Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA
Berichte

17. Jahrgang, Heft 2, 2004

Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland –

Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten

Niedersachsen

NNA Ber.	17. Jg.	H. 2	221 S.	Schneverdingen 2004	ISSN: 0935-1450
Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten					

Zitiervorschlag:
Keienburg, T. & Prüter, J. (Hrsg., 2004): Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten. – NNA-Berichte 17. Jg., H. 2. Schneverdingen. 221 S.

GEFÖRDERT VOM

Bundesministerium für Bildung und Forschung

Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Einflüsse auf die Nährstoff- und Entwicklungsdynamik", 2001–2004, Förderkennzeichen 01 LN 0006.

Herausgeber und Schriftleitung:
Tobias Keienburg und Dr. Johannes Prüter
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA)

Bezug:
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA)
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 989-46
E-Mail: nna@nna.niedersachsen.de
Internet: http://www.nna.de

ISSN 0935-1450

Titelbild:
Das Titelbild zeigt typische Impressionen aus dem NSG „Lüneburger Heide" (unten links, Pflegeflächen und Wacholderbestand) und dem „Neustädter Moor" (Mitte, wiedervernässter Bereich). Kontrolliertes Brennen (oben), Beweidung (Mitte links) und maschinelle Verfahren (unten Mitte) werden zur Heidepflege eingesetzt. Der rechts abgebildete Podsol-Boden stellt das verbindende Element vieler mitteleuropäischer Heidelandschaften dar. (Fotos: Archive der NNA und des BUND; Alterra).

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier).

NNA-Berichte

17. Jahrgang/2004, Heft 2

Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten

Inhalt

Tobias Keienburg, Johannes Prüter, Werner Härdtle, Thomas Kaiser, Andreas Koopmann, Albert Melber, Friedhelm Niemeyer und Stefan Schaltegger	Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Zusammenfassende Aspekte eines Verbundforschungsvorhabens	3
Johann G. Goldammer, Alexander Held und Daniel Nagy	Stand und Perspektiven der Anwendung von kontrolliertem Feuer in Naturschutz und Landschaftspflege in Deutschland	13
Uwe Riecken	Aktuelle Konzepte und Strategien zur Redynamisierung von Landschaften	18
Johannes Prüter	Schutz und Erhaltung der Heide – Aktuelle Ansätze aus europäischer Perspektive	22
Thomas Kaiser und Tobias Keienburg	Untersuchungen zum Flächenpotenzial kulturbedingter magerer Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland	27
Friedhelm Niemeyer	Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND	34
Andreas Koopmann und Dirk Mertens	Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" – Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark	44
Werner Härdtle	Zur Nährstoff- und Vegetationsdynamik von Heideökosystemen – Grundlagen und Forschungskonzeption	62
Thomas Niemeyer, Silke Fottner, Abdelmenam Mohamed, Marion Sieber und Werner Härdtle	Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden	65
Silke Fottner, Thomas Niemeyer, Marion Sieber und Werner Härdtle	Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden	80
Marion Sieber, Silke Fottner, Thomas Niemeyer und Werner Härdtle	Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden	92
Kirsten Falk, Werner Härdtle und Abdelmenam Mohamed	Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe in Podsol-Böden (NSG „Lüneburger Heide")	108
Bettina Jirjahn, Werner Härdtle und Abdelmenam Mohamed	Auswirkungen von Brand und Mahd auf die Ernährungssituation von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* in Heideökosystemen	112
Marion Mockenhaupt und Tobias Keienburg	Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide"	116
Werner Härdtle, Silke Fottner, Thomas Niemeyer, Marion Sieber und Abdelmenam Mohamed	Nährelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung	123

Silke Fottner, Thomas Niemeyer, Marion Sieber und Werner Härdtle	Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden	126
Thomas Kaiser und Anke Stubbe	Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide"	137
Ludger Schmidt und Albert Melber	Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands	145
Johannes Prüter, Manfred Lütkepohl und Jann Wübbenhorst	Untersuchungen zur Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvogelarten im NSG „Lüneburger Heide" als Beitrag zur Entwicklungskontrolle im Heidemanagement	165
Friedhelm Niemeyer	Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvogelarten im „Neustädter Moor" und „Rehdener Geestmoor" als Beitrag zur Erfolgskontrolle des Offenlandmanagements in der Diepholzer Moorniederung	176
Jan Müller und Stefan Schaltegger	Sozioökonomische Analyse des Heidemanagements in Nordwestdeutschland – Wirtschaftlichkeit, Kosten-Wirksamkeitsverhältnisse und Akzeptanz	183
Thomas Kaiser	Auswirkungen von Heidepflegeverfahren auf umweltrelevante Schutzgüter	198
Thomas Kaiser	Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Operationalisierung der Forschungsergebnisse für die naturschutzfachliche Planung	213

Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Zusammenfassende Aspekte eines Verbundforschungsvorhabens

von Tobias Keienburg, Johannes Prüter, Werner Härdtle, Thomas Kaiser, Andreas Koopmann, Albert Melber, Friedhelm Niemeyer und Stefan Schaltegger*

1 Einleitung

In den Jahren 2001 bis 2004 wurde unter Federführung der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz ein mit Bundesmitteln gefördertes Verbundforschungsvorhaben zum Thema „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Einflüsse auf die Nährstoff- und Entwicklungsdynamik" durchgeführt. Grundlagen, Ziele, Methoden und Ergebnisse dieses auf Heidelandschaften konzentrierten Projekts werden im Folgenden kurz umrissen.

Zwergstrauchheiden als von Nährstoffarmut bestimmte magere Offenlandschaften spielen in der Landschaftsgeschichte des pleistozän geprägten Nordwestdeutschlands eine bedeutende Rolle. Sie sind Ergebnis einer Jahrtausende alten bäuerlichen Landnutzungstradition, die sich in ähnlicher Form fast über die gesamte atlantische Region Europas entwickelt hat (*Gimingham* 1972, *Haaland* 2002). Kontrolliertes Brennen und Beweidung durch Haustiere gehören neben Mahd und Plaggen zu den bestimmenden Faktoren, die zur Entwaldung und mancherorts nachweislich über viele Jahrhunderte zu einer Offenhaltung der Landschaft beigetragen haben (*Becker* 1995, *Behre* 1976). Auf den weiträumigen Hochmoorstandorten Niedersachsens waren es Eingriffe in den Wasserhaushalt und einsetzende Degenerationsprozesse, die mit Moorbrandkultur und Beweidung in der Folge zur Förderung von Zwergstrauchheiden beitrugen. Schwerpunktmäßig seit der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts entstanden zudem Einflüsse militärischer Nutzung, die vor allem auf mageren Sandstandorten entweder historische Heidekulturlandschaften konservierten oder sekundär nach zwischenzeitlichen Bewaldungsphasen wieder zu vergleichbaren Vegetationsstrukturen und Lebensgemeinschaften geführt haben (*Beutler* 2000, *Deutscher Rat für Landespflege* 1993, *Gorissen* 1998, *Kaiser* 1994).

Die kulturbedingten Heiden sind in Nordwestdeutschland wie fast im gesamten europäischen Verbreitungsgebiet im Zuge der agrarstrukturellen Umbrüche im 19. und 20. Jahrhundert auf wenige voneinander getrennte Reste reduziert worden. Sie werden heute im Wesentlichen aus kulturgeschichtlichen Erwägungen, zur Förderung des Fremdenverkehrs und aus Gründen des Naturschutzes erhalten (*Brockhoff* et al. 1998, *Prüter* 2004, *Völksen* 1993, *Webb* 1990). Überlegungen, ob und ggf. auf welche Weise die der historischen Heidebauernwirtschaft zu Grunde liegenden Prinzipien der „infield"-„outfield"-Systeme (*Webb* 2002) auch unter modernen agrarpolitischen Rahmenbedingungen Bedeutung behalten bzw. wiederbelebt werden können, sind noch in den Anfängen begriffen. Sicher ist, dass Heiden über die Erzeugung gesunder Lebensmittel und anderer Produkte in regionalen Stoffkreisläufen, über die Produktion von Landschaftsqualität oder über den Ressourcenschutz (z.B. bezogen auf Grundwasser) Leistungen erbringen, die auch heute zu regionaler Wertschöpfung in Europa beitragen können und in Zukunft möglicherweise wieder stärker beachtet und nachgefragt werden.

Angesichts ihres drastischen Flächenrückgangs zählen Zwergstrauchheiden zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen Europas, was sich in zahlreichen Schutzbestimmungen auf europäischer, nationaler und regionaler Ebene niederschlägt. So stehen Zwergstrauchheiden gemäß Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (RL 92/43 EWG) unter strengem Schutz und sind in einem günstigen Erhaltungszustand zu bewahren. Der nationale Gesetzgeber hat die Zwergstrauchheiden als Bestandteil historischer Kulturlandschaften sowohl allgemein in § 2 Nr. 14 BNatSchG als auch speziell in § 30 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG unter Schutz gestellt. Entsprechend der Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes für diesen Regelungsbereich sind die bundesdeutschen Schutzbestimmungen vom niedersächsischen Gesetzgeber in den § 2 Nr. 13 NNatG (Schutz historischer Kulturlandschaften) bzw. § 28a Abs. 1 Nr. 2 NNatG (Besonders geschützte Biotope) ausgestaltet worden. Sofern die Zwergstrauchheiden in Schutzgebieten liegen, werden die Schutzbestimmungen durch entsprechende Gesetze oder Rechtsverordnungen konkretisiert.

2 Grundlegende Fragestellungen

Maßnahmen zur Pflege und Erhaltung der Heidegebiete unterliegen in jüngerer Zeit erheblich zunehmenden Ansprüchen und Anforderungen. In fachlicher Hinsicht gilt es, die Folgen einer vielerorts über Jahrzehnte nicht mehr sachgerecht durchgeführten Heidebewirtschaftung mit untypisch hoher Anreicherung organischer Substanz und Insektenkalamitäten als häufiger Begleiterscheinung zu kompensieren. Zudem muss den Wirkungen gestiegener Nährstoffeinträge über atmosphärische Depositionen, die diese Prozesse beschleunigen (*Aerts & Heil* 1993, *Diemont* 1996, *Power* et al. 1998), begegnet werden.

Die aus der traditionellen Bewirtschaftung magerer Offenlandschaften hervorgegangenen Methoden der Heidepflege, vor allem Mähen, Plaggen, kontrolliertes Brennen und Beweidung, wirken sich dabei in Abhängigkeit von der standörtlichen Ausgangssituation und der Verfahrensintensität sehr unterschiedlich aus. Sie haben die Ziele des Arten- und Biotopschutzes zu fördern wie auch sonstige Ansprüche des Menschen an den Raum zu berücksichtigen (*Lütkepohl* 1993, *van der Ende* 1993, *Lütkepohl & Kaiser* 1997).

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Die politisch-administrativen Anforderungen zielen verstärkt darauf ab, die Effizienz des Mitteleinsatzes für Landschaftserhaltung und -pflege zu erhöhen und die Beiträge der Heide zur regionalen Wertschöpfung zu steigern. Darüber hinaus bestehen berechtigte Ansprüche an eine möglichst breite Akzeptanz entsprechender Maßnahmen bei bestimmten Interessengruppen wie auch in der Öffentlichkeit.

