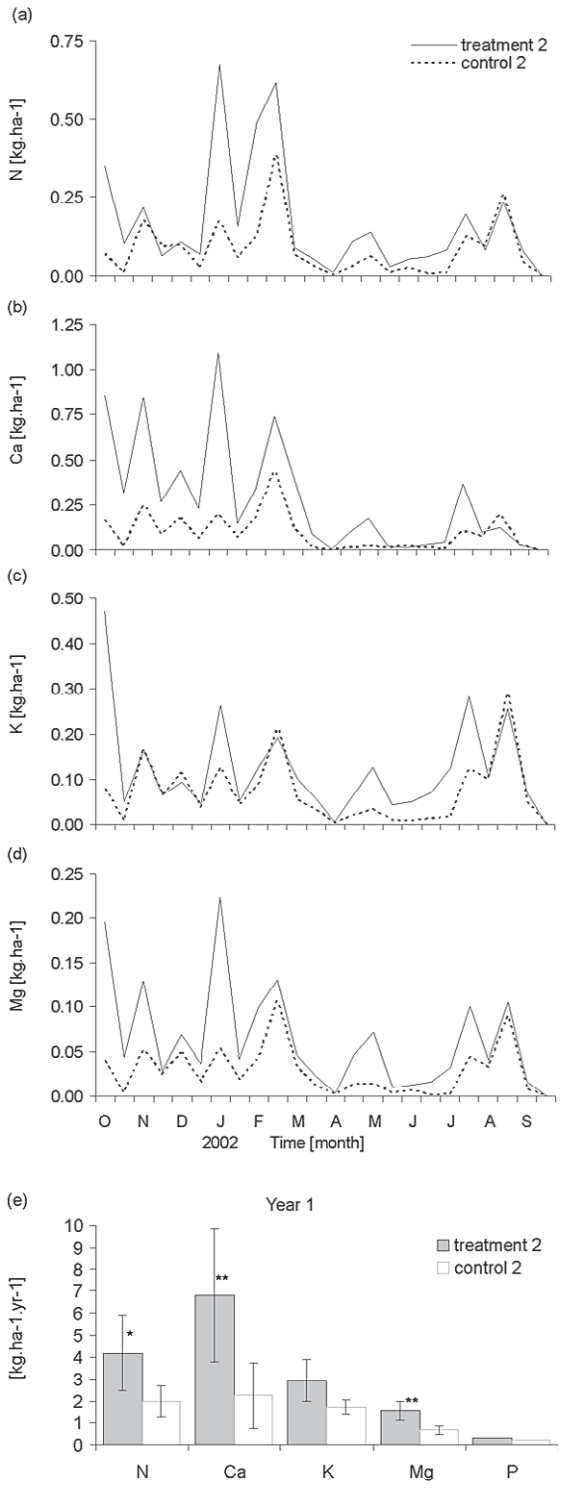


Fig. 2. Annual course (one year period) of leaching of N (**a**), Ca (**b**), K (**c**) and Mg (**d**) (treatment plots: solid line; control plots: thin line) and annual amounts of nutrients leached (**e**) in the treatment plots (closed columns) and the control plots (open columns) one year after burning (Experiment 2); **a-d:** Means of four samplers, n = measurements; **e:** Means ± 1 SD; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

Table 2. Impact of prescribed burning on nutrient balances of heathlands (studied in the Lueneburg Heath in two burning experiments); values are given for the input, stores and output of nutrients; mean values of: $n = 4$ (+) or $n = 12$ (++) and ± 1 SD (in brackets) in kg.ha^{-1}; Theoretical Effective Period (TEP) in years; significant differences in the nutrient stores of the O-horizon due to ash deposition are marked with: * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; ns = not significant; nc = not calculated; calculation of the increase of leaching after burning, see text.

		Experiment 1					Experiment 2				
		N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Calculated input	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 plot+	1.8 (0.5)	0.7 (0.3)	3.0 (0.8)	0.5 (0.1)	<0.2 (nc)	2.0 (0.2)	2.0 (0.6)	1.7 (0.1)	0.7 (0.1)	<0.2 (nc)
	Annual net input	21.0	4.4	0.6	2.3	<0.3	20.8	3.1	1.9	2.1	<0.3
Nutrient stores	Above-ground biomass+	95.3 (10.7)	34.3 (2.3)	26.6 (3.1)	9.6 (0.8)	4.8 (0.2)	196.9 (28.3)	67.4 (7.5)	56.3 (10.3)	18.2 (1.2)	12.9 (1.4)
	Unburned remainder+	9.8 (3.5)	1.5 (0.6)	0.5 (0.2)	0.3 (0.1)	0.4 (0.1)	92.7 (10.5)	28.2 (5.2)	13.0 (5.3)	6.2 (1.2)	4.9 (0.7)
	Burned biomass	85.5	32.8	26.1	9.3	4.4	104.2	39.2	43.3	12.0	8.0
	O-horizon before burning+	771.8 (89.0)	77.8 (12.6)	30.6 (7.6)	17.8 (1.9)	25.4 (3.1)	736.1 (95.4)	56.1 (11.1)	31.2 (5.1)	16.9 (3.4)	23.5 (5.1)
	O-horizon after burning+	766.5 ns (148.6)	103.8 ns (28.4)	49.7* (17.7)	26.8** (3.0)	28.8 ns (4.1)	741.3 ns (13.1)	91.6** (139.0)	49.3** (13.4)	27.8** (6.4)	29.9 ns (4.5)
	Ash deposition	–5.3	26.0	19.1	9.0	3.4	5.2	35.5	18.1	10.9	6.4
Output	Due to burning (smoke)	90.8	6.8	7.0	0.3	1.0	99.0	3.7	25.2	1.1	1.6
	Due to leaching	12.4	3.3	12.2	2.5	<0.2	11.1	9.3	2.9	4.1	<0.3
	Total output	103.2	10.1	19.2	2.8	<1.2	110.1	13.0	28.1	5.2	<1.9
	TEP (years)	4.9	2.3	32.2	1.2	nc.	5.3	4.2	14.8	2.5	nc

With the exception of N in Experiment 1, the nutrient stores of the O-horizon increased as a result of ash deposition. The nutrient contents in the O-horizon after burning were significantly higher for K and Mg (in Experiment 1) and for Ca, K, and Mg (in Experiment 2). Although the percentage of nutrient losses from the above-ground biomass in Experiment 2 (53-77%) was lower than in the first, the total amounts of nutrients removed in Experiment 2 were clearly higher (e.g. for N: 104.2 kg.ha^{-1}; Table 2). With the exception of N, the amounts of nutrients returned to the system due to ash deposition are related to the amounts of nutrients fixed in the above-ground biomass.

Comparison of the TEPs

In order to calculate the TEP with respect to a particular nutrient, the input, stores, and output rates were compared (Table 2). The TEP for a particular nutrient element is shown in the bottom row of Table 2. As regards nitrogen, for example, prescribed burning removed the amount of N that corresponds to 4.9 and 5.3 years of atmospheric input (Experiments 1 and 2, respectively). The shortest TEP was found for Ca, and amounts to 2.3 a (Experiment 1) and 4.2 a (Experiment 2). TEP for P was not calculated, as P-concentrations in the deposition and the leachate fell below the analytically detectable threshold value.

Discussion

Atmospheric nutrient inputs

The rates of atmospheric nutrient deposition found in our study area are in good agreement with other records in NW Germany (Meeseburg et al. 1995; Mück 1998; Gauger et al. 2000; Anon. 2000). They are also in the range reported in studies from the British Isles (Power et al. 1998, 2001; Kirkham 2001), and are somewhat lower than deposition rates in the Netherlands (Bakema et al. 1994; Erisman & de Vries 2000). This indicates that our study area is exposed to deposition rates which are representative for quite a number of heaths in northwestern Central Europe.

Leaching

Comparisons of leaching data are difficult due to the lack of corresponding analyses. Leaching values for N reported for heaths in NW Germany are in a comparable range to our findings (Matzner & Ulrich 1980; Engel 1988; Schlieske 1992), but these were based on rough calculation rather than on direct measurements. Mück (1998) analysed N leaching rates under *Calluna vulgaris* stands in the Lueneburg Heath, which amounted to 7.3 kg.ha^{-1} in 1989 and to 2.9 kg.ha^{-1} in 1990. The author assumed that the high values found in

1989 resulted from high summer temperatures leading to increased N-mineralisation rates and, thus, to increased leaching. Allen (1964) and Allen et al. (1969) reported on burning experiments and effects on leaching in heathlands in the UK. They found nutrient losses (Ca, K, Mg and P) by leaching after heather burning ranging from 0.01 to 1 kg.ha^{-1}.a^{-1}. Discrepancies between these and our results may be explained by different atmospheric deposition rates, differences in soil conditions, different temperatures and precipitation rates during the summer and different nutrient contents in the burned biomass. However, the impact of the above-ground biomass available for combustion was comparatively low in our experiments. For example, although the N-store in the biomass in Experiment 2 was about twice that of Experiment 1, leaching rates for N after burning were in a comparable range in both experiments (Table 2). Thus, we assume that the major impacts on leaching (particularly for N) are deposition rates and soil surface temperatures (of the O-horizon) affecting the litter mineralization.

In our experiments, differences in leaching between treatment and control plots were particularly high immediately after burning and during the summer, as the removal of a shading dwarf shrub layer led to significantly increased soil surface temperatures in the treatment plots (Niemeyer et al. 2004). The distinct increase in leaching of Ca may be due to the high Ca-concentrations in the ash (26.0 and 35.5 kg.ha^{-1}, respectively). High amounts of Ca mobilised after burning remain unused by the regenerating vegetation, and thus were to be found to a high proportion in the leachate. In addition, it is likely that high NH_4^+-concentrations (appearing after heathland burning) may lead to a replacement of cations (Mg, Ca and K) at exchange sites in the soil (Brady & Weil 1996). This process may also explain increased leaching rates for Ca, Mg and K, as these ions are replaced by NH_4^+.

