

Zur Wirkung von Feuer und anderen Pflegemaßnahmen auf den Nährstoffhaushalt von Heidelandschaften

Werner Härdtle, Thomas Niemeyer

Institut für Ökologie der Leuphana Universität Lüneburg

Zusammenfassung

Heiden gehören zu den ältesten Kulturlandschaften NW-Europas und gelten unter ökologischen wie sozio-ökonomischen Gesichtspunkten als besonders schutzwürdig. Dennoch haben sich Heiden während der vergangenen Jahrzehnte deutlich verändert, vor allem infolge von atmosphärischen Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft oder dem Straßenverkehr. In der vorliegenden Studie wurde untersucht, wie Feuermanagement und andere Verfahren der Heidepflege zu einer gewissen Kompensation solcher Einträge und damit zu einer Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes von Heideökosystemen beitragen können. Hierzu wurden die Stickstoff- und Phosphor-Vorräte in verschiedenen Ökosystemkompartimenten sowie Ein- und Austräge durch Auswaschung (Leaching) und Management-Maßnahmen (Feuer, Beweidung, Mahd, Plaggen) quantifiziert.

Die Ergebnisse zeigen, dass im Gebiet der Lüneburger Heide nur Beweidung und Plaggen gegenwärtig bestehende Stickstoff-Einträge kompensieren können. Feuermanagement hat den Vorteil, die Phosphor-Vorräte von Heiden wenig zu beeinträchtigen, da durch die Deposition von Asche im Zuge der Brandmaßnahme der in der Biomasse enthaltene Phosphor in die Heideflächen zurückgeführt wird. Beweidung und Mahd führen demgegenüber zu hohen Phosphor-Verlusten. Um in Heiden eine diverse Struktur sowie ausgeglichene Nährstoffbilanzen langfristig zu erhalten, müssen intensive Management-Maßnahmen wie Plaggen mit extensiven Maßnahmen wie Mahd und Brand kombiniert werden. Im Hinblick auf eine ausgeglichene Phosphor-Bilanz hat sich das Heidebrennen als beste Maßnahme erwiesen.

1 Einleitung

Atmosphärische Nährstoffeinträge haben während der vergangenen Jahrzehnte zu deutlichen Veränderungen in der Struktur und der Funktion von natürlichen und naturnahen Ökosystemen geführt. Insbesondere Stickstoff-(N-) Einträge haben die Vegetationsentwicklung und das Artengefüge sensibler Ökosysteme wie Moore, Halbtrockenrasen oder Heiden verändert (BOBBINK 1998). In Heiden bewirken Stickstoffeinträge eine erhöhte Produktivität, eine Akkumulation von organischem Material und erhöhte Stoffumsätze (SCHMIDT et al. 2004). Stickstoffeinträge sind zugleich verantwortlich dafür, dass die Deckungsanteile von Gräsern wie *Deschampsia flexuosa* und *Molinia caerulea* in vormals Ericaceen-dominierten Heiden stark zugenommen haben (MARRS 1993). Der starke Rückgang intakter Heiden führte dazu, dass diese heute EU-weit als vorrangig schutzwürdige Ökosysteme bewertet werden (WEBB 1998).

Negative Auswirkungen von N-Einträgen auf die Konkurrenzdynamik von Pflanzenarten sind darauf zurückzuführen, dass in vielen Systemen N als produktionslimitierender Faktor anzusehen ist (DISE & STEVENS 2005). Neben N kann auch Phosphor (P) in Niedermooren, Halbtrockenrasen oder Heiden die Primärproduktion limitieren (GÜSEWELL et al. 2003). Betrachtet man an einem Standort N und P als potenziell limitierende Nährelemente, so kann nach der „Ressource-Ratio-Hypothese“ (TILMAN 1985) eine Düngung mit N den relativen P-

Mangel verstärken. Dadurch sind Arten, die an P-Mangel adaptiert sind (z.B. Gräser mit arbuskulärer Mykorrhiza) im Konkurrenzvorteil. Langfristig bewirken atmosphärische N-Einträge, dass viele vormals N-limitierten Systeme künftig P-limitiert sein werden (VERHOEVEN et al. 1996).