Wie und mit welchen Methoden in einem solchen teils natürlich-dynamischen, teils vom Menschen gestalteten Beziehungsgefüge der spezifische Stoffhaushalt sowie die Lebensgemeinschaften des Ökosystems Heide so beeinflusst werden können, dass den genannten Anforderungen bestmöglich nachgekommen wird, sind grundlegende Fragestellungen von Schutz- und Entwicklungskonzepten für die Heiden. Dabei gilt es, die in bestimmten Gebieten rekonstruierbaren und in jüngerer Zeit z.T. gut dokumentierten Erfahrungen mit der Praxis der Landschaftspflege aufzubereiten und einer vertiefenden wissenschaftlichen Analyse ausgewählter Problemstellungen und deren Umsetzung in planerische Konzepte zugänglich zu machen. Eine enge Verbindung zwischen Wissenschaft und Praxis ist dabei von großer Bedeutung. Das o.g. Verbundforschungsvorhaben trägt einem solchen Grundprinzip Rechnung. Die Arbeiten für dieses Projekt fanden in der Lüneburger Heide sowie in der Diepholzer Moorniederung statt und konzentrierten sich damit in Gebieten, in denen durch jahrzehntelange Arbeit betreuender Naturschutzverbände ein außerordentlicher Erfahrungsreichtum bei der Erhaltung von Zwergstrauchheiden vorliegt.

Die Ergebnisse dieses vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten und vom Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) betreuten Projekts werden im vorliegenden Band 17, Heft 2 der NNA-Berichte zusammengefasst. Das Projekt war eines von zehn Vorhaben in einem Schwerpunkt des Förderbereichs „Biotop- und Artenschutz/Integrierte Naturschutzforschung – Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur Erhaltung von Offenlandbiotopen unter Beachtung naturschutzfachlicher Konzepte" (u.a. *Armbruster & Reich* 2000, *Beinlich & Poschlod* 2002, *Hampicke* et al. 2002, *Kleyer* et al. 2002, *Konold & Burkart* 2003, *Riecken* 2004, *Scholle* et al. 2002, *Schrautzer* et al. 2002, *Schwabe & Kratochwil* 2004).

Dass in diesem Vorhaben Untersuchungen zum kontrollierten Brennen und in Ergänzung dazu zur Beweidung im Vordergrund standen, erklärt sich wie folgt:

1. Kontrolliertes Brennen ist in jüngerer Zeit durch rechtliche Einschränkungen und Vorbehalte in der Genehmigungspraxis weithin in Vergessenheit geraten. Umso wichtiger erscheint es heute, die erneut intensivierte Diskussion um das Für und Wider an den verfügbaren Beispielen mit konkretem fachlichen Ansatz aufzugreifen und Wirkungszusammenhänge zu analysieren, damit praktikable Lösungen für den Umgang mit von Nährstoffarmut geprägten Kulturlandschaften gefunden werden können (*Goldammer* et al. 1997, 2004). Dabei spielt in der Praxis die Kombination von Feuer und Beweidung eine besondere Rolle, was eine vergleichende Untersuchung dieser Verfahren begründet.
2. In standörtlicher Hinsicht sind dem Feuereinsatz wie auch der Beweidung im Gegensatz zu maschinellen Verfahren kaum Grenzen gesetzt. Möglichkeiten der Übertragung regional gewonnener Erkenntnisse auf größere Räume sind damit in besonderem Maße gegeben.
3. Feuer und Beweidung haben als anthropogene Einflüsse in unserer Kulturlandschaft die mit Abstand längste Tradition, können also in funktionaler Hinsicht ein Höchstmaß an Kontinuität für angepasste Biozönosen sicherstellen.
4. Der Feuereinsatz scheint am ehesten geeignet zu sein, dem Anspruch an neue (zumindest neu belebte) Verfahren gerecht zu werden, mit denen nicht historische Vorbilder konserviert, sondern (in kontrollierter Form) dynamische Prozesse in Kulturlandschaften initiiert werden können. Eine realistische Einschätzung der ökonomischen Rahmenbedingungen ist vor diesem Hintergrund von besonderer Bedeutung.

Die in diesem Verbundprojekt verfolgten wissenschaftlichen Ansätze zielen in ökologischer Hinsicht darauf ab, Maßnahmen zur Erhaltung von Zwergstrauchheiden, vorrangig kontrolliertes Brennen und Beweidung, auf unterschiedlichen Standorten beispielhaft in ihren Einflüssen auf die Nährstoffdynamik, die Vegetationsentwicklung sowie die Lebensgemeinschaften ausgewählter Artengruppen aus der Tierwelt zu untersuchen. Sozioökonomische Untersuchungsmethoden kommen zum Einsatz, um Kostenkalkulationen in Bezug auf Nutzen und Wirksamkeit von Maßnahmen der Landschaftspflege zu analysieren, Optimierungswege aufzuzeigen und Grundlagen zur Abschätzung der Akzeptanz bei unterschiedlichen Anspruchsgruppen zu schaffen. Mit integrierendem Ansatz werden Flächenpotenziale analysiert und Konzeptionen entwickelt, um die im Projekt ermittelten ökologischen und ökonomischen Kennwerte unmittelbar für die Landschaftsplanung nutzbar zu machen.

Diejenigen Institutionen, die in den Untersuchungsgebieten seit langem für die Landschaftspflege verantwortlich zeichnen, sind als Projektpartner eingebunden, stellen Erfahrungen aus der Praxis zur Verfügung und unterstützen bei der Durchführung praktischer Maßnahmen im Gelände.

3 Projektpartner und Arbeitsbereiche

Die folgenden Institutionen und Personen waren unmittelbar am Projekt beteiligt (Abb. 1):

- **Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz** (Dr. Johannes Prüter, Dipl.-Umweltwiss. Tobias Keienburg, Dipl.-Biol. Ludger Schmidt) – Leitung und Koordination, GIS-Bearbeitung, entomofaunistische Untersuchungen
- **Universität Lüneburg, Institut für Ökologie und Umweltchemie** (Prof. Dr. Werner Härdtle, Silke Fottner M.A., Thomas Niemeyer M.A.; weiterhin mit finanzieller Förderung durch die Universität Lüneburg Marion Sieber M.A.) – Erstellung von Nährstoffbilanzen der Pflegeverfahren; begleitende vegetationskundliche Untersuchungen
- **Centre for Sustainability Management (CSM) e.V., Universität Lüneburg** (Prof. Dr. Stefan Schaltegger, Dipl.-Forstw. Jan Müller) – Kosten-Wirksamkeits- und Kosten-Nutzen-Analysen, Befragungen zur Akzeptanz der Pflegemaßnahmen

- **Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Tierökologie und Zellbiologie** (Dr. Albert Melber) – Entomofaunistische Untersuchungen
- **Arbeitsgruppe Land & Wasser** (Dr. Thomas Kaiser) – GIS-Untersuchungen zum Bestand magerer Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland und ihres Entwicklungspotenzials, Auswertung vegetationskundlicher Langzeituntersuchungen im NSG „Lüneburger Heide", Ermittlung der Auswirkungen von Pflegeverfahren auf Schutzgüter der Natur- und Umweltschutzgesetzgebung, Integration der Forschungsergebnisse in die Planungsmethodik
- **Verein Naturschutzpark e.V.** (Dr. Andreas Koopmann, Dipl.-Forsting. Mathias Zimmermann, Dipl.-Forsting. Manfred Lütkepohl [bis Dezember 2001], Dipl.-Ing. Dirk Mertens [ab März 2002], Dipl.-Ing. Ursula Englert [ab August 2003]) – Durchführung der Pflegemaßnahmen, Aufbereitung von Langzeituntersuchungen
- **BUND Diepholzer Moorniederung** (Biol. Friedhelm Niemeyer) – Durchführung der Pflegemaßnahmen, Aufbereitung von Langzeituntersuchungen

4 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen wurden schwerpunktmäßig im NSG „Lüneburger Heide" durchgeführt. Zusätzlich standen für ergänzende und vergleichende Fragestellungen Flächen im „Neustädter Moor" in der Diepholzer Moorniederung zur Verfügung (Abb. 2).

Damit wurden genau die beiden Gebiete im nordwestdeutschen Tiefland betrachtet, in denen in jüngster Zeit wieder praktische Erfahrungen mit dem Feuereinsatz gesammelt werden konnten (*Lütkepohl* et al. 1997, *Lütkepohl & Stubbe* 1997, *F. Niemeyer* 1997, *Goldammer* et al. 1997, 2004). In beiden Gebieten spielt neben dem Feuer auch die Schafbeweidung (Heidschnucken, Moorschnucken) schon lange eine bedeutende Rolle. Mit dem Verein Naturschutzpark im NSG „Lüneburger Heide" und dem BUND in der Diepholzer Moorniederung ist überdies jeweils ein Naturschutzverband vertreten, der die Managementmaßnahmen auf der Grundlage kontinuierlicher Flächenbeobachtung plant und durchführt (*Koopmann & Mertens* 2004, *F. Niemeyer* 2004a).

Abb. 1: Die am Forschungsvorhaben beteiligten Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter anlässlich der Abschlusstagung am 26./27.02.2004 im Camp Reinsehlen, Schneverdingen. (Foto: NNA-Archiv).

Die konkreten Untersuchungen zur Nährstoff- und Entwicklungsdynamik wurden in der Lüneburger Heide auf drei besonders geeignete Heideflächen konzentriert:

- Heidefläche „Auf dem Töps"; isoliert gelegene Heide im Nordteil des NSG von etwa 100 ha Größe; seit 1994 ohne Einfluss von Beweidung; hinsichtlich Ökotoptypenausstattung und Zustand der Heiden repräsentative Fläche für das gesamte NSG; Heidemanagement durch Feuer, zudem durch Mahd und maschinelles Plaggen, so dass hier verschiedenartige Referenzflächen eng beieinander lagen und in vergleichende Betrachtungen mit einbezogen werden konnten.
- Heidefläche zwischen Wilsede und Undeloh im Zentrum des NSG, ebenfalls etwa 100 ha; kontinuierlich beweidet, in der Nähe eines Schafstalls intensiv, mit zunehmender Entfernung vom Schafstall nachlassend, so dass ein Intensitätsgradient verfolgt werden konnte; typische Ausprägung für die beweideten Teile des NSG.
- Heidefläche bei Inzmühlen; bewei-