In our experiments, the course of post-management leaching rates was calculated in approximation. Thus, uncertainties in the calculation of leaching rates may affect the outcomes for the TEP. However, the amount of nutrient loss due to leaching after heathland burning is very low compared to the nutrient losses from the above-ground biomass. For example, if the increase of leaching rates for N in Experiment 2 is underestimated by about 50% (i.e., 11.1 instead of 16.6 kg.ha^{-1}), TEP will increase only by about 3.8% (from 5.3 to 5.5 a). Leaching, thus, has negligible effects on the nutrient balances, and uncertainties in its calculation have only slight effects on TEP outcomes.

Nutrient output from the above-ground biomass

Although the above-ground biomass within the experimental plots was variable within a wider range, the mean values of nutrient stores (for N and P) were in good agreement with findings of other authors (Matzner & Ulrich 1980; Engel 1988; Aerts 1993; Alonso et al. 2001; Kirkham 2001). Hence, the stands investigated in this study may be considered as representative of many heaths in northwestern Central Europe as regards both their structure and the nutrient stores of the above-ground biomass.

As our experiments showed, the amounts of nutrient loss due to burning increase with increasing above-ground biomass available for combustion. Nevertheless, the effectiveness of a fire at removing nutrients (expressed in percentage of removed nutrients) may not increase with increasing biomass. For example, in Experiment 1 ca. 90% of the N fixed in the biomass was removed (compared to only 53% in Experiment 2), although the ratio of the biomass N-content in the experiments amounted to 95.3 : 196.9 kg.ha-1. This finding may apply to winter burns in particular, as a complete combustion of high standing stocks is unlikely in the winter months, due to low burning temperatures (Power et al. 2001; Terry et al. 2004). In addition, with increasing burning intervals (and thus increasing age of stands), *Calluna vulgaris* stems sometimes remain unburned (Nilsen et al. 2005). This is in agreement with our results, as in Experiment 1 84%, and in Experiment 2 only 72% of *Calluna*-biomass was burned. The reduced quantities of nutrient losses in Experiment 2 also can be attributed to the high proportion of *Deschampsia flexuosa* and cryptogams in the above-ground biomass. More than 80% of the biomass of these groups remained unburned in the treatment plots. The amounts of nutrients removed by prescribed burning are also affected by stochastic parameters such as the water content of the vegetation, soil humidity, and effects of wind (Gimingham 1972; Hobbs & Gimingham 1984). Owing to a missing layer of cryptogams protecting the O-horizon in Experiment 1, it is likely that this horizon was slightly affected by burning. This may explain the negative balance for N as regards the O-horizon in Experiment 1. However, pre-/post-treatment differences in the N-content of the O-horizon are not significant at the level of $p = 0.05$. In our experiments, the nutrient losses from the above-ground biomass are in a range well comparable with that calculated in other studies (Diemont 1996; Terry et al. 2004), but they may be distinctly higher with increasing fire temperatures (Diemont 1996). In summary, the amounts of nutrients removed from heathlands by means of prescribed burning may vary due to the effects of all the parameters mentioned above

(Robertson & Davies 1965; Chapman 1967; Allen et al. 1969; Terry et al. 2004).

Our results show that prescribed burning has the potential to remove comparatively high amounts of N fixed in the above-ground biomass. By contrast, Ca, K, Mg and P were found in high amounts in the ash and, thus, remain in the system. This may be attributed to the fact that N-removal by prescribed burning is due to both losses of gaseous N and losses through small ash particles (Allen et al. 1969; Chapman 1967; Diemont 1996). Assessing the effectiveness of management measures as regards their potential to mitigate atmospheric nutrient loads, prescribed burning is as efficient as low-intensity mowing (Power et al. 2001; Sieber et al. 2004; Terry et al. 2004). However, compared to high-intensity management measures (e.g. sod-cutting) the amounts of nutrients removed by winter burns are low (Chapman 1967; Sieber et al. 2004; Terry et al. 2004), because in most cases O-horizons with high nutrient stores (cf. Table 2) remain unaffected since combustion temperatures are low. Our results suggest that the effectiveness of prescribed winter burning on removing N from heathland ecosystems increases with shorter management cycles (i.e. the burning of heath at 10-year rather than 15-year intervals).

Nutrient balances and TEP

As regards the TEP for the nutrient elements considered, in both experiments only TEPs for K exceed values of 10 years (Table 2, bottom row). As prescribed burning is generally not applied within a cycle of less than 10-15 years, due to the period of time that vegetation needs for recovery (Miller & Miles 1970; Terry et al. 2004), stands subjected to prescribed winter burning will accumulate N, Ca and Mg in the long term.

These findings must be interpreted in the light of the fact that heathland ecosystems are considered to be N-(co-)limited on the vegetation level (Koerselman & Meuleman 1996; Roem & Berendse 2000; Tessier & Raynal 2003). Hence, habitat management can mitigate some effects of atmospheric nutrient loads, particularly by maintaining a long-term balance of N-budgets. Our results suggest that prescribed winter burning as a low-intensity measure (Power et al. 2001, 2004) cannot compensate the present-day atmospheric N-loads within an application cycle of ca. 10 years. As burning procedures of heaths have many positive effects on heathland dynamics (e.g. rejuvenation of *Calluna vulgaris*; Gimingham 1992; Allchin et al. 1996; Valbuena & Trabaud 2001), they should be applied in combination with more intensive techniques (e.g. high-intensity mowing, sod-cutting) in order to preserve balanced budgets for growth-limiting and competition-controlling nutrients in the long term. It remains unclear to what extent atmospheric nutrient loads (particularly for N) will accelerate vegetation growth (Berendse et al. 1994; Power et al. 1998), which would allow for shorter management cycles (Diemont 1996). This would increase the effectiveness of management measures as regards the nutrient output.

Outcomes of TEP are affected by some 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 regarding this process. In addition, an interpretation of TEP outcomes must also consider the fact that small amounts of K, Ca and Mg may be released from soils due to weathering of minerals (Brady & Weil 1996). In the sandy podzols of the study area, Ca-, Mg- and K-contents of the C-horizons are below 0.1%, 0.1%, and 1.1%, respectively (Scheffer & Schachtschabel 2002). These stores are very low compared with stores in the above-ground biomass and humus-horizons. Weathering of minerals thus may have slight effects on the TEP calculated for K, but is negligible for Ca and Mg (regarding podzols). Uncertainties in the calculation of the TEP due to difficulties in estimating post-management leaching rates have been discussed above (see section on leaching).

In summary, our study provides evidence that low-intensity (winter) burns are not sufficient to compensate present-day atmospheric N-deposition. In this context, it may be important that effects of N on shoot growth of *Calluna vulgaris* are lower in those heaths which had received more intensive management treatments (Barker et al. 2004). However, in order to preserve a balanced N-budget on a long-term basis, high-intensity measures, which may be applied in combination with low-intensity measures (prescribed burning, grazing), will be an indispensable instrument in heathland preservation.

Acknowledgements. This study was supported by the German Federal Ministry for Education and Research, Project No. 01LN0006. We acknowledge the support of the Alfred Toepfer Academy (NNA) for both the field experiments and the project coordination.

References

Anon. (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (eds.) 2000. Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen. – *Nachhaltiges Niedersachsen - Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung* 14.

Adams, M.A., Iser, J., Keleher, A.D. & Cheal, D.C. 1994. Nitrogen and Phosphorus availability and the role of fire in heathlands at Wilsons Promontory. *Aust. J. Bot.* 42: 269-281.

Aerts, R. 1993. Nutrient turnover in Dutch heathlands during succession from ericaceous to gramineous dominance. *Scripta Geobot.* 21: 7-15.

Allchin, E.A., Putwain, P.D. & Mortimer, A.M. 1996. Burning heathland for management: Fire temperatures and vegetative regeneration. *Asp. Appl. Biol.* 44: 407-412.

Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. *J. Appl. Ecol.* 1: 347-367.

Allen, S.E., Evans, C.C. & Grimshaw, H.M. 1969. The distribution of mineral nutrients in soil after heather burning. *Oikos* 20: 16-25.

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 the Environment (RIVM). Report No. 259102009, Bilthoven, NL.

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 mineralisation during secondary succession in heathland ecosystems. *J. Ecol.* 78: 413-427.

Berendse, F., Schmitz, M. & de Visser, W. 1994. Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. *Oecologia* 100: 38-44.

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 Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 10803081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report No. 722108027, Bilthoven, NL.

Brady, N.C. & Weil, R.R. 1996. *The nature and properties of soils*. 11th ed. Prentice-Hall, London, UK.

Britton, A.J., Pakeman, R.J., Carey, P.D. & Marrs, R.H. 2001. Impacts climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. *J. Veg. Sci.* 12: 797-806.

Chapman, S.B. 1967. Nutrient budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. *J. Ecol.* 58: 445-452.

Chapman, S.B., Rose, R.J. & Clarke, R.T. 1989. A model of the phosphorus dynamics of *Calluna* heathland. *J. Ecol.* 77: 35-48.

Diemont, W.H. 1996. *Survival of Dutch heathlands*. IBN Scientific Contributions No. 1. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, NL.

Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J.H. & Verhoeven, J.T.A. 2003. Soil ammonium accumulation hampers the restoration of degraded wet heathlands. *J. Appl. Ecol.* 40: 804-814.

Dorland, E., van den Berg, L.J.L, van den Berg, A.J., Vermeer, M.L., 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.

Dorland, E., Hart, M.A.C, Vermeer, M.L & Bobbink, R. 2005. Assessing the success of wet heath restoration by combined sod cutting and liming. *Appl. Veg. Sci.* 8: xxx-yyy.