In schutzwürdigen Kulturlandschaften wie Heiden kommt dem heutigen Management deshalb eine besondere Bedeutung zu. Einerseits sollen diese Pflegemaßnahmen dazu beitragen, die hierfür typischen Lebensgemeinschaften zu erhalten, beispielsweise durch eine Verhinderung der Ausbreitung von Bäumen (GIMINGHAM 1994), andererseits könnten sie durch einen Austrag an Biomasse oder Oberboden dazu beitragen, atmogenen Nährstoffeinträgen (insbesondere von N) entgegenzuwirken und somit zu einer Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes beitragen. Ziel der vorliegenden Studie war daher, Nährstoff-Einträge aus der Atmosphäre und Austräge durch Feuer und andere Managementmaßnahmen zu bilanzieren. Heiden können in diesem Zusammenhang als besonders repräsentative Systeme gelten, da in diesen (1.) Management-Maßnahmen angewandt werden, die auch in anderen (naturnahen) Systemen durchgeführt werden, und (2.) Heiden als nährstoffarme Ökosysteme besonders empfindlich gegenüber atmogenen Nährstoffeinträgen reagieren. Untersucht wurde, welche Pflegemaßnahmen besonders zu einer Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes beitragen, und welche Vor- und Nachteile die einzelnen Verfahren diesbezüglich mit sich bringen.

2 Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide (Niedersachsen) repräsentiert mit etwa 5500 ha den größten Komplex heute noch vorhandener Heidelandschaften im Nordwestdeutschen Tiefland. Das Gebiet ist charakterisiert durch pleistozäne Ablagerungen, in dem nährstoffarme und podsolierte Böden vorherrschen. Die $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werte liegen im Oberboden zwischen 3,0 und 3,5. Das subozeanische Klima ist gekennzeichnet durch mittlere Jahresniederschläge von 811 mm und mittlere Jahrestemperaturen von 8,4 °C.

Alle Untersuchungsflächen waren durch die Dominanz 10-15jähriger Besenheide (*Calluna vulgaris*) gekennzeichnet. Der Deckungsanteil des Grases *Deschampsia flexuosa* schwankte zwischen 2% und 26%. Der Deckungsanteil der Kryptogamen (überwiegend *Hypnum cupressiforme* agg.) lag zwischen 20% und 95%.

2.2 Untersuchungsdesign und Analyseverfahren

Für eine detaillierte Beschreibung des Versuchsdesigns und der Analysemethoden sei auf HÄRDTLE et al. (2008a,b) verwiesen.

3 Ergebnisse

3.1 Atmogene Nährstoffeinträge und managementbedingte Austräge

In der Lüneburger Heide werden derzeit etwa 23 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ eingetragen (Tab. 1). Diese N-Mengen liegen über den sogenannten „kritischen Eintragsraten“ (Bobbink et al. 2003), so dass langfristig von Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung auszugehen ist, sofern die Einträge nicht zumindest partiell durch managementbedingte Austräge kompensiert werden können. Demgegenüber sind die P-Einträge mit 0,3 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ vergleichsweise gering.

Der Gesamtaustrag an Nährstoffen war erwartungsgemäß war den geplagten Flächen am größten (Tab. 1; Abb. 1). Der N-Vorrat in der komplett entfernten organischen Auflage betrug 935 kg ha⁻¹. Durch eine teilweise Entfernung der A_{h/e}-Horizonte wurden dem System 627 kg N ha⁻¹ entzogen. Dies entsprach etwa 36 % der gesamten Stickstoffvorräte im A_{h/e}-Horizont.

Der N-Austrag durch die Entfernung der Biomasse betrug in den geplaggtten Flächen etwa 120 kg N ha^{-1} .