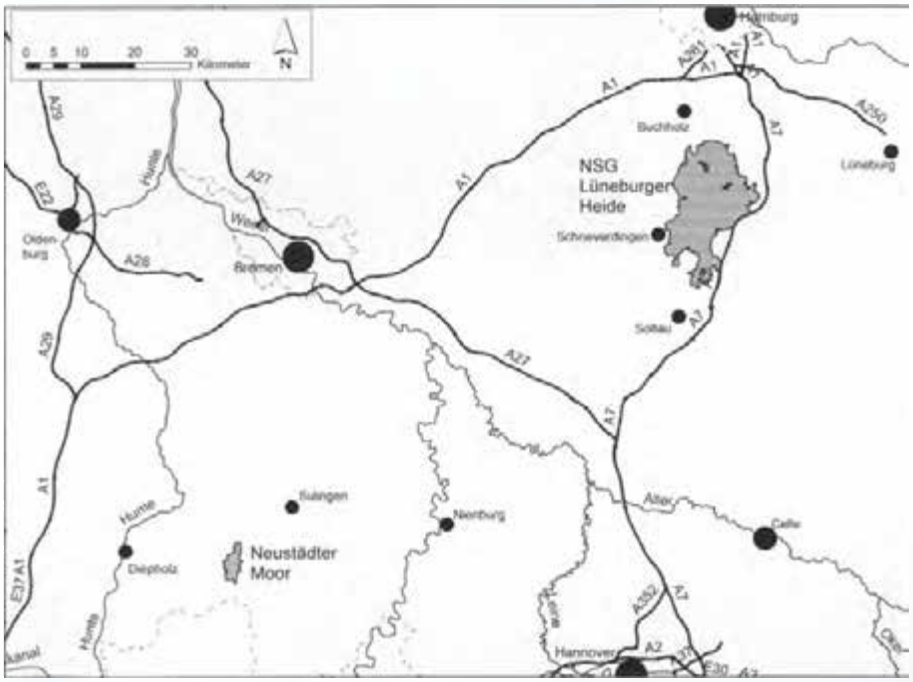


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete „Lüneburger Heide" und „Neustädter Moor" (Kartengrundlage Geografisches Informationssystem Umwelt des Landes Niedersachsen).

dete Heide, auf der Beweidungsausschlussflächen langfristig angelegt wurden; geeignete Situation insbesondere für die faunistischen Untersuchungen.

In der Diepholzer Moorniederung wurden die Untersuchungen im ca. 1.600 ha großen „Neustädter Moor" durchgeführt, einem typischen Ausschnitt der von degenerierten und renaturierten Hochmooren, von Grünland und Sandheiden in kleinräumiger Verzahnung geprägten Offenlandschaft dieser Region. Hier liegen schon seit den 1970er Jahren Erfahrungen mit dem kontrollierten Feuereinsatz vor (*F. Niemeyer* 1997).

In naturräumlicher Hinsicht boten die Untersuchungsgebiete exemplarisch ein sehr vollständiges Spektrum der für den nordwestdeutschen Raum typischen mageren Offenlandschaften: Zwergstrauch-dominierte Flächen mit Sand-, Lehm- und degenerierten Moorböden, jeweils unterschiedlich weit fortgeschrittene Vergrasungsstadien, zum Teil mit integrierten Acker- und Grünlandbrachen verschiedenen Alters.

5 Fragestellungen, Untersuchungsansätze und Ergebnisse in der Übersicht

Im Folgenden werden einige der wesentlichen Fragestellungen, Untersuchungsansätze und Ergebnisse des hier vorgestellten Verbundforschungsprojekts zusammenfassend skizziert. Detailliertere Ausführungen finden sich in den jeweils zitierten Publikationen.

In welchem Flächenumfang sind von Nährstoffarmut geprägte kulturbedingte Offenlandschaften aktuell in Nordwestdeutschland vorhanden?
Anhand verschiedener Geodatenbestände wurde mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS) der aktuelle Bestand magerer Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland ermittelt. Gleichzeitig wurde analysiert, welche Ausdehnung magerer Offenlandbiotope aufgrund der pedologischen Situation potenziell möglich wäre. Danach ist von einem aktuellen Bestand von rund 40.000 bis 47.000 ha auszugehen. Bezogen auf die Ergebnisse der landesweiten Biotopkartierung sind Sandheiden dabei mit rund 11.700 ha, Moorheiden mit rund 9.600 ha vertreten. Das entspricht insgesamt einem Anteil von 1,6 bis 1,8 % der von den standörtlichen Rahmenbedingungen her potenziell möglichen Fläche (*Kaiser & Keienburg* 2004).

Wie sind die Nährstoffvorräte des Sandheide-Ökosystems in den Kompartimenten Biomasse, Boden und Sickerwasser verteilt?
Je nach Alter und Vergrasungsanteil der *Calluna*-Bestände finden sich Stickstoffvorräte von 100–200 kg/ha in der Biomasse (d. h. in den Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen), die Phosphorvorräte liegen um 10 kg/ha. Die Nährstoffvorräte im Boden liegen weit höher, so dass die Vegetation betreffende Pflegeverfahren wie kontrolliertes Brennen, Beweidung und Mahd nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf den Gesamtnährstoffvorrat haben. Sie sind abhängig von der betrachteten Mächtigkeit der Bodenhorizonte und liegen im organischen O-Horizont für Stickstoff bei 500 bis 1.000 kg/ha und für Phosphor bei 25 bis 40 kg/ha. Im mineralischen Ah-Horizont, der unmittelbar nur von der Pflegemaßnahme Plaggen betroffen ist, liegen die Vorräte von Stickstoff in den durch die Maßnahme entfernten oberen 3 cm bei rund 600 kg/ha und von Phosphor bei 30 kg/ha. Im Vergleich zu diesen Vorräten sind die über Sickerwasser ausgetragenen Nährstoffmengen sehr gering. Für Stickstoff lagen die Werte z. B. bei etwa 2 bis 10 kg/ha und Jahr, für Phosphor noch weit geringer. Die Unterschiede zwischen den angewandten Pflegeverfahren sind diesbezüglich vergleichsweise gering (*Fottner* et al. 2004a, *T. Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004).

Welchen Umfang haben aktuelle atmogene Nährstoffdepositionen in den untersuchten Heideökosystemen und wie lassen sich Bezüge zu den durch Feuer und mechanische Verfahren bewirkten Nährstoffausträgen herstellen?
Mittels Messungen in bulk-Sammlern und kalkulatorischer Berücksichtigung der trockenen Deposition wurde der Eintrag pflanzenverfügbarer Nährstoffe ermittelt. Danach ergibt sich z. B. für Stickstoff im Nordteil der Lüneburger Heide ein Wert von 22,8 kg/ha und Jahr, in der Diepholzer Moorniederung entsprechend von 33,7 kg/ha und Jahr. Im Mittelpunkt der nährstoffbezogenen Untersuchungen stand die Bilanzierung der Nährstoffeinträge aus der Luft gegenüber den Nährstoffausträgen durch Biomasseentzug, Verlagerung in den Boden oder Auswaschung mit dem Sickerwasser. Zur Erfassung der Nährstoffmengen in den unterschiedlichen Kompartimenten wurden die in Depositionssammlern, Biomasse-, Asche- und Bodenproben sowie in Saugkerzen gesammelten Proben mit Hilfe von C/N-Analysern und optischen Emissionsspektrometern analysiert (*Härdtle* 2004, *T. Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004). Ergänzende Beiträge zu einer umfassenden Kalkulation der durch Feuer induzierten Nährstoffdynamik liefern die Arbeiten von *Falk* et al. (2004) zur Nährstoffverfügbarkeit und *Jirjahn* et al. (2004) zur Nährstoffversorgung von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* nach kontrolliertem Brennen.

In der Zusammenschau ist grundsätzlich festzustellen, dass mit den vorhandenen Pflegeverfahren ein geeignetes Management entwickelt werden kann, das in der Lage ist, trotz der kontinuierlich hohen Nährstoffimmissionen einem „source-sink" Funktionswandel der Heideökosysteme in Nordwestdeutschland entgegenzuwirken (*Härdtle* et al. 2004).

Über welchen Zeitraum wirken die verschiedenen Pflegeverfahren?
Um die verschiedenen Pflegeverfahren vergleichend unter dem Gesichtspunkt bewerten zu können, welcher Zeitraum vergeht, bis der mittels einer bestimmten Pflegemaßnahme erzielte Nährstoffaustrag durch Nährstoffeintrag unter der Annahme gleichbleibend hoher atmogener Deposition wieder kompensiert wird, wurde das Maß der „Theoretischen Wirkungsdauer" (TWD) entwickelt (*Härdtle* et al. 2004). Dieser Wert variiert erwartungsgemäß zwischen den Nährelementen beträchtlich, da sie nicht gleichmäßig auf die Systemkompartimente verteilt sind. Er zeigt überdies große Unterschiede zwischen den angewandten Pflegeverfahren. Die den Oberboden mit seinen hohen Nährstoffvorräten unmittelbar beeinflussenden Maßnahmen, das maschinelle Schoppern und Plaggen, erreichen insgesamt die höchsten TWDn, die für einzelne Nährelemente von 20 bis zu 500 Jahren reichen können. Mahd erweist sich in dieser Hinsicht mit TWDn von

5 bis 30 Jahren noch als deutlich effektiver als Brennen und Beweidung, wo die entsprechenden Werte bei 1 bis 12 Jahren liegen. Neben vegetationsökologischen und faunistischen Kriterien liegt damit ein weiterer wichtiger Maßstab vor, der Entscheidungen zur zeitlichen Abfolge von Pflegemaßnahmen begründen kann.

Vergleicht man die für N und P ermittelten TWDn, so ist – letztlich aufgrund der gegenwärtig hohen N-Depositionsraten – zu erwarten, dass Heideökosysteme in den nächsten Jahrzehnten auch bei optimalem Management relativ mehr N als P akkumulieren. Dies dürfte dazu führen, dass gegenwärtig N- bzw. N/P-co-limitierte Bestände künftig zunehmend durch P limitiert werden (*Härdtle* et al. 2004).

Wie und in welchem Ausmaß tragen Feuer und mechanische Verfahren der Heidepflege zum Entzug essenzieller Nährstoffe in Heideökosystemen bei?

Feuer

Der Nährstoffaustrag durch Vegetationsbrand ist von der Menge verfügbarer Biomasse und der Feuerintensität abhängig. Temperaturmessungen bei zwei Winterbränden ergaben Werte, die oberhalb der Vegetationsschicht bei etwa 500 bzw. 800 °C lagen. An der Bodenoberfläche waren die Unterschiede mit maximal 70 °C bzw. über 500 °C sehr unterschiedlich. Schon im O-Horizont 1 bis 2 cm unter der Oberfläche war keine Temperaturerhöhung feststellbar. Von dem in der Vegetation gebundenen Nährstoffvorrat wird durch das unmittelbare Feuerereignis Stickstoff in einer Größenordnung von 80 bis 90 % freigesetzt, im Falle des Calciums liegen die Werte um 95 %, beim Kalium um 98 % (*T. Niemeyer* et al. 2004).

Die im O-Horizont des Bodens vorhandene Nährstoffmenge übersteigt die in der Vegetation gebundene im Falle des Stickstoffs um den Faktor 6 bis 8. Dieser Stickstoffvorrat wird durch das Feuer nicht oder nur gering beeinflusst. Zu beobachtende Erhöhungen der Vorräte einzelner Nährelemente nach dem Feuer sind z.T. auf Aschenniederschlag zurückzuführen. Durch Feuer induzierte Veränderungen bei Mineralisierungsprozessen sind z.T. noch über Monate nachweisbar, im Boden ebenso wie in der Nährstoffversorgung der Pflanzen (*Falk* et al. 2004, *Jirjahn* et al. 2004).