Engel, S.K. 1988. *Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoffhaltige Immisionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide*. Ph. D. Thesis, University of Gießen, Gießen, DE.

Erisman, J.W. & de Vries, W. 2000. Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environ. Rev.* 8: 65-93.

Evans, C.C. & Allen, S.E. 1971. Nutrient losses in smoke produced during heather burning. *Oikos* 22: 149-154.

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*. Studie im Auftr. d. Umweltbundesamtes, Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, Berlin, DE.

Gerdol, R., Brancaleoni, L., Menghini, M. & Marchesini, R. 2000. Response of dwarf shrubs to neighbour removal and nutrient addition and their influence on community structure in subalpine heath. *J. Ecol.* 88: 256-266.

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

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

Grasshoff, H., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (eds.) 1983. *Methods of seawater analysis*. 2nd ed. Verl. Chemie, Weinheim, DE.

Hobbs, R.J. & Gimingham C.H. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. I. Fire characteristics. *J. Ecol.* 72: 223-240.

Kirkham, F.W. 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric deposition in England and Wales. *J. Ecol.* 89: 1041-1053.

Kirschbaum, M.U.F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C store. *Soil Biol. Biochem.* 27: 753-760.

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.

Lamble, K.J. & Hill, S.J. 1998. Microwave digestion proce-

dures for environmental matrices. *Analyst* 123: 103-133.

Mallik, A.U. 1986. Near-ground micro-climate of burned and unburned *Calluna* heathland. *J. Environ. Manage.* 23: 157-171.

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.

Maltby, E., Legg, C.J. & Proctor, M.C.F. 1990. The ecology of severe moorland fires on the North York Moors. Effects of the 1976 fires, and subsequent surface and vegetation development. *J. Ecol.* 78: 490-518.

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. *J. Veg. Sci.* 14: 417-424.

Marrs, R.H. 1993. An assessment of changes in *Calluna* heathlands in Breckland, Eastern England, between 1983 and 1991. *Biol. Conserv.* 65: 133-139.

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.

Meeseburg, H., Meiwes, K.J. & Rademacher, P. 1995. Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in north-west German forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 85: 611-616.

Miller, G.R. & Miles, J. 1970. Regeneration of heather [Calluna vulgaris (L.) Hull] at different ages and seasons in north-east Scotland. *J. Appl. Ecol.* 7: 51-60.

Mück, D.M. 1998. *Untersuchungen zur Bedeutung von Stickstoffinput und interspezifischer Konkurrenz für die Heidevergrasung*. Ph.D. Thesis, University of Gießen, Gießen, DE.

Müller-Westermeier, G. 1996. *Klimadaten von Deutschland Zeitraum 1961-1990*. DWD, Offenbach, DE.

Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A., Sieber, M. & Härdtle, W. 2004. Auswirkungen kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand und Moorheiden. *NNA Ber.* 17 (2): 65-79.

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.

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. *Biol. Conserv.* 114: 389-400.

Power, S.A., Ashmore, M.R. & Cousins, D.A. 1998. Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. *Environ. Pollut.* 102: 27-34.

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

Power, S.A., Ashmore, M.R., Terry A.C., Caporn, S.J.M., Pilkington, M.G., Wilson, D.B., Barker, C.G., Caroll, 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 Pollut. Focus* 4: 259-267.

Robertson, R.A. & Davies, G.E. 1965. Quantities of plant nutrients in heather ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 2: 211-219.

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.

Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F. 2002. Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *J. Appl. Ecol.* 39: 937-948.

Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (eds.) 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15th ed. Enke, Stuttgart, DE.

Schlieske, K. 1992. Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. *Schriftenr. Inst. Pflanzenernähr. Bodenk. Univ. Kiel* 16.

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.

Sedlácová, 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 Ber.* 17 (2): 92-107.

Terry A.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., Alchin, E.A. & Heil, G.W. 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 and 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.

Uren, S.C., Ainsworth, N., Power, S.A., Cousins, D.A., Huxedurp, L.M. & Ashmore, M.R. 1997. Long-term effects of ammonium sulphate on *Calluna vulgaris*. *J. Appl. Ecol.* 34: 208-216.

Valbuena, L. & Trabaud, L. 2001. Contribution of the soil seed bank to post-fire recovery of a heathland. *Plant Ecol.* 152: 175-183.

Webb, N.R. 1998. The traditional management of European heathlands. *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.

Received 18 May 2005;
Accepted 13 September 2005.
Co-ordinating Editor: L. Fraser.

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

Werner Härdtle[2], Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer, Thorsten Assmann, Silke Fottner

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

Summary

1. Atmospheric nutrient deposition has contributed to widespread changes in heathland ecosystems. As a result, management is now considered as a tool that may partly compensate for these nutrient loads. The question thus arises as to what extent management measures have the potential to mitigate or even compensate effects of atmospheric nutrient deposition. We hypothesize that low-intensity management does not compensate atmospheric nutrient loads, particularly with reference to prevailing rates of N deposition.
2. In this study, we evaluated the effectiveness of different management measures in reducing the impact of ongoing atmospheric nutrient loads. We compared the effects of mowing, prescribed burning (low-intensity management) and sod-cutting (high-intensity management) on heathland nutrient budgets (of N, Ca, K, Mg, P) in the Lueneburg Heath nature reserve (NW Germany). Nutrient balances were calculated by analysing the present-day input, the output due to the removal of biomass/humus-horizons, and changes in leaching rates.
3. Nutrient losses by increased leaching following management measures are negligible compared to nutrient losses caused by the removal of above-ground biomass or humus-horizons. The total quantities of nutrients removed by sod-cutting are equivalent to between 37 and 176 years of atmospheric input (for N: 89 years), as the humus-horizons represent huge stores for N, Ca and K.
4. In contrast, the quantities of N removed by mowing and prescribed burning are equivalent to only 5 years of atmospheric input. Heathlands subjected to such treatments will accumulate N in the long term, as these management measures are applied on a 10-15-year cycle. In addition, output/input-ratios for P clearly exceeded those for N for all management measures. It is therefore likely that N/P-ratios will increase in the long term in both the vegetation and soil.
5. *Synthesis and applications*. From a nutrient perspective low-intensity management cannot compensate for accumulation of atmospheric N loads in the long term. Hence, these measures are only effective in combination with high-intensity management measures. If N/P-ratios increase, heathlands currently (co-)limited by N will shift to being more P-limited in the long term. This will promote species which are well adapted to P-limited sites (e.g. *Molinia caerulea*).

Key-words: leaching, mowing, N/P-ratio, nitrogen, nutrient balance, prescribed burning, sod-cutting

Introduction

Atmospheric nutrient deposition has contributed to widespread changes in both the structure and function of many heathland ecosystems throughout Europe (Power et al. 1995, 2001; Alonso, Hartley & Thurlow 2001). Increased N loads, in particular, have been suggested as one possible cause of the replacement of *Calluna vulgaris* (L.) Hull by grasses like

[2]Correspondence: Werner Härdtle, Institute of Ecology and Environmental Chemistry, University of Lueneburg, Scharnhorststr. 1, 21332 Lueneburg, Germany (e-mail haerdtle@uni-lueneburg.de).

Deschampsia flexuosa (L.) Trin. (Heil & Bobbink 1993; Power, Ashmore & Cousins 1998). Competition between plants, and hence the vegetation dynamics, may be influenced by elevated nutrient levels in the essentially low-nutrient environment (Mickel, Brunschön & Fangmeier 1991; Berendse, Schmitz & de Visser 1994; Alonso et al. 2001). In addition, N deposition has direct effects on ericaceous species. *Calluna*, for example, shows higher foliar N contents and stimulated shoot growth, an increased sensitivity to late frost events and to drought, and is more subject to damage by heather beetle (*Lochmaea suturalis* (L.) Thompson) outbreaks (Van der Eerden et al. 1991; Power et al. 2004).

Heathland management, primarily aiming at the prevention of scrub and tree establishment, is now considered an important tool for the modification of ecosystem impacts caused by atmospheric nutrient loads. For example, the type and frequency of heathland management measures determines the quantities of nutrients removed from plant and humus compartments (Power et al. 2001). Management practices, therefore, have an impact on the nutritional state of heathland ecosystems and, by reducing nutrient stores, have the potential to affect ecosystem responses to atmospheric nutrient input. Heathland management may thus mitigate or even compensate for effects caused by atmospheric deposition.

However, in the lowlands of north-western Central Europe, high deposition rates for N (Achermann & Bobbink 2003) may raise the question as to whether management regimes currently applied to heathlands are efficient at reducing the impact of atmospheric nutrient loads. If heathlands accumulate nutrients such as N in the long term due to ongoing atmospheric loads, their former function as a source of nutrients will become one of a sink for nutrients. This will question the viability of heathland preservation in the long term, as it is likely that changes in the nutrient budgets will cause persistent changes in species composition.

The objective of our study was to evaluate the effectiveness of different management measures at reducing the quantities of atmospheric nutrient loads and, subsequently, the long-term ability of these measures to preserve the nutrient balance of heathlands. We compared three management measures, two of which may be classified as low-intensity measures (mowing and prescribed burning), and one as a high-intensity measure (sod-cutting; intensity of management measures according to Terry et al. 2004). We hypothesize that nutrient output by means of low-intensity management measures is not sufficient to compensate for the present-day atmospheric nutrient input. As a consequence, low-intensity measures would not prevent nutrient accumulation in heathland ecosystems in the long term. This would result in long-term changes in the nutritional state of heathlands.

The following research questions were addressed in our study: (i) What is the quantity of nutrient elements (N, P, Ca, Mg, K) that can be removed from the different compartments of

heathlands (above-ground biomass, O-horizon, A-horizon) by mowing, prescribed burning and sod-cutting? (ii) What are the effects of leaching on the nutrient budgets and how will leaching rates increase after the application of the management measures considered here? (iii) How effective are these measures in the context of current rates of nutrient deposition?