Im Brandexperiment betrugen die Brandtemperaturen an der Bodenoberfläche etwa $500\text{--}850^\circ\text{C}$ (Abb. 2). Die N- und P-Vorräte der organischen Auflagen vergrößerten sich nach dem Brandereignis um $5,2 \text{ kg ha}^{-1}$ bzw. $6,4 \text{ kg ha}^{-1}$ infolge der Einträge dieser Elemente mit der Asche. Feuer als Managementmaßnahme kann zwar nur einen Teil der gegenwärtigen N-Einträge kompensieren (Austräge von etwa 104 kg N ha^{-1} bei einer Feuerapplikation; Tab. 1), die P-Vorräte werden aber kaum beeinflusst.

In den gemähten Flächen betrug der N-Austrag durch eine Entfernung der oberirdischen Biomasse etwa 97 kg ha^{-1} . Der P-Austrag lag bei etwa 7 kg ha^{-1} .

Der N- und P-Austrag durch Schafbeweidung betrug $25,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $1,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tab. 1). Demgegenüber stand ein Eintrag durch Exkrememente von insgesamt $3,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N und $0,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ P (Tab. 1; Abb. 1).

3.4 Nährstoffverluste durch Sickerwasser (Leaching)

Leachingraten für Stickstoff waren in den gebrannten und geplaggtten Flächen signifikant erhöht (Tab. 2). Der N-Austrag während des ersten Jahres nach Durchführung der Plaggen-Maßnahme erhöhte sich um 4 kg ha^{-1} . In den gebrannten Flächen nahm der N-Austrag während dieser Zeit um $2,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, und in den gemähten Flächen um $1,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ zu. Für keine der durchgeführten Maßnahmen wurde eine signifikante Zunahme des P-Leaching festgestellt.

Basierend auf den zugrunde gelegten Managementzyklen (siehe Tab. 1) waren die Bilanzen für N und P negativ in den beweideten Flächen ($-1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $-1,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und den geplaggtten Flächen ($-38,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $-2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). In den gemähten und gebrannten Flächen waren die Bilanzen für N positiv, aber negativ für P. Der jährliche Verlust an P war am geringsten in den gebrannten Flächen ($-0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

4 Diskussion

4.1 Wirkung des Managements auf den Nährstoffhaushalt

Die untersuchten Managementmaßnahmen hatten nicht nur unterschiedliche Auswirkungen auf die N- und P-Vorräte in den untersuchten Heideflächen, sondern auch das Verhältnis von N- zu P-Austrägen unterschied sich deutlich für die einzelnen Maßnahmen. Der relative P-Verlust war am höchsten in den beweideten und gemähten Flächen, wobei der P-Austrag unter Beweidung sogar den Austrag für N überschritt ($-1,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Vergleich zu $-1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Tab. 2). Dieser Befund ist darauf zurückzuführen, dass beide Maßnahmen nur auf die oberirdische Biomasse wirken, die sich durch besonders hohe P-Vorräte auszeichnet. In Heiden wirkt die Vegetation ganz offensichtlich als Akkumulator für P (MOHAMED et al. 2007), da die N:P-Verhältnisse der oberirdischen Biomasse (13,3–16,4) deutlich über jenen der organischen Auflagen liegen (24,5 - 31,3; Tab. 1), in denen die Wurzelmasse von *Calluna* lokalisiert ist (GENNEY et al. 2000). Ein ganz ähnliches Muster für die N:P-Verhältnisse scheint auch in anderen Lebensräumen zu bestehen, beispielsweise in Grünland-Gesellschaften (AERTS et al. 2003). Der besonders hohe P-Austrag auf beweideten Flächen steht damit in Zusammenhang, dass Schafe überwiegend ein- oder zweijährige Zweige fressen, in denen der P-Gehalt besonders hoch ist (GRANT & HUNTER 1966). Im Gegensatz dazu wird der P-Haushalt von Heiden durch Brennen kaum beeinflusst, da der größte Teil der in der oberirdischen Vegetation vorhandenen P-Vorräte durch die Deposition von Asche in das System zurückgeführt wird.