Brandflächen weisen ein deutlich wärmebegünstigtes Kleinklima auf, das zu erhöhter Mineralisation und anhaltender Nährstofffreisetzung führt. Im Falle des Stickstoffs waren unter Brandflächen noch im zweiten Jahr nach dem Feuer anwachsende Nährstoffausträge über Sickerwasser nachweisbar. Sie lagen bei 4,8 kg/ha im ersten, bei 6,2 kg/ha im zweiten Jahr. Stellt man in einer Bilanz Stoffein- und -austräge gegenüber, so ergeben sich zwischen den Feuerereignissen beträchtliche Unterschiede in den Bilanzen. Für Stickstoff zeigen die Ergebnisse, dass der Austrag durch das Feuer schon nach 1 bis 5 Jahren durch atmosphärische Deposition wieder kompensiert werden kann. Für Kalium liegen die entsprechenden Werte zwischen 3,3 und 26,5 Jahren, für Phosphor zwischen 0,4 und 8 Jahren (*T. Niemeyer* et al. 2004).

Mahd

Für die untersuchten Mahdflächen errechnet sich in der Stickstoffbilanz eine „Theoretische Wirkungsdauer" von lediglich 5 Jahren. Für die anderen Nährelemente liegen die Werte höher, z.T. beträchtlich. Da zu kurze Pflegeintervalle aus vegetationsökologischen Gründen nicht möglich sind, kann über Mahd allein unter den gegebenen Bedingungen einer Stickstoffanreicherung nicht entgegengewirkt werden. Ergänzende Maßnahmen sind erforderlich (*Sieber* et al. 2004).

Schoppern und Plaggen

Diese in den O- bzw. Ah-Horizont eingreifenden Pflegeverfahren beeinflussen die Systemkomponenten mit den höchsten Nährelementkonzentrationen. Entsprechend hoch sind die errechneten Werte für die „Theoretische Wirkungsdauer". Sie liegen beim Stickstoff um mehr als das 10-fache über den für die Mahd ermittelten Werten, im Falle des Phosphors werden insbesondere beim Plaggen entsprechend hohe Differenzen erreicht. Für Kalium, das sich in besonderem Maße im Ah-Horizont konzentriert, ist das Plaggen folglich ebenfalls die Methode mit der höchsten TWD. Sie wurde für die untersuchte Probefläche auf 176 Jahre kalkuliert (Sieber et al. 2004).

Welchen Einfluss hat die Hüteschafhaltung auf die Nährstoffbilanz des Heideökosystems?

Schafbeweidung spielt in beiden Untersuchungsgebieten eine zentrale Rolle im Heidemanagement. Im Vergleich zu den o.g. Kalkulationen für Feuer und die mechanischen Verfahren erfordert eine vollständige Nährstoffbilanzierung der Beweidung ungleich komplexere Ansätze, insbesondere dann, wenn wie in diesem Projekt die Beibehaltung einer weitestgehend ungestörten Beweidungspraxis eine grundlegende Voraussetzung ist.

Um den Einfluss der Hüteschafhaltung im NSG „Lüneburger Heide" auf die Nährstoffbilanz der Heideflächen zu untersuchen, wurden sowohl flächen- als auch tierbezogene Methoden angewendet (*Fottner* et al. 2004a, *Mockenhaupt & Keienburg* 2004). Messungen mittels Beweidungsausschlussflächen führten in einer intensiv beweideten Heidefläche zu beweidungsbedingten Austrägen über die Biomasse, die im Falle des Stickstoffs bei rund 26 kg pro ha und Jahr lagen. Ergänzend ermittelte Querschnittswerte für ein großräumiges Weidegebiet ergaben für einen 4-monatigen Zeitraum im Winter 5 kg N/ha an Entzug. Untersuchungen mit einem Kotsammelbehälter am Einzeltier lieferten ergänzende Daten über den zu erwartenden Eintrag von Nährstoffen durch Kotabgabe. Im betrachteten Winterzeitraum werden hiernach 30 % des Kots in die beweideten Flächen eingetragen, 70 % verbleiben im Schafstall oder in dessen unmittelbarer Umgebung.

Zusammenfassend ergibt sich, dass durch Beweidung bei der in den Untersuchungsgebieten derzeit praktizierten Form der Herdenführung für alle relevanten Nährstoffe in der Summe ein Nährstoffentzug erreicht werden kann. In der Dimension hängen die Stoffausträge erwartungsgemäß von der Beweidungsintensität ab.

Wie entwickelt sich die Vegetation auf unterschiedlich behandelten Heideflächen kurz- und mittelfristig?

Die auf die Pflegemaßnahmen folgenden Vegetationsentwicklungen wurden mit jährlichen Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet dokumentiert (*Fottner* et al. 2004b). Im NSG „Lüneburger Heide" standen überdies Ergeb-

nisse von Dauerbeobachtungsflächen zur Verfügung, die z.T. bereits in den 1980er Jahren zur Kontrolle der Vegetationsentwicklung auf Heidepflegeflächen angelegt wurden (*Kaiser & Stubbe* 2004).

Auf kontrolliert gebrannten Flächen kam es kurzfristig zu einer guten vegetativen und vor allem auch zu einer generativen Verjüngung von *Calluna vulgaris*. Eine Zunahme der Deckungsanteile von *Deschampsia flexuosa*, die auch nach Mahd beobachtet werden kann, hat in der Regel nur kurzfristig Bestand. Durch das Brennen wurden Moose nachhaltig geschädigt, ebenso aber auch die meisten Flechten. Einsetzender Aufwuchs von Gehölzen konnte in Sandheiden besser unterdrückt werden als in Moorheiden.

Die Einrichtung einer Beweidungsausschlussfläche in einer intensiv beweideten Heide führte zu einer Zunahme der Anzahl von Pflanzenarten ebenso wie zu einer Zunahme der Dichte von Ericaceen.

Im Vergleich mit Schopperflächen verläuft die Wiederbesiedlung von Plaggflächen durch *Calluna vulgaris* langsamer, doch schon im zweiten Jahr kann die Besenheide über generative Verjüngung zur Blüte kommen.

Die Auswertung von Dauerbeobachtungsflächen zeigt, dass alle derzeit angewandten Pflegeverfahren geeignet sind, über längere Zeiträume zum grundlegenden Ziel der Heideerhaltung und Heideverjüngung beizutragen. Die Unterschiede zwischen den Verfahren in ihren längerfristigen Auswirkungen auf die Vegetationsentwicklung sind nach derzeitigem Kenntnisstand gering. Auf versuchsweise in den 1980er Jahren angelegten Fräs- und Pflugflächen kann es zu gehäuftem Auftreten von eine bessere Nährstoffversorgung anzeigenden heideuntypischen Sippen kommen. Diese Verfahren werden seit längerem nicht mehr angewandt.

Nach welchen Grundmustern verändern sich Tierartengemeinschaften in Abhängigkeit von den Heidemanagementverfahren?

Untersuchungen zu kleinräumigen Auswirkungen des Heidemanagements auf die Fauna wurden schwerpunktmäßig am Beispiel ausgewählter wirbelloser Artengruppen (Laufkäfer, Wanzen, Zikaden sowie Webspinnen) mit Hilfe von Boden-Fallen und Kempson-Extraktion durchgeführt (*Schmidt & Melber* 2004). Ergänzende Daten lieferten die Arbeiten von *Nieden* (2002) und *Gerland* (i. Vorb.).

Um überdies auch in großräumigerem Maßstab und für längere Zeiträume die Folgen des Heidemanagements auf die Entwicklung von Habitatqualitäten abschätzen zu können, wurden zusätzlich in den Projektgebieten vorliegende avifaunistische Daten ausgewertet (*Prüter* et al. 2004, *F. Niemeyer* 2004b).

Vom Winterfeuer unmittelbar betroffen waren nur die wenigen Insekten- und Spinnenarten, die mit unbeweglichen Entwicklungsstadien in den höheren Schichten der Vegetation überwintern. Die Wirbellosen, die sich als Imagines oder Entwicklungsstadien in der Moos- und Rohhumusschicht befinden oder sich mit beweglichen Stadien in die Streu zurückziehen können, waren nicht oder nur gering betroffen, was in Kenntnis der vertikalen Temperaturgradienten beim Vegetationsbrand nicht überrascht (*T. Niemeyer* et al. 2004).

Die mittelfristigen Auswirkungen des Brennens zeigen sich in einer Abwanderung der überlebenden Phytophagen, die auf lebendes oberirdisches *Calluna*-Gewebe angewiesen sind bzw. deren Räuber. Auf der Brandfläche verbleiben solche Arten, die sich detritophag oder phytophag von Moosen, Flechten, *Calluna*-Samen oder Wurzelgewebe ernähren und deren Räuber oder auch solche Phytophage, denen das neu austreibende Heidekraut als Nahrungsgrundlage dient.

Das veränderte Mikroklima auf den gebrannten Flächen führt zur Zunahme oder Einwanderung von thermo-, helio- oder xerophilen Arten und einer Abnahme von solchen, die feuchtere und beschattete Habitate bevorzugen.

Im Vergleich beweideter und unbeweideter Flächen ergeben sich entsprechende primär kleinklimatisch begründete Unterschiede in den Artenspektren. Dass durch Beweidung heidetypische und/oder gefährdete Arten verdrängt würden, ist in keinem Falle erkennbar.

Die Entwicklung der Brutbestände heidetypischer Vogelarten im NSG „Lüneburger Heide" zeigte in den vergangenen 15 Jahren in den meisten Fällen eine stabile, z.T. auch deutlich zunehmende Tendenz. Ausnahmen lassen sich mit überregionalen Rückgangstendenzen erklären. Das Konzept der Heidepflege, das verstärkt seit den 1990er Jahren neben der Beweidung durch Heidschnucken auch maschinelle Pflegeverfahren (Plaggen, Schoppern, Mahd) sowie kontrolliertes Brennen integriert und in stärkerem Maße als früher auch (z.T. vorübergehende) Verbuschung zulässt, kann vor diesem Hintergrund als erfolgreich bewertet werden.

Für das „Neustädter Moor" und das „Rehdener Geestmoor" in der Diepholzer Moorniederung ist im Zusammenhang mit Maßnahmen der Hochmoorrenaturierung eine Zunahme der Vogelarten des Offenlands nachweisbar. Abhängig von Vegetationsentwicklung und zunehmender Wiedervernässung zeichnen sich weitere Verschiebungen in den Artenspektren ab.

Wie sind die betriebswirtschaftlichen Kosten der Maßnahmen in Hinblick auf Flächenleistung und Wirksamkeit einzuschätzen? Welche volkswirtschaftlich bedeutsame Kosten-Nutzen-Relation ergibt sich für magere Offenlandschaften?

Zur aus Praxissicht bedeutsamen Frage der Kosten der Pflegemaßnahmen haben detaillierte Kostenerhebungen bei den gebietsbetreuenden Projektpartnern stattgefunden, mit dem Ziel, neben flächenbezogenen Werten auch Aussagen über die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen treffen zu können (*Müller & Schaltegger* 2004).