In addressing these questions, our study aims to provide more information on nutrient budgets and nutrient stores in different compartments of heathland ecosystems. To date there are few, if any, measurements available that quantify impacts of specific management measures on nutrient balances. In addition, empirical studies on nutrient balances are helpful in verifying models simulating vegetation responses to different management regimes (Terry et al. 2004).

Methods

Study area

Our study area is the Lueneburg Heath nature reserve (Lower Saxony**,** NW Germany; (53°15'N, 9°58'E, 105 m a.s.l.), 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 pH_{H2O} values in the topsoil ranging between 3.3 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).

Management measures

In this study we compared the management measures mowing, prescribed burning and sod-cutting. All measures in our experiments were carried out during the winter of 2001/2002.

- Mowing is primarily applied to stands dominated by *Calluna vulgaris* in order to initiate its vegetative regeneration. Above-ground biomass was cut with a mower at 10 cm height (Webb 1998; Power et al. 2001). Hence, mowing did not affect the organic layer.
- Prescribed burning procedures in winter are low-intensity measures characterized by "low temperature fires" (Power et al. 2001). They affect the above-ground biomass, whilst the organic layers remain untouched. Periods of fine weather are needed for the burning procedure. Prescribed burning is comparable to mowing in that it is primarily applied to stands dominated by *Calluna vulgaris* in order to initiate regeneration from both seed and root stocks.
- Sod-cutting is a high-intensity measure carried out with a rotary hoe. In this procedure, the above-ground biomass and the organic layers were completely removed

and the A-horizon was partially removed. Sod-cutting is applied to stands where graminoids (mainly *Deschampsia flexuosa*) have partially replaced dwarf shrubs and thus are (co-)dominant.

Sample plots

Within a heathland area of 100 ha in size, 12 sample plots were randomly selected, each 20 x 40 m^2 in size, (4 replicates per management measure). Each sample plot was divided into two subplots (20 x 20 m^2). The management measure was carried out in one subplot and the second subplot served as a control (untreated subplot). The management measure applied to a sample plot was appropriate to its species composition. Therefore, the sample plots selected for mowing and prescribed burning were dominated by *Calluna vulgaris* (mean vegetation cover in the mown subplots: *Calluna* 80%, Poaceae 10%, cryptogams 63%; mean vegetation cover in the burned subplot: *Calluna* 56%, Poaceae 19%, cryptogams 42%), while in the sample plots selected for sod-cutting mean coverage by *Calluna vulgaris* was 46%, by graminoid species 50%, and by cryptogams 59%. The age of *Calluna vulgaris* in all sample plots ranged between 10 and 15 years.

Determination of atmospheric nutrient deposition

Atmospheric nutrient deposition was analysed by means of 12 bulk deposition samplers installed 100 cm above ground in the area where sample plots were situated (Münden 200, Inst. of Forest Hydrology, Han. Münden, Germany). Samples were collected biweekly for a period of 1 year (from winter 2001 to winter 2002; starting immediately after the management measures took place). For the determination of total N, samples were dissolved in a K_2SO_4-NaOH solution according to the Koroleff method (Grasshoff, Ehrhardt & Kremling 1983), and afterwards subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, Germany). 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 Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES; Optima 3300 RL; Perkin Elmer, Burladingen, Germany).

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).

Determination of nutrient loss by leaching

Nutrient loss by leaching was determined by means of a 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 and samples were taken simultaneously and at the same intervals as deposition samples. The analytical procedure corresponds to that of the deposition samples. The mean annual rate of nutrient output was calculated for each management measure and the corresponding controls (3 replicate samples per plot, total n=24).

Nutrient stores in above-ground biomass and soil

Nutrient stores in the above-ground biomass, organic layer and A-horizon were determined in the treated subplots before and immediately after the management measures took place.

Above-ground biomass: Above-ground plant material was harvested from 1 m² patches (randomly selected) in each of the treated subplots (n = 4 per management measure). Harvested plant material was separated into three groups: dwarf shrubs (primarily consisting of *Calluna vulgaris*), graminoids (primarily consisting of *Deschampsia flexuosa* and *Molinia caerulea* (L.) Moench), cryptogams (mainly consisting of bryophytes, but also with a few lichens). The air dried plant material was weighed for each group and ground with a ball mill (Pulverisette 7; Fritsch, Idar-Oberstein, Germany). The procedure was repeated after the management measures had been carried out in order to determine the quantities of nutrients in the remaining above-ground biomass (mown and burned subplots).

Organic layer: In the treated subplots the thickness of the organic layer (O_L, O_f, and O_h horizons) was determined at the intersection points of a 10 x 10 m^2 grid (points spaced 2 m apart) and 100 cm^3 of the O-material (including below-ground biomass) was sampled at each intersection point. A total of 36 samples were obtained and thoroughly mixed. O-material was treated in the same way as the above-ground biomass. The procedure was repeated in the burned subplot (immediately after burning) in order to determine the level of nutrient input due to the deposition of ash (in the mown subplot, the organic layer was not affected, and in the sod-cut subplot the organic layer was completely removed).

A-horizon: The A-horizon was sampled according to the procedure described for the organic layer, and was treated in the same way as the above-ground biomass. After sod-cutting, the thickness of the remaining A-horizon was determined using the 36 intersection points of the grid.

Chemical analyses: Prior to the chemical analyses, samples of the three compartments (above-ground biomass, organic layer, A-horizon) were dried at 105 °C. N and C 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 HNO_3-HCl-H_2O_2 solution (Wong, Gu & Ng 1997; Lamble & Hill 1998) and digested using a microwave (see above). Digests were analysed by means of ICP-OES (see treatment of deposition samples).

Calculation of increased leaching rates

After the application of the management measures it is to be expected that leaching rates will have increased in comparison to the controls (untreated subplots). This is mainly due to the removal of the vegetation, which leads to increases in both the amount of percolating water (as a consequence of reduced evapotranspiration rates in the treated sites), and in the quantities of leached nutrients (as a consequence of a reduced nutrient uptake by the remaining vegetation; Sedláková & Chytrý 1999). Compared to mown and burned sites, leaching rates are expected to be particularly high in sites subjected to sod-cutting. This is due to the complete removal of the vegetation and partial removal of the humus-horizons (Gimingham, Hobbs & Mallik 1981; Sedláková & Chytrý 1999). It is likely that leaching rates will decrease in step with the recovery of the vegetation in the treated subplots (with increasing evapotranspiration and nutrient uptake rates of the regenerating vegetation; Gimingham et al. 1981; Forgeard 1990; Sedláková & Chytrý 1999). According to Forgeard (1990), Maltby, Legg & Proctor (1990) and Sedláková & Chytrý (1999), vegetation cover in mown and burned sites will achieve the *status quo ante* after about 5 years, whilst in sod-cut sites vegetation recovery will take about 15 years. In order to calculate an approximate value for the quantities of increased nutrient loss by leaching due to the application of the management measures considered here, we assume a linear decrease of leaching rates (due to the development of the vegetation) until the *status quo ante* is achieved (mown and burned subplots after 5 years, sod-cut subplot after 15 years). We therefore assume that leaching rates will decrease by 1/5 per year on the mown and burned subplots and by 1/15 per year on the sod-cut subplots.

Calculation of nutrient balances

In order to test our hypothesis regarding the low-intensity management measures, 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 years) in which the quantities of nutrients removed due to a particular management measure are equivalent to atmospheric nutrient inputs (Table 2; cf. Britton et al. 2000; Mitchell et al. 2000). We call this the “Theoretical Effective Period (=TEP)“.

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

TEP = net output (kg ha^{-1}) / annual net input (kg ha^{-1} yr^{-1}); where:
net output = nutrients removed by means of a particular management measure + increased leaching (in: kg ha^{-1}); and
annual net input = annual nutrient deposition - annual leaching under the control subplots (in: kg ha^{-1} yr^{-1}).

For the calculation of the TEP we assumed that deposition rates remain unchanged for the subsequent years.

In the Results and Discussion sections we focus in particular on the effects of management on the budget of N and P, as heathland ecosystems are considered to be limited primarily by these nutrients (Kirkham 2001).

Statistics

Comparisons of nutrient measurements for atmospheric deposition, leaching rates, above-ground biomass and soils were carried out using one-way ANOVA (SPSS 11.5). Leaching data were log-transformed, and the remaining data arcsin-transformed prior to ANOVA and the calculation of means and SD.

Results

Atmospheric deposition

A comparison of the atmospheric nutrient deposition revealed no significant differences ($p > 0.05$) between the 12 open top deposition samplers. Atmospheric nutrient deposition was therefore considered to be equal for all of the sample plots. N input amounted to 22.8 kg ha^{-1} $year^{-1}$ (Fig. 1). P deposition rates were below the analytically detectable threshold value (0.0326 mg l^{-1}). Therefore, deposition rates were below 0.5 kg ha^{-1} $year^{-1}$.

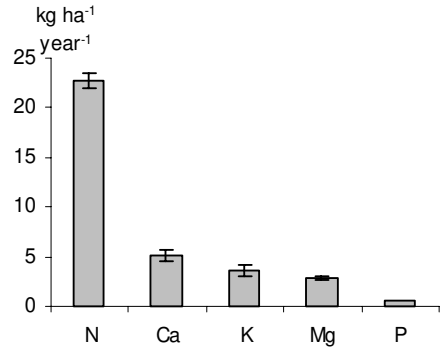


Fig. 1. Annual quantities of total nutrient deposition (wet and dry deposition; means ± SD, n = 12) in the sample plots. Deposition rates for P were less than 0.5 kg ha^{-1} $year^{-1}$.