4.2 Ökologische Konsequenzen

Die Befunde zeigen, dass besonders Beweidung und Mahd den in Heiden vorhandenen P-Vorrat verringern und so – langfristig betrachtet – die Verfügbarkeit von P verschlechtern

können. Dies wird besonders deutlich durch die hohen relativen P-Austräge, die diese Maßnahmen verursachen. Dieses Ergebnis stützt die Hypothese, dass Beweidung und Mahd den Effekt hoher Stickstoffeinträge durch eine Verschlechterung der P-Verfügbarkeit verschlimmern können. Management-Maßnahmen, die darauf zielen, atmosphärische Stickstoffeinträge zumindest teilweise zu kompensieren, können so den unerwünschten Nebeneffekt einer Verringerung der P-Vorräte erzielen (VERHOEVEN et al. 1996, GÜSEWELL 2004). Folgt man einer von BOBBINK et al. (2003) publizierten Übersicht zur Form der Nährstofflimitierung in Heiden, so sind etwa 75 % der trockenen Heiden N-limitiert. Es ist naheliegend, dass erhöhte N-Einträge, verbunden mit P-Austrägen, einen Wechsel von einem N zu einem (mehr) P-limitierten System zur Folge haben (KOERSELMAN & MEULEMAN 1996). Dieser Prozess kann auch in solchen Böden stattfinden, die ursprünglich hohe P-Vorräte hatten (GÜSEWELL 2004). Die langfristige Veränderung der N- und P-Verfügbarkeit hat aber Einfluss auf die Konkurrenzsituation der in Heiden vorkommenden Arten, da sich diese hinsichtlich ihrer Ansprüche an eine N- und P-Versorgung unterscheiden (ROEM et al. 2002). Ein zunehmender P-Mangel in Heiden fördert insbesondere Gräser, deren arbuskuläre Mykorrhiza die Wirtspflanze insbesondere beim Wettbewerb um die Aufnahme von P unterstützt. So zeichnet sich *Molinia caerulea* dadurch aus, dass sie an Standorten mit extrem geringer P-Versorgung ausgesprochen wettbewerbsfähig ist (ROEM et al. 2002). Umgekehrt kann *Molinia caerulea* ein zusätzliches N-Angebot wesentlich stärker in Biomassenproduktion umsetzen, als *Calluna* dazu in der Lage ist (AERTS et al. 1991). Hinzu kommt, dass *Calluna* (im Gegensatz zu *Molinia caerulea*) nahezu ausschließlich die organischen Auflagen durchwurzelt und der Pflanze somit die größeren P-Vorräte in den mineralischen Horizonten nicht zur Verfügung stehen. Diese ungünstige Wurzelverteilung, die hauptsächlich auf die ökologischen Erfordernisse der ericoiden Mykorrhiza zurückzuführen sind, ist nach GENNEY et al. (2002) auch der Hauptgrund dafür, warum *Calluna* bei verbesserter N-, aber verschlechterter P-Versorgung gegenüber Gräsern konkurrenzunterlegen ist. Beachtet werden muss in diesem Zusammenhang, dass in beweideten Heiden der direkte Verbiss von Gräsern deren Aufkommen verzögert, auch dann, wenn das entsprechende N-P-Angebot für *Calluna* längst ungünstig ist (GRANT et al. 1996). Eine ungünstige P-Versorgung wird sich im Konkurrenzgefüge der Arten also erst dann auswirken, wenn eine Beweidung entsprechender Flächen eingestellt wird.