Die Kostenerhebung erbrachte die folgenden maßnahmenbezogenen Kostenspannen für das NSG „Lüneburger Heide". Zu beachten sind der unterschiedliche Bezugszeitraum (Brennen, Mahd, Schoppern, Plaggen: einmalige Durchführung; Beweidung: ein Jahr) und die unterschiedlichen Wirksamkeiten der Maßnahmen, die hier aus Platzgründen nicht dargestellt werden (vgl. *Müller & Schaltegger* 2004). Eine Bewertung der Maßnahmen allein aufgrund ihrer flächenbezogenen Kosten sollte daher unterbleiben.

- **Kontrolliertes Brennen (300–380 €/ha).** Die wider Erwarten hohen Kosten sind auf den vergleichsweise großen Personalaufwand (i.d.R. vier Arbeitskräfte; Mähen der Brandschutzstreifen, praktische Durchführung des Brennens, Kontrolle des Brands mit „Feuerpatschen") und auf die erfolgte Kostenum-

lage seltener Feuerwehreinsätze bei aus der Kontrolle geratenem Feuer zurückzuführen.

- **Beweidung (138–171 €/ha).** Kostenintensiv ist hier vor allem die Unterhaltung der zahlreichen Schafställe. Durch eine z.T. aktuell stattfindende Modernisierung der Ställe können diese Kosten mittelfristig gesenkt werden.
- **Mahd (50–500 €/ha).** Die erhebliche Spannweite der Kosten geht auf die unterschiedliche Verwertbarkeit und damit Absetzbarkeit des anfallenden Mahdguts zurück.
- **Schoppern (1.500–2.000 €/ha).** Neben den Kosten für den Abtransport ist vor allem die Deponierung des anfallenden Bodenmaterials kostenintensiv. Zu erprobende Kompostierungsverfahren und damit eine mögliche Verwertbarkeit des organischen Bodenmaterials als Torfersatzstoff könnten die Kosten mittelfristig deutlich senken.
- **Plaggen (2.800–3.500 €/ha).** Auch hier sind die hohen Kosten vor allem auf die Deponiekosten des anfallenden organischen und mineralischen Bodenmaterials zurückzuführen. Eine noch zu erprobende Verwertung des Materials (z.B. für Kulturheidelbeer-Plantagen) könnte die Kosten deutlich senken.

Für die Pflegemaßnahmen im „Neustädter Moor" ergeben sich vergleichbare Maßnahmenkosten.

Eine Aufsummierung aller Kosten für Pflegemaßnahmen im NSG „Lüneburger Heide" (incl. der Entfernung von Gehölzen) ergibt durchschnittliche jährliche Gesamtkosten in Höhe von 676.000 €.

Durch Befragung verschiedener „Stakeholder" wurden Zahlungsbereitschaften nach der „contingent valuation" Methode für die Erhaltung magerer Offenlandschaften ermittelt, die auf den volkswirtschaftlichen Nutzen dieser Landschaften schließen lassen. Die mittleren täglichen Zahlungsbereitschaften liegen bei 2 € für Tagesgäste und 1,50 € für Übernachtungsgäste. Bei ca. 252.500 Übernachtungsgästen und 2.200.000 Tagesgästen im NSG „Lüneburger Heide" ergibt sich daraus ein potenzieller monetärer Nutzen von ca. 4.700.000 € pro Jahr. Unter Abzug der jährlichen Gesamtkosten für die Pflegemaßnahmen resultiert somit ein potenzieller Netto-Gesamtnutzen für das NSG in Höhe von ca. 4.000.000 € pro Jahr.

In Ergänzung zu diesen eher monetär orientierten Untersuchungen wurden qualitative Aussagen über Präferenzen bestimmter Landschaftselemente mit Hilfe einer Conjoint-Analyse ausgewertet (*Hellmann* 2002).

Inwieweit herrschen Akzeptanzprobleme in der Bevölkerung hinsichtlich der Durchführung von Pflegemaßnahmen?

Über Umfragen wurde im NSG „Lüneburger Heide" anhand ausgewählter Fotografien ermittelt, wie verschiedene Bevölkerungsgruppen die unterschiedlichen Pflegemaßnahmen beurteilen (*Müller & Schaltegger* 2004). Danach wird die Beweidung als Pflegemaßnahme deutlich präferiert, und auch die Mahd erhält gute Noten. Weniger gut werden die Maßnahmen Brennen, Schoppern und Plaggen bewertet. Auch unter dem Gesichtspunkt, dass ca. 40 % der befragten Besucherinnen und Besucher die Heide als „Naturlandschaft" klassifizierten, erscheint eine intensive Information über die durchgeführten Maßnahmen als erforderlich. Allerdings lassen die Untersuchungen auch nicht vermuten, dass es zu stärkeren Widerständen bestimmter Stakeholder-Gruppen gegen einzelne Maßnahmen kommen könnte.

Wie sind die Verfahren des Heidemanagements hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Schutzgüter der Natur- und Umweltschutzgesetzgebung zusammenfassend zu bewerten?

Die Auswertung vorhandener Literatur und Berücksichtigung eigener Ergebnisse diente der Zusammenstellung der möglichen positiven und negativen Auswirkungen auf die relevanten Schutzgüter des Natur- und Umweltschutzes (*Kaiser* 2004a). Die stärksten Auswirkungen gibt es bei allen Verfahren in Bezug auf das Schutzgut Tiere. Unter den Pflegeverfahren schneidet insgesamt die Beweidung am besten ab. Die anderen Verfahren folgen in der Reihenfolge Mahd, Brennen, Schoppern und Plaggen. Daraus lässt sich jedoch nicht ableiten, dass die Pflegemaßnahmen auch in dieser Rangfolge anzuwenden sind. Die negativen Umweltauswirkungen sind in der Regel verhältnismäßig gering, und gleichzeitig gibt es positive Auswirkungen, die bei Verzicht auf das Verfahren ggfs. nicht zu erzielen wären.

Wie lassen sich die erarbeiteten Ergebnisse in aktuelle Konzepte der Landschaftsplanung integrieren?

Für die Übertragung der Ergebnisse des Forschungsvorhabens ist ihre Einbindung in zukünftige Planungsprozesse unerlässlich. Durch Integration der Schlussfolgerungen dieses Projekts in eine allseits anerkannte Planungsmethodik wurde ein speziell auf die Bedürfnisse der Pflege- und Entwicklungsplanung magerer Offenlandschaften abgestimmter Planungsprozess entwickelt (*Kaiser* 2004b).

In Heiden wird in der Regel eine Dynamik in der Entwicklung und räumlichen Verteilung im Rahmen der zum Heideökosystem gehörenden Sukzessionsabfolgen angestrebt. Naturschutzfachliche Planungen müssen diesen Aspekt in allen Arbeitsschritten konzeptionell berücksichtigen. Von besonderer Bedeutung ist, dass ein Teil der Bestandsaufnahmen in den Arbeitsschritt der Maßnahmenumsetzung verlagert wird. Bestimmte handlungssteuernde Bestandsparameter sind jährlich zu erfassen, um daraus die im jeweiligen Jahr auszuführenden Maßnahmen ableiten zu können. Im Rahmen der Zielfindung sind die Spannbreite der erwünschten Entwicklungsstadien und die Außengrenzen tolerabler Zustände und Entwicklungen anzugeben (Toleranzgrenzen- oder Leitplanken-Modell). Da das angestrebte zeitliche Nacheinander verschiedener Entwicklungsstadien mit einem räumlichen Nebeneinander der verschiedenen Stadien einhergehen muss, ist im Rahmen der Entwicklungsziele zusätzlich festzulegen, mit welchen Flächenanteilen die verschiedenen Stadien im Zielzustand vorkommen und welche räumlichen Bezüge zwischen diesen Stadien vorliegen sollen.

6 Schlussfolgerungen

Mit den vorliegenden Ergebnissen dieses Verbundforschungsvorhabens konnten grundlegende Informationen zum Verständnis funktionaler Bezüge in den Sand- und Moorheideökosystemen zusammengetragen werden.

In der vergleichenden Betrachtung der Auswirkungen verschiedener Heidepflegeverfahren auf den Nährstoff-

haushalt zeigt sich, dass Managementmaßnahmen nicht nur zu unterschiedlich starker Reduzierung relevanter Pflanzennährstoffe führen sondern auch zu beträchtlichen Verschiebungen in deren Mengenverhältnissen, was für die Vegetationsdynamik nicht ohne Bedeutung sein dürfte.

Aus den zum Teil sehr hohen Werten für die Wirkungsdauern insbesondere der den Boden beeinflussenden mechanischen Pflegeverfahren wird deutlich, dass die Nährstoffdynamik des Heideökosystems zwar ein sehr wichtiges, aber nicht alleiniges Kriterium für Entscheidungen über Methode und Zeitpunkt der Heidepflege sein kann. Auf Vegetation und Fauna bezogene naturschutzfachliche sowie anthropozentrische Belange kommen hinzu. Einem solchen System kann perspektivisch nur durch eine sinnvolle Kombination und Abfolge verschiedener Pflegeverfahren Rechnung getragen werden. Die Ergebnisse dieses thematisch breit angelegten Forschungsvorhabens können in der Praxis dazu beitragen, die verschiedenen Verfahren des Heidemanagements in einer Weise aufeinander abzustimmen, dass die grundlegenden Ziele der Erhaltung eines von Nährstoffarmut geprägten Ökosystems mit den besonderen Ansprüchen des Arten- und Biotopschutzes sowie den sozioökonomischen Anforderungen bestmöglich in Einklang gebracht werden können.

Kosten der Pflegemaßnahmen sind mit den vorliegenden Daten nicht mehr vorrangig unter Flächenbezug zu kalkulieren und zu bewerten, sondern hinsichtlich ihrer tatsächlichen Effizienz, wie und in welchem Ausmaß sie die Lebensgemeinschaften und insbesondere die Nährstoffdynamik des Heideökosystems als Schlüsselparameter zu beeinflussen vermögen.

Nach erfolgter Analyse der Auswirkungen kontrollierten Feuers auf die Biozönose und den Nährstoffhaushalt zeigen auch die Ergebnisse dieses Vorhabens, dass es keine rationalen Gründe gibt, Feuer in angemessener Intensität nicht in das Spektrum regulärer Maßnahmen zum Management von Zwergstrauchheiden aufzunehmen.

In den beiden Projektgebieten, die im Spektrum der noch vorhandenen nährstoffarmen Offenlandschaften zu den unter Aspekten des Naturschutzes bestuntersuchten binnenländischen Regionen zählen, sollte ein Monitoring der Lebensgemeinschaften und der Nährstoffdynamik fortgeführt werden.

Hier kann beispielhaft für andere Regionen Nordwestdeutschlands aufgezeigt werden, wie auch unter in Zukunft möglicherweise geänderten abiotischen Rahmenbedingungen auf Nährstoffarmut angewiesene Ökosysteme erhalten werden können.