Pre-management above-ground biomass

Based on the criteria underlying the application of the management measures, dwarf shrub biomass achieved the highest values in the subplots designated for mowing and prescribed burning (Fig. 2). Poaceae achieved the highest biomass values in the sod-cut subplots. Mowing and prescribed burning had little or no effect on the biomass of Poaceae and cryptogams. Nutrient removal by means of these measures was therefore mainly due to the removal of *Calluna vulgaris*-biomass. Sod-cutting removed the entire above-ground biomass.

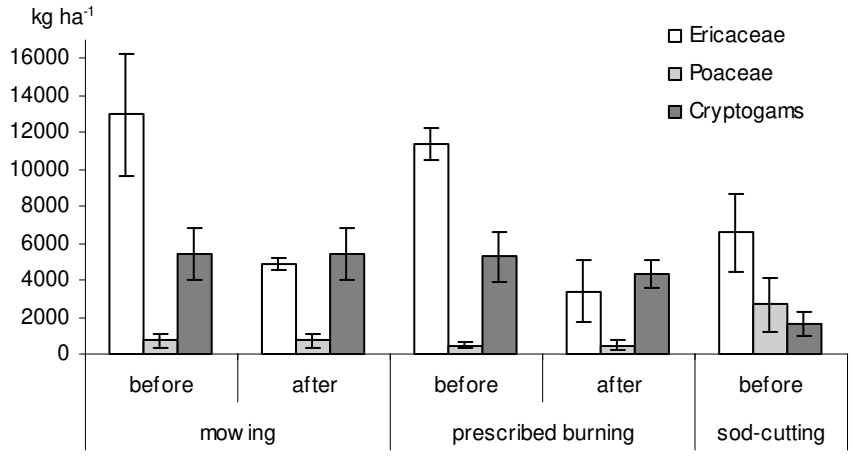


Fig. 2. Above-ground biomass of Ericaceae, Poaceae and cryptogams in the subplots before and after the application of management measures (means ± SD; n = 4). Sod-cutting removed the entire above-ground biomass.

Nutrient stores in the above-ground biomass and soils

Table 1 gives an overview of the nutrient stores in the above-ground biomass, the organic layer and the A-horizon (pre- and post-management stores). Stores of N in the above-ground biomass were highest in the mown subplots (221.5 kg ha^{-1}) and lowest in the sod-cut subplots (121.6 kg ha^{-1}; pre-management stores). Regarding the dominant species in the above-ground biomass (*Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*), we found N and P contents for *Calluna vulgaris* of 1.03% and 0.07%, respectively and of 2.11% and 0.13% respectively for *Deschampsia flexuosa* (data not shown in Table 1).

Mowing reduced the N store in the above-ground biomass by about 44%, and prescribed burning by about 53%. Ca, Mg, K and P stores in the organic layer of the burned subplots increased significantly as a result of ash deposition.

As expected, nutrient removal was highest in the sod-cut subplots. The N store in the organic layer (which had been completely removed) amounted to 935 kg ha^{-1}. In the A-horizon, where the N store exceeded even the value of the organic layer, 627 kg N ha^{-1} were removed by sod-cutting. In our experiment this corresponded to 36% of the total N store in the A-horizon.

Nutrient output by leaching in the treated and untreated subplots

Leaching rates for N were significantly increased in the burned and the sod-cut subplots (Fig. 3 a-c). The N output during the first year after sod-cutting increased by about 4 kg ha^{-1}. The differences in leaching rates (of N) between the burned subplots and the corresponding controls were 2.2 kg ha^{-1} $year^{-1}$, and for the mown subplots and the corresponding controls 1.0 kg ha^{-1} $year^{-1}$. The quantities of leached P for all subplots were close to the analytically detectable threshold value. Leaching rates for this element were thus below 0.5 kg ha^{-1} $year^{-1}$ in all subplots.

Table 1. Nutrient stores in the above-ground biomass, organic layer and A-horizon before and after the subplots were subjected to the management measures; mean values (n = 4) and SD (in brackets); %: percentage of the pre-management nutrient store. Nutrient stores increased in the organic layer in the burned subplots as a result of ash deposition.

		Mowing					Prescribed burning					Sod-cutting				
Nutrient stores in the		N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Above-ground biomass (kg ha^{-1})	before	221.5 (7.5)	61.7 (0.9)	61.8 (19.7)	17.0 (1.6)	14.4 (3.2)	196.9 (28.3)	67.4 (7.5)	56.3 (10.3)	18.2 (1.2)	12.9 (1.4)	121.6 (24.4)	34.8 (8.2)	35.8 (6.6)	10.8 (2.4)	7.4 (1.6)
	after	124.7* (20.8)	32.3* (5.8)	24.7* (6.8)	8.5* (1.6)	7.3* (1.6)	92.7* (10.5)	28.2* (5.2)	13.0* (5.3)	6.2* (1.2)	4.9* (0.7)			removed		
	%	56.3	52.4	40.0	50.0	50.7	47.1	41.8	23.1	34.1	38.0					
Organic layer (kg ha^{-1})	before (thickness: 3.9cm**)	839.8 (122.8)	80.9 (13.6)	41.6 (4.6)	20.1 (1.1)	29.6 (4.1)	736.1 (95.4)	56.1 (11.1)	31.2 (5.1)	16.9 (3.4)	23.5 (5.1)	934.5 (93.3)	104.7 (40.3)	51.2 (2.2)	27.1 (6.9)	38.1 (3.0)
	after	not affected (before = after)					741.3 (139.0)	91.6* (13.1)	49.3* (13.4)	27.8* (6.4)	29.9* (4.5)			removed		
	%						100.7	163.3	158.0	164.5	127.3					
A-horizon (kg ha^{-1})	before (thickness: 10.8cm**)	932.0 (260.5)	168.9 (48.0)	312.5 (104.9)	130.3 (49.4)	82.7 (5.8)	1782.3 (196.0)	156.8 (22.6)	298.2 (18.2)	70.6 (14.0)	114.0 (12.0)	1728.8 (197.0)	198.5 (34.7)	380.6 (50.1)	71.9 (15.9)	100.4 (8.0)
	after (thickness: 7.7cm**)	not affected (before = after)					not affected (before = after)					1102.3* (98.1)	115.4* (14.4)	215.0* (4.8)	45.0* (4.7)	69.8* (2.5)
	%											63.8	58.1	56.5	62.6	69.5

*) differences (before-after) are significant at the level of $p < 0.05$

**) values for the sod-cutting experiment

Nutrient balances and TEP

Table 2 summarizes output-input flows and gives the TEP for a particular nutrient element (last row in Table 2). With reference to N, for example, the application of mowing and prescribed burning removed quantities that corresponded to about 5 years of atmospheric input (TEP = 5.0 and 5.1 years, respectively). The TEP (for N) for sod-cutting was 89.8 years.

The TEP for P was calculated for two different scenarios as P-concentrations in deposition and leaching rates fell below the analytically detectable threshold value (Table 2): (i) maximal

accumulation rates of P (assumptions: deposition = 0.5 kg ha^{-1} $year^{-1}$, leaching control/increased leaching = 0 kg ha^{-1} $year^{-1}$/0 kg ha^{-1}) and (ii) "balanced" accumulation rates of P (assumptions: annual net input = output by increased leaching within the first year after management = 0.1 kg ha^{-1} $year^{-1}$, i.e. 0.3 kg ha^{-1} over 5 years in the mown and burned subplots, and 0.8 kg ha^{-1} over 15 years in the sod-cut subplot). For both scenarios the TEP for P was highest for sod-cutting and lowest for prescribed burning.

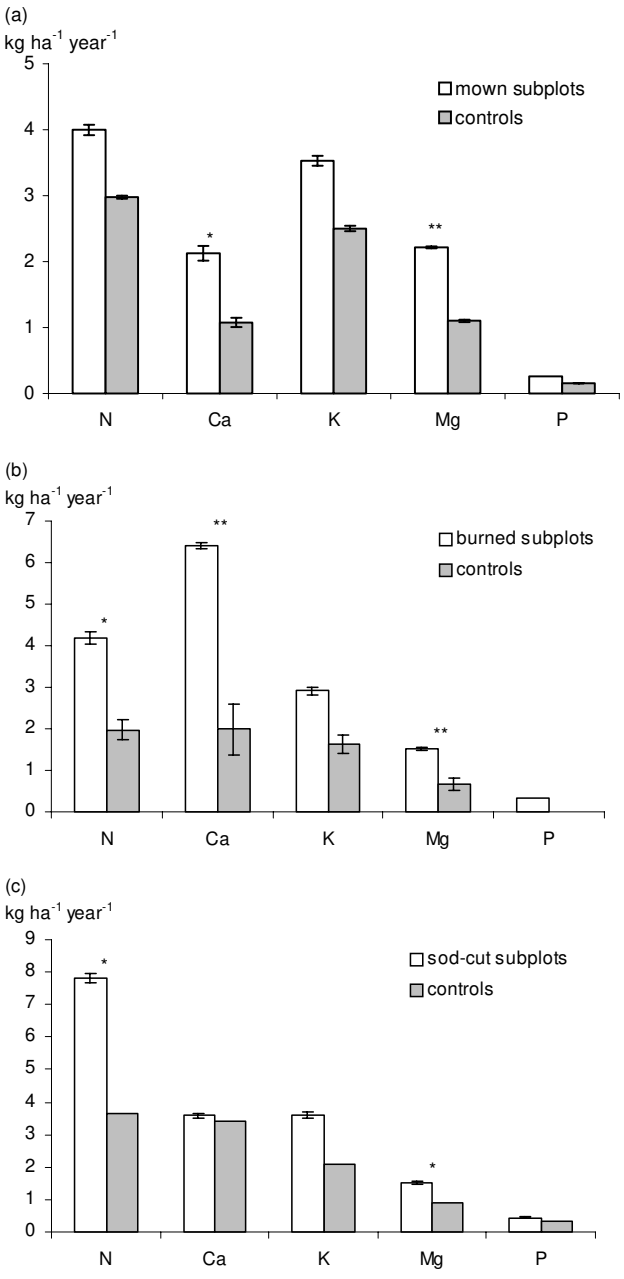


Fig. 3. Leaching in the treated subplots and the corresponding controls (means ± SD; n = 4) within one year after the application of a management measure (a: mowing, b: prescribed burning, c: sod-cutting). Asterisks indicate significant differences between treated subplots and the corresponding controls: * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$.