4.3 Folgerungen für das Heide-Management

Die dargelegten Befunde zeigen, dass besonders Beweidung und Mahd in Heideökosystemen hohe P-Verluste bewirken können. Diese Maßnahmen können so die Wirkung atmosphärischer Stickstoffeinträge verstärken. Um eine vielfältige Struktur und ausgeglichene Nährstoffbilanzen in Heiden langfristig zu erhalten, sind Managementpläne notwendig, in denen intensive (Plaggen, Schopfern) und extensive Maßnahmen (Mahd, Brand, Beweidung) räumlich und zeitlich kombiniert werden. Da besonders Heidebrand nur wenig den P-Haushalt von Heiden beeinflusst, ist es sinnvoll, diese Maßnahme in entsprechendem Turnus auf konkreten Flächen mit den Maßnahmen Beweidung und Mahd zu kombinieren. Angesichts bestehender Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre wird es aber auch in Zukunft unerlässlich sein, in angemessenen Zeitabständen intensive Pflegeverfahren wie Plaggen oder Schopfern einzusetzen, da nur diese einen effizienten N-Austrag bewirken und zugleich der N:P-Quotient des ausgetragenen Bodens und der ausgetragenen Biomasse weitestgehend jenem des Heidesystems entspricht.

Literatur

AERTS, R., DE CALUWE, H. & B. BELTMAN (2003): Is the relation between nutrient supply and biodiversity co-determined by the type of nutrient limitation? *Oikos* **101**: 489–498.

- AERTS, R., BOOT, R. G. A. & P.J.M. VAN DER AART (1991): The relation between above- and belowground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia* **87**: 551–559.
- BOBBINK, R. (1998): Impacts of tropospheric ozone and airborne nitrogenous pollutants on natural and seminatural ecosystems: a commentary. *New Phytologist* **139**: 161–168.
- BOBBINK, R., ASHMORE, M., BRAUN, S., FLUCKIGER, W. & I.J.J., VAN DEN WYNGAERT (2003): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. S. 43–170. In: Achermann, B., Bobbink, R. (ed.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape. Switzerland.
- DISE, N. B. & C.J. STEVENS. (2005): Nitrogen deposition and reduction of terrestrial biodiversity: Evidence from temperate grasslands. *Science in China Series C-Life Sciences* **48**: 720–728.
- GENNEY, D. R., ALEXANDER, I. J. & S.E. HARTLEY (2000): Exclusion of grass roots from soil organic layers by *Calluna*: the role of ericoid mycorrhizas. - *Journal of Experimental Botany* **51**: 1117–1125.
- GENNEY, D. R., ALEXANDER, I. J. & S.E. HARTLEY (2002): Soil organic matter distribution and below-ground competition between *Calluna vulgaris* and *Nardus stricta*. *Functional Ecology* **16**: 664–670.
- GIMINGHAM, C. H. (1994): Lowland heaths of West Europe: management for conservation. *Phytocoenologia* **24**: 615–626.
- GRANT, S. A. & R.F. HUNTER (1966) The effects of frequency and season of clipping on the morphology productivity and chemical composition of *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *New Phytologist* **65**: 125–133.
- GRANT, S. A., TORVELL, L., COMMON, T. G., SIM, E. M. & J.L. SMALL (1996): Controlled grazing studies on *Molinia* grassland: Effects of different seasonal patterns and levels of defoliation on *Molinia* growth and responses of swards to controlled grazing by cattle. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1267–1280.
- GÜSEWELL, S. (2004): N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* **164**: 243–266.
- GÜSEWELL, S., KOERSELMAN, W. & J.T.A. VERHOEVEN (2003): Biomass N:P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands. *Ecological Applications* **13**: 372–384.
- HÄRDTLE, W. & G. VON OHEIMB (2008a): Einfluss verschiedener Heide-Pflegeverfahren auf die Ernährungssituation von *Calluna vulgaris*. *Abh. Westf. Museum Naturkde.* **70**: 81–99.
- HÄRDTLE, W., VON OHEIMB, G., FOTTNER, M., NIEMEYER, M. & T. NIEMEYER (2008b): Können Managementmaßnahmen zu Nährstoffungleichgewichten in Heideökosystemen führen? *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schlswig-Holstein Hamb.* **65**: 509–526.
- KOERSELMAN, W. & A.F.M. MEULEMAN (1996): The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1441–1450.
- MARRS, R. H. (1993): An assessment of change in *Calluna* heathlands in Breckland, eastern England, between 1983 and 1991. *Biological Conservation* **65**: 133–139.
- MOHAMED, A., HÄRDTLE, W., JIRJAHN, B., NIEMEYER, T. & G. VON OHEIMB (2007): Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. *Plant Ecology* **189**: 279–289.
- NIEMEYER, T., NIEMEYER, M., MOHAMED, A., FOTTNER, S. & W. HÄRDTLE (2005): Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science* **8**: 183–192.
- ROEM, W. J., KLEES, H. & F. BERENDSE (2002): Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology* **39**: 937–948.