Danksagung

Für die Förderung des Forschungsvorhabens sei dem BMBF gedankt. Unser weiterer Dank gilt Herrn Gerhard Michling und Frau Inga Ahrens vom Projektträger DLR für die Betreuung des Projekts. Den Bezirksregierungen Hannover und Lüneburg sowie den Landkreisen Diepholz, Soltau-Fallingbostel und Harburg danken wir für die wohlwollende Unterstützung und schließlich die Genehmigungen, die für die Durchführung des Projekts unerlässlich waren.

Literatur

Aerts, R., Heil, G. W. (eds.), 1993: Heathlands: Patterns and processes in a changing environment. – Geobotany 20, Kluwer, Dordrecht, 225 S.

Armbruster, J., Reich, M., 2000: Das BMBF-Projekt „Fließgewässerlandschaften und Offenlandschaften". – Verh. d. Ges. f. Ökologie 30, 263.

Becker, K., 1995: Paläoökologische Untersuchungen in Kleinmooren zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte der zentralen Lüneburger Heide. – Diss. Inst. F. Geobotanik d. Univ. Hannover, 159 S.

Behre, K.-E., 1976: Beginn und Form der Plaggenwirtschaft in Nordwestdeutschland nach pollenanalytischen Untersuchungen in Ostfriesland. – Neue Ausgrabungen und Forschung in Niedersachsen 10, 197–224.

Beinlich, B., Poschlod, P., 2002: Low intensity pig pastures as an alternative approach for habitat management. – In: *Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E.* (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Springer, Berlin, Heidelberg, 219–226.

Beutler, H., 2000: Landschaft in neuer Bestimmung – Russische Truppenübungsplätze. – 1. Aufl., Neuenhagen, Findling, 192 S.

Brockhoff, H., Wiese, G., Wiese, R. (Hrsg.), 1998: Ja, grün ist die Heide ... – Aspekte einer besonderen Landschaft. – Schriften des Freilichtmuseums am Kiekeberg 33, 280 S.

Diemont, W. H., 1996: Survival of Dutch heathlands. – IBN Scientific Contributions, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, 78 S.

Deutscher Rat für Landespflege, 1993: Truppenübungsplätze und Naturschutz. – Schr.R. d. Dt. Rats f. Landespflege 62, 94 S.

Ende, M. v. d., 1993: Heidemanagement in Schleswig-Holstein. – NNA-Berichte 6, 3, 53–62.

Falk, K., Härdtle, W., Mohamed, A., 2004: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe in Podsol-Böden (NSG „Lüneburger Heide"). – NNA-Berichte 17, 2, 108–111.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004a: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

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

Gerland, K., i. Vorb.: Untersuchung der Spinnenfauna nach einem kontrollierten Brand im Sommerhalbjahr im NSG „Lüneburger Heide" (Arbeitstitel).

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of heathlands. – Chapman and Hall, London, 266 S.

Goldammer, J. G., Page, H., Prüter, J., 1997: Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier. – NNA-Berichte 10, 5, 2–17.

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.

Gorissen, I., 1998: Die großen Hochmoore und Heidelandschaften in Mitteleuropa. Natur – Landschaft – Naturschutz. – Selbstverlag Gorissen, Siegburg, 190 S.

Haaland, S., 2002: Feuer und Flamme für die Heide – 5000 Jahre Kulturlandschaft in Europa. – Deutsche Bearbeitung und Übersetzung der norwegischen Originalausgabe: *Grot-*

tian, T., Prüter, J.; herausgegeben vom Heathcult-Projekt der EU, vertreten durch die Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Verlag H. M. Hauschild, Bremen, 160 S.

Hampicke, U., Wichtmann, W., Manthey, M., 2002: Erhaltung von offenen Ackerlandschaften auf ertragsarmen Standorten durch extensive Bodennutzung (EASE). Das Projekt. – In: *Hampicke, U.* (Hrsg.): Landschaftsökologie und Naturschutz. Ergebnisse von fünf Jahren Lehre und Forschung an der Ernst-Moritz-Arndt-Universität. – Erich Schmidt Verlag, 224–235.

Härdtle, W., 2004: Zur Nährstoff- und Vegetationsdynamik von Heideökosystemen – Grundlagen und Forschungskonzeption. – NNA-Berichte 17, 2, 62–64.

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.

Hellmann, K., 2002: Ermittlung von Präferenzen verschiedenener Anspruchsgruppen für die Landschaft in einem Naturschutzgebiet. Anwendung der Conjoint-Analyse am Fallbeispiel der Lüneburger Heide. – Lüneburg, Centre for Sustainability Management (CSM) e.V., Universität Lüneburg, 107 S.

Jirjahn, B., Härdtle, W., Mohamed, A., 2003: Auswirkungen von Brand und Mahd auf die Ernährungssituation von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* in Heideökosystemen. – NNA-Berichte 17, 2, 112–115.

Kaiser, T., 1994: Der Landschaftswandel im Landkreis Celle – Zur Bedeutung der historischen Landschaftsanalyse für Landschaftsplanung und Naturschutz. – Beitr. z. räuml. Planung 38, 417 S.

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

Kaiser, T., 2004b: Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Operationalisierung der Forschungsergebnisse für die naturschutzfachliche Planung. – NNA-Berichte 17, 2, 213–221.

Kaiser, T., Keienburg, T., 2004: Untersuchungen zum Flächenpotenzial magerer Offenlandschaften im niedersächsischen Tiefland. – NNA-Berichte 17, 2, 27–33.

Kaiser, T., Stubbe, A., 2004: Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 137–144.

Kleyer, M., Biedermann, R., Henle, K., Poethke, H.-J., Poschlod, P., Settele, J., 2002: MOSAIK: Semi-open pasture and ley – a research project on keeping the cultural landscape open. – In: *Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E.* (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Springer, Berlin, Heidelberg, 399–412.

Konold, W., Burkart, B. (Hrsg.), 2003: Offenland & Naturschutz. – Culterra 31, 319 S.

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

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.

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., Stubbe, A., 1997: Feuergeschichte in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 10, 5, 105–114.

Lütkepohl, M., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 229–238.

Mockenhaupt, M., Keienburg, T., 2004: Ansätze zur Untersuchung von Stickstoffbilanzen der Hüteschafhaltung im NSG „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 116–122.

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

Nieden, A., 2002: Untersuchungen an ausgewählten Wirbellosengruppen zum Einfluss von Brennen und Beweidung in einer *Calluna*-Heide. – Hausarbeit im Rahmen der Ersten Staatsprüfung für das Lehramt an Gymnasien, Universität Hannover, 66 S. [unveröffentlicht].

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

Niemeyer, F., 2004a: Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. – NNA-Berichte 17, 2, 34–43.

Niemeyer, F., 2004b: Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvogelarten im „Rehdener Geestmoor" und „Neustädter Moor" als Beitrag zur Erfolgskontrolle des Offenlandmanagements in der Diepholzer Moorniederung. – NNA-Berichte 17, 2, 176–182.

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., 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.

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

Prüter, J., Lütkepohl, M., Wübbenhorst, J., 2004: Untersuchungen zur Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvogelarten im NSG „Lüneburger Heide" als Beitrag zur Entwicklungskontrolle im Heidemanagement. – NNA-Berichte 17, 2, 165–175.

Riecken, U., 2004: Aktuelle Konzepte und Strategien zur Redynamisierung von Landschaften. – NNA-Berichte 17, 2, 18–21.

Schmidt, L., Melber, A., 2004: Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moor-

heiden Nordwestdeutschlands. – NNA-Berichte 17, 2, 145–164.

Scholle, D., Hofmann, C., Kaule, G., Lederbogen, D., Rosenthal, G., Thumm, U., Trautner, J., 2002: Co-operative grazing systems ("Allmende"): An alternative concept for the management of endangered open and semi-open landscapes. – In: *Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E.* (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Springer, Berlin, Heidelberg, 387–398.

Schrautzer, J., Jensen, K., Holsten, B., Irmler, U., Kieckbusch, J., Leiner, U., Noell, C., Nötzold, R., Reck, H., Schulz, B., Roweck, H., 2002: The Eidertal pasture landscape – Mire restoration and species conservation in a river valley of Schleswig-Holstein (northwest Germany). – In: *Redecker B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E.* (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Springer, Berlin, Heidelberg, 227–237.

Schwabe, A., Kratochwil, A. (Hrsg.), 2004: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17, 1, im Druck.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

Völksen, G., 1993: Die Entstehung der Kulturlandschaft „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 6, 3, 4–9.

Webb, N., 1990: Changes on the heathlands of Dorset, England, between 1978 and 1987. – Biological Conservation 51, 273–286.

Webb, N. R., 2002: Heathlands and pastoralism: a historical perspective. – In: *Underhill-Day, J. C., Liley, D.*, (eds.): Proc. 6th National Heathland Conf. – The RSPB, Sandy, Beds, England, 9–14.

Anschriften der Verfasser

Dipl.-Umweltwiss. Tobias Keienburg
Dr. Johannes Prüter
Alfred Toepfer Akademie
für Naturschutz (NNA)
Hof Möhr
D-29640 Schneverdingen

Prof. Dr. Werner Härdtle
Universität Lüneburg
Institut für Ökologie und
Umweltchemie
D-21332 Lüneburg

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgruppe Land & Wasser
Am Amtshof 18
D-29355 Beedenbostel

Dr. Andreas Koopmann
Verein Naturschutzpark e.V.
Landschaftspflegehof Tütsberg
D-29640 Schneverdingen-Heber

Dr. Albert Melber
Tierärztliche Hochschule Hannover
Bünteweg 17d
D-30559 Hannover

Friedhelm Niemeyer
BUND Diepholzer Moorniederung
Langer Berg 15
D-49419 Wagenfeld

Prof. Dr. Stefan Schaltegger
Centre for Sustainability Management
(CSM) e.V.
Universität Lüneburg
D-21332 Lüneburg

Stand und Perspektiven der Anwendung von kontrolliertem Feuer in Naturschutz und Landschaftspflege in Deutschland

von Johann G. Goldammer, Alexander Held und Daniel Nagy

Einleitung

Seit der letzten Tagung „Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa" im Jahr 1996 in der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz und dem seinerzeit vorgestellten Positionspapier zum Thema (*Goldammer* et al. 1997) und der Tagung „Schutz und Förderung dynamischer Prozesse" der Internationalen Naturschutzakademie Vilm im Jahr 1997 (*Goldammer & Page* 1998) haben sich eine große Anzahl weiterführender Aktivitäten in Form von Tagungen und Projekten ergeben. Insbesondere seit dem Jahr 2000 sind neben dem Vorhaben „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland. – Einflüsse auf die Nährstoff- und Entwicklungsdynamik", das federführend durch die NNA seit 2001 durchgeführt wurde, eine Reihe von Entwicklungs- und Forschungsvorhaben entstanden, die alle einen Pilot-Charakter haben.