Table 2. Summary of the effects of mowing, prescribed burning and sod-cutting on the nutrient balances (input-output-comparison) of the heathland studied here. Mean values (n = 4) are given in the table (for the sake of clarity in this table, SDs of all measurements are not repeated here as these values have already been shown in Table 1, Fig. 1 and Fig. 3). The TEP for P was calculated for two different scenarios: (i) maximal accumulation rates of P (assumptions: deposition = 0.5 kg ha^{-1} $year^{-1}$, leaching control/increased leaching = 0 kg ha^{-1} $year^{-1}$/0 kg ha^{-1}) and (ii) "balanced" accumulation rates of P (assumptions: annual net input of P = 0.1 kg ha^{-1} $year^{-1}$, output by increased leaching after the first year = 0.1 kg ha^{-1} $year^{-1}$, i.e. 0.3 kg ha^{-1} over 5 years in the mown and burned subplots, and 0.8 kg ha^{-1} over 15 years in the sod-cut subplot).

	Mowing					**Prescribed burning**					**Sod-cutting**				
	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Annual input: **atmospheric deposition** (kg ha^{-1} yr^{-1})	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5
Annual output: **leaching control** (kg ha^{-1} yr^{-1})	3.0	1.1	2.5	1.1	< 0.5	2.0	2.0	1.6	0.7	< 0.5	3.7	3.4	2.1	0.9	< 0.5
Annual net input: (kg ha^{-1} yr^{-1})	19.8	4.0	1.1	1.7	< 0.5	20.8	3.1	2.0	2.1	< 0.5	19.1	1.7	1.5	1.9	< 0.5
Output: **removal above-ground biomass** (kg ha^{-1})	96.8	29.4	37.1	8.5	7.1	104.2	39.2	43.3	12.0	8.0	121.6	34.8	35.8	10.8	7.4
Input: **ash deposition on the org. layer** (kg ha^{-1})	no ash deposition					5.2	35.5	18.1	10.9	6.4	no ash deposition				
Output: **removal organic layer** (kg ha^{-1})	not affected					not affected					934.5	104.7	51.2	27.1	38.1
Output: **removal A-horizon** (kg ha^{-1})	not affected					not affected					626.5	83.1	165.6	26.9	30.6
Output: **increased leaching** (5 / 15 years) (kg ha^{-1})	3.1	3.2	3.1	3.4	< 1.5	6.6	13.3	3.9	2.6	< 1.5	33.4	1.5	12.2	5.0	< 4.0
Net output: (kg ha^{-1})	99.9	32.6	40.2	11.9	< 8.6	105.6	17.0	29.1	3.7	< 3.1	1716.0	224.1	264.8	69.8	< 80.1
Theoretical Effective Period (years)	5.0	8.2	36.5	7.0	i) >14 ii) 74	5.1	5.5	14.6	1.8	i)>3.2 ii) 19	89.8	131.8	176.5	36.7	i)>152 ii) 764

Discussion

Atmospheric deposition, leaching, and nutrient stores

The rates of atmospheric nutrient deposition found in our study area are in agreement with other records for NW Germany (Bleeker et al. 2000; Herrmann, Pust & Pott 2005). They are also in the range reported by studies conducted in the British Isles (Power et al. 1998, 2001; Kirkham 2001), and are somewhat lower than deposition rates in many regions in the Netherlands (Bakema et al 1994; Erisman & de Vries 2000). 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 of nutrients by means of an appropriate long-term management strategy.

Comparisons of both leaching data and nutrient stores (organic layer, A-horizon) are difficult, due to the lack of corresponding analyses in north-western Central Europe. Leaching values given for N for heaths in NW Germany are in a comparable range to our findings (Matzner & Ulrich 1980; Engel 1988), but are based on rough calculation rather than on direct measurements. Quantities of leached nutrients must also be interpreted in the context of precipitation rates prevailing during a field experiment. During our study the annual precipitation values exceeded the long-term average value 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).

Both organic matter and nutrient content in the organic layer and A-horizon are in good agreement with results reported by Engel (1988). According to Chapman, Hibble & Rafarel (1975) the humus accumulation (organic layer) in a 25 year old British heath amounted to 30 t ha^{-1}. This is about 55% of the value we found in the sod-cut subplot (organic layer: 54.5 t ha^{-1}). The amounts of organic matter in the organic layer of three Dutch heathlands investigated by Diemont (1996) ranged between 25 t ha^{-1} and 65 t ha^{-1}. Comparable values were found by Mitchell et al. (2000) for the quantities of nutrients located in the organic layer, although their study focused on successional sites mostly dominated by shrubs and trees.

The quantities of nutrients removed from a heathland ecosystem primarily depend on the nutrient stores which have accumulated during heathland succession in the two compartments, above-ground biomass and soil. Although the above-ground biomass within the subplots may be highly variable (e.g. biomass of *Calluna vulgaris* in the mown subplots; cf. Diemont 1996), our findings are within the ranges given by other authors (Matzner & Ulrich 1980; Diemont 1996; Terry et al. 2004). In the subplots destined for mowing, pre-management above-ground biomass for *Calluna vulgaris* (mean biomass 12,958 kg ha^{-1}) may mark the upper threshold value found in *Calluna vulgaris*-dominated stands in the Lueneburg Heath (Engel 1988). Our values are also within the range given by other authors for mean nutrient content (for N and P) in the two main species representing the above-ground biomass in our subplots (*Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*; Aerts 1993; Alonso et al. 2001; Kirkham 2001). Our results for nutrient output via the removal of above-ground biomass may thus be considered representative for most heaths in NW Central Europe.

Nutrient output from above-ground biomass and soil

As expected, net nutrient output is highest in the sod-cut subplots, even though pre-management nutrient stores in the above-ground biomass were lower than in the other plots. The removal of the organic layer caused very high nutrient losses, particularly for N and Ca. In the O-layer, the N store was about five times higher than in the above-ground biomass. Furthermore, the A-horizon of heathlands must also be considered a huge nutrient store, particularly with reference to the K content. The K output from the A-horizon was three times the amount located in the organic layer, even though only one-third of the A-horizon was removed by sod-cutting. Therefore, the the greater the amount of the A-horizon removed by sod-cutting, the greater the effect on the K balance of the system.

In contrast, prescribed burning removes only small amounts of K, Ca and Mg. This is due to the high concentrations of these elements in the ash deposited on the organic layers after burning. Nevertheless, the quantities of N removed by burning from the above-ground biomass in our study are similar to the effects obtained by mowing and sod-cutting, but low compared with findings of other heathland burning experiments (Diemont 1996). These differences are mainly related to the impact of the temperature of the fire, which strongly affects the amount of burned organic matter in the above-ground biomass and the organic layer (Forgeard & Frenot 1996; Power et al. 2001). In addition, nutrient loss increases with increasing organic matter available for combustion (Diemont 1996). In our study, the low-intensity measures primarily affected the dwarf shrub layer, whilst Poaceae and cryptogams generally remained untouched. This can be explained by the fact that both graminoid species and cryptogams formed a separate understorey layer beneath the dwarf shrub layer. This layer is only slightly affected by low-intensity mowing, as its vegetation height is generally lower than the cut-height. Low-temperature burns also only partially remove the above-ground biomass, mainly affecting the dwarf shrubs and to a lesser extent the grasses and mosses (Diemont 1996; Terry et al. 2004).

The removal of nutrients in the mown subplots is comparatively high due to high above-ground biomass values. However, as mowing may be carried out at different levels of intensity (variability of the cut height), the quantities of nutrients removed will vary accordingly (Power et al. 2001). Therefore, nutrient outputs resulting from low- or high-intensity mowing may vary over a wide range (Terry et al. 2004). Compared to the effects of prescribed burning, mowing has a higher efficiency of removal for the elements Ca, Mg, K and P.

Increase in leaching rates

Post-management leaching rates differed distinctly for the five nutrient elements considered here. This is mainly due to their different sorption behaviour and to changes in their availability in the soil solution (Olff & Pegtel 1994). Quantities of leached N under the sod-cut subplots are particularly high. This may be attributed to several factors, such as the absence of N-uptake by plants and increased mineralization rates of roots and organic material in the remaining A-horizon (Mitchell et al. 1999; Dorland et al. 2003). Elevated mineralization rates are induced by increased soil temperatures and soil moisture levels, both affected by the removal of the vegetation (Mallik & FitzPatrik 1996; Anderson & Hetherington 1999; Schmidt et al. 2002). Elevated nutrient levels and leaching rates have also been documented for heath subjected to prescribed burning (Foregeard & Frenot 1996; Mallik & FitzPatrik 1996). In burned heath, leaching rates were particularly high for N, which is in agreement with our findings. In contrast, the quantities of leached P in all subplots fell below the analytically detectable threshold value. The reason for this may be the generally low

concentrations of phosphate available to plants in heathland soils, but also the sorption of ortho-phosphate in the A- and B-horizons (Olff & Pegtel 1994).

In some cases, the recovery of vegetation on sites subjected to prescribed burning and sod-cutting may be retarded for two or more years (Diemont & Linthorst Homan 1989; Dorland et al. 2003), and leaching rates thus remain increased for more than one year. In this case, our model will underestimate the nutrient losses due to leaching. In our approach, the linear decrease of leaching rates associated with a linear increase of vegetation cover must be considered as an approximation. However, as Table 2 shows, the total amount of nutrient loss due to leaching is always very low compared to the nutrient output caused by the removal of the above-ground biomass or humus-horizons. For example, if the increase in leaching rates is underestimated by 100% (3.1 instead of 6.2 kg ha^{-1} within 5 years) in the mown plots, TEP will increase only by about 3.7% (from 5.0 to 5.2 years). Thus, leaching rates caused by different patterns of post-management vegetation recovery have only minor effects on the outcome of the TEP. In summary, the management measures considered here will cause increased nutrient losses by leaching, but the overall effect of leaching on the nutrient budget of heathlands is low.