- SCHMIDT, I. K., TIETEMA, A., WILLIAMS, D., GUNDERSEN, P., BEIER, C., EMMETT, B. A. & M. ESTIARTE (2004): Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. *Ecosystems* **7**: 638–649.
- TILMAN, D. (1985): The resource-ratio hypothesis of plant succession. *American Naturalist* **125**: 827–852.
- VERHOEVEN, J. T. A., KOERSELMAN, W. & A.F.M. MEULEMAN (1996): Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: Relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **11**: 494–497.
- WEBB, N. R. (1998): The traditional management of European heathland. *Journal of Applied Ecology* **35**: 987–990.

Autoren

Werner Härdtle, Thomas Niemeyer

Universität Lüneburg

Institut für Ökologie

Scharnhorststr. 1

21335 Lüneburg

Tabelle 1: Ein- und Austräge an Stickstoff und Phosphor durch atmogene Deposition, Exkrementeintrag (Beweidungs-Experiment), Asche-Deposition (Brand-Experiment), Sickerwasserverlusten (Leaching) und Biomassen- und Boden-Austrag.

Nährelement	Beweidung		Mahd		Winter-Brand		Plaggen	
	N	P	N	P	N	P	N	P
Jährlicher Eintrag: atmogene Deposition (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	22,8	0,3	22,8	0,3	22,8	0,3	22,8	0,3
Jährlicher Eintrag: Exkrementeintrag (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	3,5	0,2	kein Exkrement- Eintrag		kein Exkrement- Eintrag		kein Exkrement- Eintrag	
Jährlicher Austrag: Leaching Kontrolle (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	2,2	0,2	3,0	0,2	2,0	0,2	3,7	0,2
Jährlicher Nettoeintrag: (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	24,1	0,3	19,8	0,1	20,8	0,1	19,1	0,1
Austrag: Biomassenentnahme (kg ha ⁻¹)	25,6	1,9	96,8	7,1	104,2	8,0	121,6	7,4
Eintrag: Aschedeposition (kg ha ⁻¹)	keine Asche- Deposition		keine Asche- Deposition		5,2	6,4	keine Asche- Deposition	
Austrag: Austrag organische Auflage (kg ha ⁻¹)	nicht beeinflusst		nicht beeinflusst		nicht beeinflusst		934,5	38,1
Austrag: Austrag A-Horizont (kg ha ⁻¹)	nicht beeinflusst		nicht beeinflusst		nicht beeinflusst		626,5	30,6
Austrag: Leaching Zunahme* (kg ha ⁻¹)	0,0	0,0	3,1	0,3	6,6	0,3	33,4	0,8
Netto-Austrag/Jährlicher Netto-Eintrag (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)**	25,6/ 25,6	1,9/ 1,9	99,9/ 9,9	7,4/ 0,7	105,6/ 10,6	1,9/ 0,2	1716,0/ 57,2	76,9/ 2,6
Jährlicher Netto-Eintrag- jährlicher Netto-Austrag (kg ha ⁻¹ a ⁻¹) = Bilanz	-1,5	-1,6	9,9	-0,6	10,2	-0,1	-38,1	-2,5

* = Zunahme der Leachingraten auf den Maßnahmenflächen im Vergleich zur Kontrolle.