Vom 16. bis 17. Dezember 2002 trafen sich Vertreter der einschlägigen Vorhaben in Freiburg zu einem Symposium „Feuerökologie und Feuer-Management", das an die Tradition der Freiburger Veranstaltungen seit 1977 anknüpfte. Anlässlich dieses Symposiums wurde der Aufbau des *European Fire in Nature Conservation Network* angeregt, das den Dialog zwischen den einschlägigen Vorhaben nördlich des Mittelmeerraums fördern sollte. Zunächst wurden diese Vorhaben und Erfahrungen auf einer gemeinsamen Website dargestellt (*GFMC* 2003). Hieraus ergaben sich tatsächlich bereits eine Anzahl von Synergien, beispielsweise gemeinsame Teilnahme an einem weiterführenden Workshop und Erfahrungsaustausch zum Thema „Restoration of Dune Habitats along the Danish West Coast" in Dänemark, im September 2003, oder auch die gegenseitige Beobachtung bzw. Teilnahme an Maßnahmen des kontrollierten Brennens in einzelnen Projekten.

Die folgenden Ausführungen stellen eine Kurzfassung von Vorhaben dar, die ausführlich auf der o. a. Website des europäischen Netzwerks dargestellt sind.

Brandenburg: Wiedereinführung historischer Pflegeverfahren zur Erhaltung von Birkwild-Habitaten in kontinentalen Heideflächen im Bereich des Bundesforstamts Lausitz

Seit Februar 2002 kommt kontrolliertes Feuer zur Erhaltung und Pflege der Heideflächen im Bundesforstamt Lausitz zur Anwendung. Ein Schwerpunkt liegt in der Förderung von Habitatstrukturen für Birkwild (*Tetrao tetrix*). In Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Feuerökologie/Global Fire Monitoring Center entwickelte das Bundesforstamt einen

Abb. 1: Kontrolliertes Feuer in einer kontinentalen Calluna-Heide im Revier Zschorno, Bundesforstamt Lausitz (August 2002). Feuer hoher Intensität sind notwendig, die Sukzession von Birken erfolgreich zu stoppen. Foto: Brunk.

auf die lokalen Verhältnisse abgestimmten Brennplan.

Die Heideflächen des Projekts befinden sich auf einem ehemaligen Übungsgelände der nationalen Volksarmee und dienten über zwei Jahrzehnte als Zielgelände für Bombenabwürfe. Die militärische Nutzung verursachte häufige Brände in der Heide und diente somit der Erhaltung und dem Strukturreichtum. Als 1989 die militärische Nutzung eingestellt wurde, drohten die Heideflächen der Sukzession anheim zu fallen. Zum Erhalt dieses aus Sicht des Habitat- und Artenschutzes gefährdeten Standorttyps musste nach neuen Pflegeverfahren gesucht werden.

Zur kurzfristigen Regeneration lässt das Bundesforstamt die Flächen mähen. Um aber auch überalterte oder bereits stark verbuschte Heidebestände zu erhalten, entschloss sich das Bundesforstamt, den Einsatz von kontrolliertem Feuer zu wagen. Mit dieser Pflegevariante konnten auch unzugängliche und nicht befahrbare Heideflächen gepflegt werden.

Die ersten kontrollierten Brände wurden im Februar und August 2002 mit der Arbeitsgruppe Feuerökologie, den Mitarbeitern des Bundesforstamts und der Freiwilligen Feuerwehr Döbern durchgeführt (*Brunn* et al. 2003, s. Abb. 1). Bestärkt durch die guten Ergebnisse, vor allem der Winterfeuer, ist das kontrollierte Brennen heute ein fester Bestandteil im Heidepflegekonzept des Bundesforstamts. Das Projekt dient gleichzeitig der Entwicklung eines Systems zur Entscheidungsunterstützung für katastrophale Waldbrandereignisse, das im Rahmen des Deutschen Forschungsnetzes Naturkatastrophen (DFNK) durchgeführt wurde (*Goldammer* et al. 2001). Das Projekt zeigt, dass kontrolliertes Brennen, sowohl unter operationellen als auch ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten, sehr geeignet ist, um Heidebestände zu pflegen und zu erhalten.

Schleswig-Holstein: Einsatz von kontrolliertem Feuer zur Erhaltung atlantisch geprägter *Calluna*-Heiden in den Naturschutzgebieten des Kreises Nordfriesland

Seit 1984 werden in verschiedenen Naturschutzgebieten des Kreises Nordfriesland in größerem Umfang Heidepflegemaßnahmen (Plaggen, Mähen, Mulchen) in überalterten und vergrasten Besenheidebeständen durchgeführt. Die Zielsetzung dabei ist die Erhaltung möglichst unterschiedlicher Sukzessionsstadien in nebeneinanderliegenden Flächen. Aus naturschutzfachlichen, technischen und finanziellen Gründen wird angestrebt, die verschiedenen Pflegevarianten (Mähen, Schoppern, Plaggen, Beweiden, Brennen) je nach örtlichen Gegebenheiten zu praktizieren. Zum Schutz der z.T. erheblichen Strukturierung der Bodenoberfläche, deren mikroklimatische Kleinstrukturen für empfindliche, stenöke Arten erhalten werden sollen, können jedoch maschinelle Verfahren nur begrenzt eingesetzt werden. Aus diesem Grund und auch aufgrund des erheblichen Kostendrucks wurden erstmalig im Spätsommer 2002 kleinflächig kontrollierte Feuer in unterschiedlichen Heidetypen verschiedenen Degenerationszustandes in drei Naturschutzgebieten auf der Insel Sylt und auf dem Festland getestet (*Hoffmann* et al. 2003). Dies war erforderlich, da die klimatischen Verhältnisse in Verbindung mit der Vergrasung und dem hohen Anteil an Krähenbeere (*Empetrum*) eine Übertragung der Brennerfahrungen aus anderen Regionen nur schwer möglich machen. Nach der Pilotphase wurde das Heidebrennen mit verschiedenen Brenntechniken im Winter 2002/03 und im Sommer 2003 weitergeführt. Die künftige Begleitforschung (ab 2004) wird sich mit Nährstoffbewegungen und der Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen befassen.

Nordrhein-Westfalen: Feuereinsatz zur Erhaltung von *Calluna vulgaris* im Naturschutzgebiet Westruper Heide

Die Westruper Heide ist ein bereits 1937 unter Naturschutz gestelltes Dünengelände mit ausgedehnten Zwergstrauchheiden, Sandmagerrasen und Wacholderbeständen. Sie liegt südlich des Halterner Stausees am Rande der ausgedehnten Wälder der Hard. In den letzten zehn Jahren wurden umfangreiche Wiederherstellungs- und Pflegemaßnahmen durchgeführt; seit etwa sechs Jahren werden die Heideflächen von einer Heidschnuckenherde beweidet.

Besonders bemerkenswert ist die artenreiche und auf nährstoffarme Sandstandorte spezialisierte Sand- und Seidenbienenfauna. Die Westruper Heide ist eine der wenigen Restflächen der ehemals im Halterner Raum vorherrschenden Sandheiden (*Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen* o.J.).

Mittlerweile stellen sich die Heideflächen jedoch teilweise überaltert und relativ monoton strukturiert dar. Um den Strukturreichtum wieder zu erhöhen, wird seit dem Winter 2002/2003 in der Westruper Heide durch Mitarbeiter der Arbeitsgruppe Feuerökologie/Global Fire Monitoring Center regelmäßig kleinflächig gebrannt. Aufgrund der hervorragenden Ergebnisse der Winterfeuer 2002/2003 hat das kontrollierte Brennen in der Westruper Heide einen festen Platz im Zusammenspiel mit der traditionellen Schafbeweidung.

Baden-Württemberg: Feuer-Management auf den Rebböschungen des Kaiserstuhls

Im April 2000 wurde das Pilotprojekt „Feuerökologie und Feuer-Management auf ausgewählten Rebböschungen des Kaiserstuhls" abgeschlossen (*Page* et al. 2001). Ein Ergebnis des Projekts war die Etablierung des Arbeits- und Informationskreises Böschungspflege. In diesem haben sich Vertreter der Behörden, Gemeinden, Winzer sowie des amtlichen und ehrenamtlichen Naturschutzes, die in die Thematik der Böschungspflege eingebunden sind, an einem „Runden Tisch" zusammengefunden. Von ihnen wurde ein gemeinsames Leitbild für die zukünftige Entwicklung und Pflege der Rebböschungen des Kaiserstuhls erarbeitet, das als eine Pflegevariante auch das kontrollierte Brennen beinhaltet.

Im Winter 2000/2001 wurde auf dem Gebiet der Stadt Vogtsburg i. Kaiserstuhl ein groß angelegter Versuch zur Einführung des kontrollierten Feuereinsatzes im Rahmen der Pflege der Rebböschungen durchgeführt. Dabei wurde der Winzerschaft im Bereich der Stadt Vogtsburg die Möglichkeit geboten, das Feuer unter bestimmten Auflagen und nach dem Besuch einer Informationsveranstaltung in eigener Verantwortung auf den eigenen Böschungsflächen einzusetzen.

Der zweite Teil des Versuchs bestand darin, das kontrollierte Brennen auf den Böschungsflächen der Rebumlegungsgebiete, die im Besitz der öffentlichen Hand sind, in größerem Umfang zur Anwendung zu bringen. Dabei wurde das Ziel verfolgt, die arbeitstechnischen und finanziellen Möglichkeiten und Grenzen, die dieser Feuereinsatz für die Gemeinden mit sich bringt, abzuschätzen.

Die Bewertung des Versuchs durch den Arbeitskreis Böschungspflege fällt, von einzelnen Einschränkungen abgesehen, im Großen und Ganzen positiv aus. Es konnte gezeigt werden, dass die Rahmenbedingungen, die für den Feuereinsatz aufgestellt wurden, in der Praxis gut umzusetzen sind, wenn auch noch einzelne kleinere Modifikationen für die Zukunft diskutiert und erarbeitet werden müssen. Für die Gemeindeböschungen gilt festzuhalten, dass die Umsetzung des Feuereinsatzes mit einem überschaubaren und vertretbaren Aufwand in größeren Bereichen der Rebumlegungsgebiete zu bewerkstelligen ist. Die im Projekt ausgearbeiteten Methoden und Verfahren werden weiterhin mit Unterstützung der örtlichen Behörden angewendet.

Rheinland-Pfalz: E&E-Vorhaben Mittelrhein, Nachhaltige Entwicklung xerothermer Hänge des Mittelrheintals

Das Mittelrheintal stellt ein typisches Beispiel dar im Konflikt zwischen besonderem naturschutzfachlichen Wert einer Kulturlandschaft und der Aufgabe der traditionellen Nutzung dieser Landschaft. Die nachhaltige Entwicklung der xerothermen Hänge dieser Modellregion ist das Ziel des E&E-Vorhabens, sowohl im Hinblick auf naturschutzfachliche als auch sozioökonomische Gesichtspunkte.

Das kontrollierte Brennen besitzt im Mittelrheintal eine lange Tradition. Bis in die 70er Jahre wurden – wie in vielen Regionen Europas – Weinbergsbrachen, Säume und Raine durch den Einsatz von Feuer offen gehalten. Diese Methode ist eine kostengünstige Alternative zur konventionellen Landschaftspflege mit Motorsäge und Freischneider.