Nutrient balances and TEP

The quantities of N removed by mowing and prescribed burning are equivalent to 5 years of atmospheric input (Table 2). In most cases, these measures are not applied over a shorter cycle than 10-15 years due to the period of time that the vegetation needs for recovery (Terry et al. 2004). As a consequence, stands will accumulate N in the long term. Thus, our hypothesis is supported with regard to N: in view of the present-day deposition rates, mowing and prescribed burning are insufficient to prevent N-accumulation in heathland ecosystems in the long term. A comparable finding applies to the nutrients Mg and Ca, which have a TEP of 1.8 and 5.5 years, respectively, when prescribed burning is employed. By contrast, sod-cutting TEP values are several decades or even more than a century, due to the nutrient losses from the organic layer and A-horizon. It remains unclear to what extent atmospheric nutrient loads (particularly for N) accelerate vegetation growth (Berendse et al. 1994, Power et al. 1998), a process which would permit the shortening of management cycles (Diemont 1996). This would increase the nutrient output arising from management measures.

In the study by Mitchell et al. (2000), the quantities of nutrients removed by management were also related to atmospheric inputs. The authors found TEPs for Ca, Mg and N ranging between 41 and 197 years. These findings are in agreement with our results for the sod-cut subplots, although both litter and trees were removed from successional sites in order to restore heathland vegetation.

Outcomes of TEP are affected by some other soil chemical processes that have not been quantified in this study, but need to be considered 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 rate and thus the TEP. However, the underestimation of the TEP in our study may be low for this process as denitrification takes place primarily in wet heathlands (Troelsta, Wagenaar & Smant 1997; Galloway et al. 2004). Further uncalculated N losses are leaching of particular organic N and volatilisation of NH_3, which also may increase TEP values. In our study, effects of N losses due to these processes may be negligible (Galloway et al. 2004) compared to N losses caused by biomass and soil removal. Interpretation of TEP outcomes must also allow for the fact that small amounts of K, Ca and Mg may be released from soils due to weathering of minerals (Brady & Weil 1996). In sandy podzols of the study area, Ca, Mg, and K contents of the C-horizons are below 0.1%, 0.1%, and 1.1% respectively (Scheffer & Schachtschabel 2002). These stores are very low compared with stores in the above-ground biomass and humus-horizons. Weathering of minerals thus may have slight effects on the TEP calculated for K, but are 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 contents of minerals of sandy podzols (for $P < 0.05\%$; Brady & Weil 1996).

For the interpretation of our results it is important to mention that the sample plots had not been managed for about one decade prior to this study. Therefore, organic material had accumulated in the O- and the A-horizons. This may have increased the TEP, particularly for the sod-cut subplots. By contrast, age of stands in sod-cut plots only slightly affects the TEP, because nutrient stores in the above-ground biomass are very low compared to the stores in the O- and A-horizons.

As P-concentrations fell below the analytically detectable threshold value, TEPs are calculated for two different scenarios in Table 2. If the second scenario is assumed ("balanced accumulation rates for P"), it is likely that TEPs for P are many times higher than those for N. Consequently, output/input-ratios for P exceed those for N for all management measures. Thus, N/P-ratios in the vegetation and humus-horizons will increase in the long term and P will become an increasingly (co-)limiting factor for vegetation growth (Koerselman & Meuleman 1996). This conclusion is supported by studies by Verhoeven, Koerselman & Meuleman (1996) and Kirkham (2001). It is likely that N/P-ratios rise particularly in those compartments in which N accumulation takes place. According to Power et al. (1998) and Nielsen et al. (2000), these are primarily the A- and B-horizons, but to a lesser extent also the organic layer (Kristensen 2001).

In summary, our study provides evidence that low-intensity management measures (mowing, prescribed burning) are not sufficient to compensate for present-day atmospheric N deposition. In order to preserve a balanced N budget in the long term, high-intensity measures (like sod-cutting) will be an indispensable instrument in heathland preservation (Barker et al. 2004), possibly applied in combination with low-intensity measures (e.g. two 10-15 year-

cycles of mowing followed by sod-cutting). In this context it may be important to note that effects of nitrogen on shoot growth of *Calluna vulgaris* are lower in the heaths which had undergone more intensive management treatments (Barker et al. 2004). However, as output/input-ratios for P exceed those for N for all management measures, we assume that heathland ecosystems currently (co-)limited by N may shift to being more P-limited in the long term. This will change the competitive performance between heathland species since these differ with regard to their N- and P-requirements (Roem, Klees & Berendse 2002). Increasing N- and limited P-availability may favour *Molinia caerulea* in particular, as this species is well adapted to P-limited sites (Kirkham 2001).

Acknowledgements
This ecosystem research project was funded by the German Ministry for Education and Research. We acknowledge the support of the Alfred Toepfer Academy for both the field experiments and the project coordination.

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. (1993) Nutrient turnover in Dutch heathlands during succession from ericaceous to gramineous dominance. *Scripta Geobotanica*, **21**, 7-15.

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.

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. *Functional Ecology*, **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 the Environment (RIVM). Report No. 259102009, Bilthoven, NL.

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

Berendse, F., Schmitz, M. & de Visser, W. (1994) Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. *Oecologia*, **100**, 38-44.

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.

Brady, N.C. & Weil, R.R. (1996) *The nature and properties of soils*. Prentice-Hall, London, UK.

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

Chapman, S.B., Hibble, J. & Rafarel, C.R. (1975) Litter accumulation under *Calluna vulgaris* on a lowland heathland in Britain. *Journal of Ecology*, **63**, 259-271.

Diemont, W.H. (1996) *Survival of Dutch heathlands*. IBN Scientific Contribution 1, Wageningen, the Netherlands.

Diemont, W.H. & Linthorst Homan, H.D.M. (1989) Re-establishment of dominance by dwarf shrub. *Vegetatio*, **85**, 13-19.

Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J.H. & Verhoeven, J.T.A. (2003) Soil ammonium accumulation hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 804-814.

Engel, S.K. (1988) *Untersuchungen über schwefel- und stickstoffhaltige Immisionswirkungen 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. *Environmental Research*, **8**, 65-93.

Forgeard, F. (1990) Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica*, **11**, 191-213.

Forgeard, F. & Frenot, Y. (1996) Effects of burning on heathland soil chemical properties: an experimental study on the effect of heating and ash deposits. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 803-811.

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

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. Hobbs, R.J. & Mallik, U.A. (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.

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. *Plant and 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. *Journal of Ecology*, **89**, 1041-1053.

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

Kristensen, H.L. (2001) High immobilization of NH_4^+ in Danish heath soil related to succession, soil and nutrients: implications for critical loads of N. *Water, Air, and Soil Pollution*, Focus **1**, 211-230.

Lamble, K.J. & Hill, S.J. (1998) Microwave digestion procedures for environmental matrices. *Analyst*, **123**, 103-133.

Mallik, A.U. & FitzPatrick, E.A. (1996) Thin section studies of *Calluna* heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use and Management*, **12**, 143-149.

Maltby, E., Legg, C. J. & Proctor, M.C.F. (1990) The ecology of severe moorland fires on the North York Moors. Effects of the 1976 fires, and subsequent surface and vegetation development. *Journal of Ecology*, **78**, 490-518.

Matzner, E. & Ulrich, B. (1980) The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **143**, 666-678.

Mickel, S., Brunschön, S. & Fangmeier, A. (1991) Effects of nitrogen-nutrition on growth and competition of *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Angewandte Botanik*, **65**, 359-372.

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

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

Müller-Westermeier, G. (1996) *Klimadaten von Deutschland Zeitraum 1961-1990*. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, Germany.

Nielsen, K.E., Hansen, B., Ladekarl, B.H. & Nørnberg, P. (2000) Effects of N-deposition on ion trapping by B-horizons of Danish heathlands. *Plant and Soil*, **223**, 265-276.

Olff, H. & Pegtel, D.M. (1994) Characterisation of the type and extent of nutrient limitation in grassland vegetation using a bioassay with intact sods. *Plant and Soil*, **163**, 217-224.

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

Power, S.A., Ashmore, M.R., 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., Terry A.C., Caporn, S.J.M., Pilkington, M.G., Wilson, D.B., Barker, C.G., Caroll, J.A., Cresswell, N., Green, E.R. & Heil, G.W. (2004) Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on Heathlands and Moorlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, Focus **4**, 259-267.

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.

Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F. (2002) Effects of nutrients addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 937-948.

Scheffer, P. & Schachtschabel, F. (2002) *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum, Heidelberg, Berlin, Germany.

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 and Soil*, **242**, 93-106.

Sedláková, I. & Chytrý, M. (1999) Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. *Plant Ecology*, **143**, 77-87.

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. & 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.

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

Van der Eerden, L.J., Dueck, T.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H. & Van Dobben, H.F. (1991) Influence of NH_3 and $(NH_4)_2SO_4$ on heathland vegetation. *Acta Botanica Neerlandica*, **40**, 281-296.

Verhoeven, J.T.A, Koerselman, W. & Meuleman A.F.M. (1996) Nitrogen- and phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, **11**, 494-497.

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

Wong, M.-K., Gu, W. & Ng, T.L. (1997) Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. *Analytical Science*, **13**, 97-102.

Publikationen

SIEBER, M., HÄRDTLE, W., 2001. Vegetationskundliche Untersuchungen im oberen Böhmetal (Lüneburger Heide). Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg. 42(7-8), 97-122.