** Kalkuliert mittels Division des Netto-Austrags durch die Dauer der Managementzyklen (Beweidung: 1 Jahr, Mahd und Winter-Brand: 10 Jahre, Plaggen: 30 Jahre).

Mittelwerte (von $n = 16$ für atmogene Deposition, $n = 40$ für Biomassenwerte im Beweidungs-Experiment, $n = 4$ für alle übrigen Werte); aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde in dieser Tabelle die Standardabweichung nicht erneut angegeben, siehe hierzu Table 2, and Abb. 1 and 2.

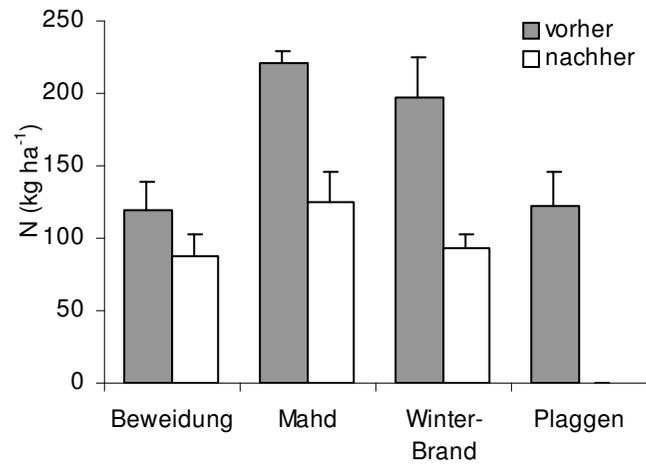
Abbildungsunterschriften

Abb. 1 N- (a-c) und P-Vorräte (d-f) in der oberirdischen Biomasse, den organischen Auflagen und im $A_{h/e}$ -Horizont vor und nach Durchführung der Maßnahmen (Mittelwerte + 1SD; $n = 40$ für das Beweidungsexperiment und $n = 4$ für alle übrigen Experimente). Im Brand-Experiment nahmen die Nährstoffkonzentration infolge ihrer Deposition in der Asche zu. Plaggen entfernte die gesamte organische Auflage; alle Werte in Bezug auf das Trockengewicht der Probe. Mit Ausnahme der Zunahme des N-Gehaltes in den organischen Auflagen nach Brand (b) sind alle Unterschiede signifikant auf dem Niveau von $p < 0.05$.

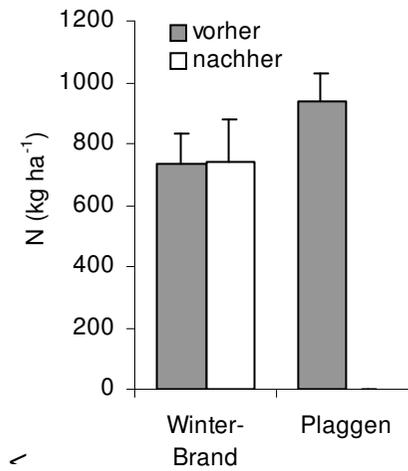
Abb. 2 Temperaturprofil zweier Brände (Brandtermin: 25.02.03) im NSG „Lüneburger Heide“; a = ca. 10jähriger Bestand und b = ca. 15jähriger Bestand mit Fraßschäden, (verursacht durch den Heideblattkäfer *Lochmaea suturalis*; nach NIEMEYER et al. 2005)

Abb. 1

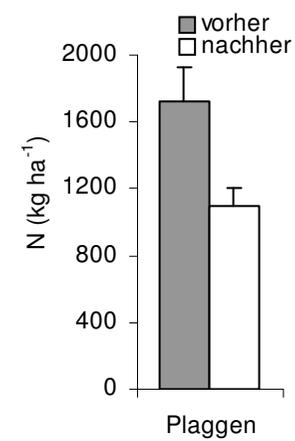
a) Biomasse



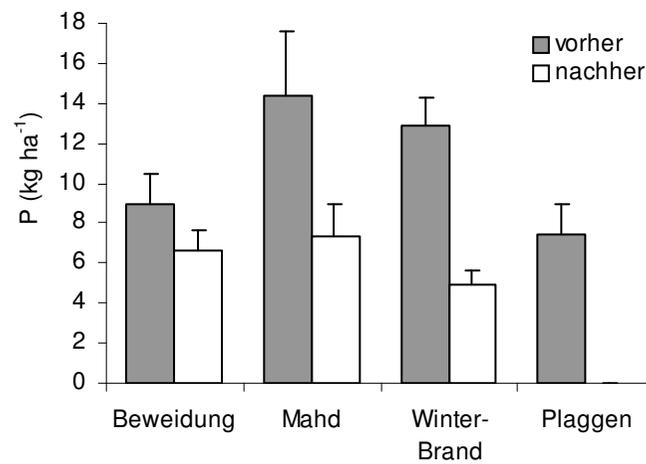
b) Organische Auflage



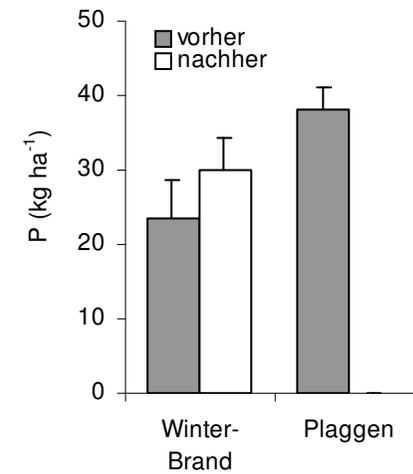
c) A-Horizont



d) Biomasse



e) Organische Auflage



f) A-Horizont

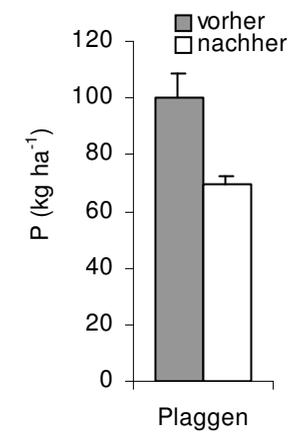
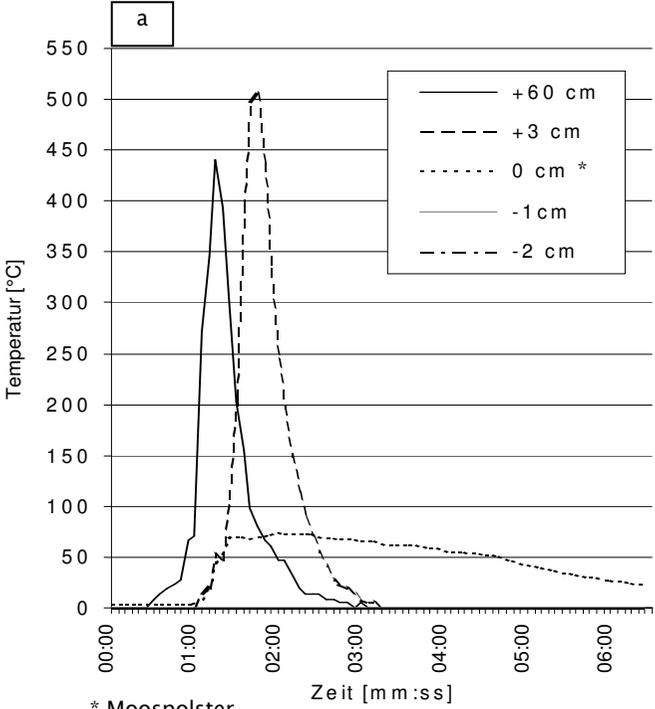


Abb. 2



* Moospolster