NIEMEYER, TH., WIEMERSLAGE, S., **SIEBER, M.**, HÄRDTLE, W., 2002. Impact of different methods of heathland management on the nutrient balance and vegetation dynamic. Verh. GFÖ 32, 129.

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.

FOTTNER, S., NIEMEYER, T., **SIEBER, M.**, HÄRDTLE, W., 2004. Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. NNA Berichte 17(2), 80-91.

SIEBER, M., FOTTNER, S., NIEMEYER, T., HÄRDTLE, W., 2004. Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. NNA Berichte 17(2), 92-107.

FOTTNER, S., NIEMEYER, T., **SIEBER, M.**, HÄRDTLE, W., 2004. Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden. NNA Berichte 17(2), 126-136.

HÄRDTLE, W., FOTTNER, S., NIEMEYER, T., **SIEBER, M.**, MOHAMED, A., 2004. Nährelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung. NNA Berichte 17(2), 123-125.

FOTTNER, S., NIEMEYER, T., **SIEBER, M.**, HÄRDTLE, W., 2004. Auswirkungen unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf die Stickstoffdynamik von Heideökosystemen in Nordwestdeutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 183-199.

NIEMEYER, T., **SIEBER, 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.

HÄRDTLE, W., **NIEMEYER, M.**, NIEMEYER, T., ASSMANN, T., FOTTNER, S., submitted. Can management compensate for effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? Journal of Applied Ecology.

NIEMEYER, M., NIEMEYER, T., MOHAMED, A., FOTTNER, S., HÄRDTLE, W., submitted. Impacts of high-intensity management measures (sod-cutting, choppering) on nutrient budgets of heathlands. Biological conservation.

Vorträge

FOTTNER, S., **SIEBER, M.**, NIEMEYER, T., 2002. Auswirkungen verschiedener Pflegemaßnahmen auf Nährstofftransfer und Entwicklungsdynamik. Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland. NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz), Hof Möhr.

NIEMEYER, T., **SIEBER, M.**, FOTTNER, S., HÄRDTLE, W., 2003. Impact of different management practices on nutrient dynamics in heathlands (Lower Saxony, Germany). NNA, 8th European Heathland Workshop, Camp Reinsehlen.

FOTTNER, S., HÄRDTLE, W., NIEMEYER, TH., **SIEBER, M**., 2003. Auswirkungen unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf die Nährstoffdynamik von Heideökosystemen (Nordwestdeutschland). Weidelandschaften und Wildnisgebiete. Vom Experiment zur Praxis, BFN, Uni Lüneburg, Lüneburg.

NIEMEYER, T., FOTTNER, S., **SIEBER, M**., 2004. Nährstoffdynamik im Ökosystem Heide bei unterschiedlichen Pflegeverfahren. Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland, NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz), Camp Reinsehlen.

NIEMEYER, T., FOTTNER, S., **SIEBER, M.**, 2004. Kurzfristige Auswirkungen verschiedener Pflegeverfahren auf die Vegetationsdynamik. Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland, NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz), Camp Reinsehlen.

Posterpräsentationen

HÄRDTLE, W., NIEMEYER, T., **SIEBER, M**., WIEMERSLAGE, S., 2001. Studies on the impact of different methods of heathland management on nutrient transfer and vegetation dynamics in NW German heathland ecosystems. 1st International Workshop on Pasture-landscape and Nature Conservation, BFN, Uni Lüneburg, Lüneburg.

NIEMEYER, TH., **SIEBER, M.**, FOTTNER, S., HÄRDTLE, W., 2002. Impact of different methods of heathland management on nutrient balances. Jahrestagung der GFÖ, Cottbus.

HÄRDTLE, W., **NIEMEYER, M.**, NIEMEYER, T., FOTTNER, S., 2005. Can management compensate for the effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? Multifunctionality of Landscapes – Analysis, Evaluation, and Decision Support. Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Vor- u. Zuname	Marion Niemeyer, geb. Sieber
Geburtsdatum/-ort	18. September 1969, in Augsburg
Anschrift	Otto-Snell-Str. 3, 21339 Lüneburg
Telefon	04131/59478
e-mail	mniemeye@uni-lueneburg.de
Familienstand	verheiratet, 2 Kinder

Schulausbildung

1975-1979	Grundschule in Augsburg
1979-1988	Gymnasium in Augsburg
	Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

Studium

1988-1990	Geoökologie (Diplom), Universität Bayreuth
1990-1998	Angewandte Kulturwissenschaften (Magister), Universität Lüneburg
	Schwerpunktfächer: Ökologie und Umweltbildung, Natur- und Umweltschutz, Sprache und Kommunikation
	Abschluss: Magister Artium

Promotion

2001-2005	Promotion, Universität Lüneburg
	Titel der kumulativen Dissertationsschrift:
	Auswirkungen extensiver und intensiver Pflegeverfahren auf den Nährstoffhaushalt von *Calluna*-Heiden Nordwestdeutschlands

Berufliche Tätigkeit

1998-2005	Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Universität Lüneburg, Institut für Ökologie und Umweltchemie (Forschung und Lehre)

Dank

An dieser Stelle möchte ich allen ganz herzlich danken, die zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen haben.

Meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. Werner Härdtle, danke ich für die Betreuung der Arbeit. Seine unzähligen wertvollen Ratschläge und konstruktiven Ideen, seine unermüdliche Diskussionsbereitschaft und die kritische Durchsicht der Manuskripte trugen entscheidend zum Gelingen dieser Arbeit bei. Herrn Prof. Dr. Thorsten Aßmann fühle ich mich für die Übernahme des Koreferates sehr verbunden. Bei Herrn Prof. Dr. Wolfgang Ruck und Herrn Dr. Wolf Palm möchte ich mich ganz herzlich für die Unterstützung und die wertvollen Ratschläge hinsichtlich der chemischen Analyse meiner Proben und für die Nutzung der Analysengeräte bedanken. Thorsten Rohde gilt mein ausdrücklicher Dank für die Erarbeitung methodologischer Grundlagen zum Aufschluss von Boden und Pflanzenmaterial, sowie für die Beratung im Umgang mit der ICP-OES. Bei einigen schwierig zu bestimmenden Flechtenarten der Gattung *Cladonia* war mir PD Dr. Rainer Niemeyer eine wertvolle Hilfe.

Kirsten Falk und Bettina Jirjahn begleiteten das Projekt mit ihren Diplomarbeiten, was eine äußerst konstruktive Zusammenarbeit mit viel Spaß bedeutete. Darüber hinaus haben die beiden unermüdlich an der Probennahme im Gelände und äußerst gewissenhaft an der Probenvorbereitung im Labor mitgewirkt. Bei Julia Fielitz und Julia Glahe möchte ich mich für ihren engagierten Einsatz in Labor und Gelände bedanken – selbst vier Wochen Dauerregen konnten ihre Stimmung nicht drücken. Jörn Buse und Mario Walter waren tatkräftige Mitstreiter, als es darum ging die Lysimeter für die Sickerwasseruntersuchung in der Heide zu versenken – notfalls auch noch abends bei Mondenschein. Dafür meinen herzlichen Dank! Ebenso dankbar bin ich Volker Hartung für die Programmierung und das Zusammenlöten der Tensionssteuerung für die Saugkerzen. Hilfreiche Tipps und sachkundigen Rat zu diesen und vielen anderen Fragen konnte ich mir immer wieder auch von Hartmut Meyer einholen. Raimo Kopetzky, Swantje Löbel, Frauke Heimsoth, Mandy Sprycha, Janine Brümmer, Simone Grätz und Raffael Rochetti danke ich für die zuverlässige Mithilfe bei der Probenvorbereitung im Labor.

Die gute Stimmung zwischen mir und meinen KollegInnen Thomas Niemeyer, Silke Fottner und Abdelmenam Mohamed hat viele konstruktive Ideen hervorgebracht und die Forschungsarbeit enorm erleichtert.

Bei der Herstellung der Lysimeter und der Regenwassersammler waren mir Dieter Stengel und Richard Matheja eine wertvolle Hilfe, wofür ich mich ganz herzlich bedanke. Für die Bedienung und Wartung des C/N-Analyser gilt mein Dank Susanne Wedi-Pumpe. Weitere Unterstützung im Labor erhielt ich von Silke Stengel und Ingelore Strube - auch ihnen ein herzliches Dankeschön! Allen anderen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe „Ökologie“ des Instituts für Ökologie und Umweltchemie möchte für ihre konstruktiven Ratschläge und das angenehme Arbeitsklima danken.

Für die Projektleitung, Koordination und die sehr gute Kooperation danke ich den Mitarbeitern der NNA. Dr. Johannes Prüter und Tobias Keienburg sorgten für einen reibungslosen Ablauf des Projekts und einen ständig fließenden Informationsaustausch zwischen den Teilprojekten. Bei den Mitarbeitern des VNP-Lüneburger Heide bedanke ich mich für die sehr gute Kooperation. Für die wertvollen Korrekturvorschläge zu den englischsprachigen Manuskripten bedanke ich mich bei Linda Froome-Doering und für das kritische Lesen der deutschen Zusammenfassung bei Goddert von Oheimb, Antje Schwerin, Barbara Henke und Thomas Niemeyer.

Thomas war mir während der gesamten Forschungsarbeit ein diskussions- und hilfsbereiter Weggefährte. Unsere Tochter Milena begleitete uns manchmal in die Heide zur Probennahme und hat dort so manche Abenteuer überstanden (was ein Mistkäfer so alles kann!). Erst in der Endphase gesellte sich unser Sohn Anton dazu und machte uns oft lautstark auf die „wesentlichen Dinge des Lebens“ aufmerksam. Ich danke meiner Familie, für all ihre Unterstützung, ihre liebevollen Aufheiterungen und ihre Rücksichtnahme vor allem in den letzten Wochen der Arbeit.

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland“ vom BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) gefördert.