Im Landespflegegesetz des Landes Rheinland-Pfalz wurde der Feuereinsatz allerdings verboten. Aus diesem Grund kam das Brennen in den letzten Jahrzehnten nur noch sporadisch mit Ausnahmegenehmigungen zum Einsatz. Im Rahmen des E&E-Vorhabens Mittelrhein wird nun der kontrollierte Einsatz von Feuer zur Offenhaltung der Landschaft erprobt.

Gebrannt werden die Steilhänge im Winter (Januar/Februar) und Herbst (September/Oktober). Die Größe der einzelnen Brandflächen liegt zwischen 0,1 und 1,0 ha. Der Einsatz von Feuer wird in drei Sukzessionsstadien getestet:

- Gras-Stadien (Arrhenathero-Inuletum)
- *Rubus*-dominierte Stadien
- *Prunus mahaleb*- und *Cornus sanguinea*-dominierte Stadien

In diesem Zusammenhang wird der Einsatz von kontrolliertem Feuer nicht nur zur Konservierung der Gras-Stadien, sondern auch als „restoration burning" getestet, um wieder offene xerotherme Habitate zu schaffen.

Niedersachsen: Diepholzer Moorniederung

Das Abbrennen alter Vegetationsreste in Moor und Heide hat eine so lange Tradition, wie die Schafbeweidung in diesen Gebieten (*Niemeyer* 2003). Zuvor abgebrannte Flächen ergaben gute Weidegebiete für Schafe. Diese Jahrhunderte alte Tradition der extensiven Nutzung trug bis in unsere Zeit zum Erhalt offener, naturnaher Landschaften bei. Ihr Flächenanteil nahm jedoch bedingt durch Kultivierung, Aufforstung, Bebauung, Abtorfung und Verbuschung infolge ausbleibender Pflege ständig ab, während ihre Bedeutung als Lebensraum gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in gleichem Maße anstieg. Heute gehören die ungenutzten Moor- und Heidebiotope in der Diepholzer Moorniederung zu den wertvollsten Naturräumen Niedersachsens. Durch Unterschutzstellung, Flächenaufkauf, Instandsetzungs- und Pflegemaßnahmen soll ihr Bestand gesichert werden.

Kontrolliertes Brennen in Verbindung mit Schafbeweidung sind dazu in Teilgebieten unerlässliche Pflegemaßnahmen. Allerdings orientieren sich die Ziele des kontrollierten Brennens weniger an den Bedürfnissen der Beweidung, wie dies früher vornehmlich geschah, sondern an den Erfordernissen des Biotopschutzes. Um die Gefahren und Nachteile des kontrollierten Brennens möglichst gering zu halten, müssen bestimmte Brandbedingungen gegeben sein, d.h. es darf nur bis Ende Februar gebrannt werden, wenn sich die Kleintier- und Pflanzenwelt noch geschützt in der Winterruhe befinden. Außerdem muss eine hohe Bodenfeuchtigkeit vorliegen, damit die abgestorbenen Pflanzenteile nur oberflächlich abbrennen, nicht jedoch die obere Bodenschicht selbst. Das mit Gasbrennern entfachte Feuer wird durch Gräben, Wege, dichten Laubwald und Ausschlagen mit Feuerpatschen in den vorgesehenen Grenzen gehalten. Die Vorteile des kontrollierten Brennens in Moor- und Heidehabitaten sind bei fachgerechter Anwendung vielfältig und überwiegen die Nachteile bei weitem:

- erst durch die entstehende Kurzrasigkeit können hochgradig bestandsgefährdete Tierarten, z.B. Goldregenpfeifer und Großer Brachvogel, die Flächen besiedeln;
- durch den erhöhten Mineralstoffgehalt der im ersten Jahr nachwachsenden Moor- und Heidepflanzen profitieren viele Pflanzenfresser wie z.B. Insektenarten, Birkhühner und nicht zuletzt die zur Landschaftspflege eingesetzten Schafe – auch Rehe äsen im Frühjahr bevorzugt auf Brandflächen;
- abgebrannte, überalterte Heidebestände können sich verjüngen und so eine stärkere Konkurrenzkraft gegenüber anderen Pflanzenarten entwickelt – Heide bleibt Heide und droht nicht so schnell zu vergrasen oder zu verbuschen;
- abgebranntes Pfeifengras kann nach intensiver Beweidung mit Schafen kurzgehalten werden, so dass sich Wollgras und Heide wieder ausbreiten können.

Da jährlich nur 1 bis 5 % der jeweiligen Gesamtmoorfläche kontrolliert abgebrannt werden, entstehen viele Vegetationsstadien mit unterschiedlichem Altersaufbau. Dies bewirkt einen hohen Randlinieneffekt und eine große Artenvielfalt. Kontrolliertes Brennen ist bei fachgerechter Anwendung ein geeignetes Mittel, Moor- und Heidebiotope als Lebensraum für bestandsbedrohte Tierarten zu erhalten und zu pflegen.

Niedersachsen: NSG „Lüneburger Heide"

In diesem größten Naturschutzgebiet des Landes, in dem Sandheiden und de-

ren frühe Entwicklungsstadien noch in einer Flächenausdehnung von mehr als 5.000 ha vorkommen, wird kontrolliertes Feuer vom Verein Naturschutzpark seit 1993 als eine von mehreren Möglichkeiten zur Heidepflege wieder eingesetzt (*Melber & Prüter* 1997, *Lütkepohl* et al. 1997). Im Zeitraum bis 2003 wurden rund 70 ha kontrolliert gebrannt, vorwiegend im Spätwinter, in jüngerer Zeit unter günstigen Witterungsbedingungen auch bereits im Frühherbst (September/Oktober). Nicht in allen Jahren gibt es günstige Witterungsbedingungen von ausreichender Dauer. Die Größe der durch Brand gepflegten Flächen liegt gewöhnlich bei einem Hektar, seltener darüber. Als geeignet erwiesen sich an Biomasse reiche wenig vergraste Besenheidebestände, die grundsätzlich auch durch Mahd verjüngt werden könnten. Besonders in stärker reliefiertem Gelände ist Brand auf entsprechenden Flächen eine bevorzugte Alternative. Die Regeneration der Sandheidelebensgemeinschaften kann den bisherigen Erkenntnissen zufolge als zufriedenstellend eingestuft werden (*Koopmann & Mertens* 2004, *Mirsch* 1997).

Laufende Projekte im europäischen Ausland

Im Rahmen des Aufbaus des European Fire in Nature Conservation Network haben sich eine Reihe von Partnern aus den europäischen Nachbarländern zu Wort gemeldet, die sich mit dem Einsatz des kontrollierten Feuers in Waldbewirtschaftung, Naturschutz und Landschaftspflege befassen.

- Dänemark: Wiederherstellung der Dünen-Habitate entlang der dänischen Westküste
- Finnland: Wiederherstellung der borealen Waldsukzession und Biodiversität in Ost-Finnland

Planung des nachhaltigen Wanderfeldbaus im Koli Nationalpark

- Niederlande: Kontrolliertes Brennen von Heideflächen in Militärgebieten
- Polen: Torfbrände in den Biebrza Moorgebieten – Gründe, Effekte, Konsequenzen
- Schweden: Feuer in Schweden/Feuergeschichte, Kontrolliertes Brennen und Wald-Zertifizierung
- Vereinigtes Königreich: Feuer- und Kiefernwaldökologie in Schottland

Ausführliche Informationen über diese Vorhaben sind auf der Website des European Fire in Nature Conservation Network zu finden (*GFMC* 2003).

Zusammenfassung und Ausblick

Zum Stand Anfang des Jahres 2004 zeigt sich, dass in Deutschland eine längst überfällige Entwicklung eingesetzt hat: Nach den wiederholt seit Ende der 70er Jahre vorgetragenen Überlegungen und Forderungen, das kontrollierte Brennen als ein kulturgeschichtlich bedeutsames Pflegeverfahren wiederzubeleben und als alternative bzw. ergänzende Maßnahme der Vegetationspflege in einer zeitgemäßen Form, d.h. auf feuerökologischen Grundlagen und Prinzipien beruhend, wieder einzuführen, hat die Praxis das Feuer aufgegriffen. Die Kunst des kontrollierten Brennens, die in Europa nahezu erloschen war, durch die Emigranten des 19. und 20. Jahrhunderts aber nach Nordamerika gebracht und dort auf wissenschaftlicher Grundlage verfeinert wurde (*fire by prescription/prescribed burning*), hat ihren Weg zurück in die Alte Welt gefunden (*Goldammer* 2000). Sie muss jetzt hier ihren Anschluss an die wissenschaftliche Entwicklung finden und vor allem auch das psychische Umland erobern. Die vorgestellten Projekte und die von der NNA vorangetriebenen Vorhaben sind Meilensteine auf diesem Weg. Erheblichen Beitrag zu dieser Entwicklung hat das Bundesamt für Naturschutz geleistet. Wir sind angehalten, die Fackel in die europäischen Nachbarländer weiterzutragen. Hierzu wird im Jahr 2005 eine *International Baltic Conference for the Use of Prescribed Fire in Nature Conservation, Forestry, Cultural Heritage Landscape Management* veranstaltet werden.

Summary

Projects in the German states of Brandenburg, Schleswig-Holstein, North-Rhine/Westphalia, Baden-Wuerttemberg, Rhineland-Palatinate and Lower Saxony using prescribed fire for nature conservation targets are described. Detailed information can be found in the "European Fire in Nature Conservation" chapter at the website of the "Global Fire Monitoring Center" http://gfmc.org.

Literatur

Bonn, S., 2002: Management concepts for abandoned xerothermic slopes in the middle Rhine Valley – a case study for the sustainable development of cultural landscapes. In: *Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E.* (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 253-261: http://www.ee-mittelrhein.de/themenbereiche/fr_main02.htm http://www.fire.uni-freiburg.de/programmes/natcon/Mittelrhein-new.PDF

Brunn, E., Noack, G., Held, A., Hille, M., Goldammer, J. G., 2003: Re-establishment of traditional heathland management tools in the Federal Forest Service District Lausitz: http://www.fire.uni-freiburg.de/programmes/natcon/Brandenburg%20Report-new.PDF

Global Fire Monitoring Center (GFMC), 2003: European Fire in Nature Conservation Network Website: http://www.fire.uni-freiburg.de/programmes/natcon/natcon.htm

Goldammer, J. G., 2000: Global transitions of fire and fire management: Retrospectives and perspectives. – In: *Moser, W. K., Moser, C. F.* (eds.): Fire and Forest Ecology: Innovative Silviculture and Vegetation Management. – Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 21. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, 1–9.

Goldammer, J. G., Prüter, J., Page, H., 1997: Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa. Ein Positionspapier. – NNA-Berichte 10, 5, 2–17.

Goldammer, J. G., Page, H. D., 1998: Überlegungen zum Einsatz von kontrolliertem Brennen bei der Reetablierung dynamischer Prozesse in der Landschaft. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 56, 283–299.

Goldammer, J. G., Hille, M., Held, A., 2001: Feuerexperiment Brandenburg (2001). Forschungsvorhaben A2, Deutsches Forschungsnetz Naturkatastrophen (DFNK): http://www.fire.uni-freiburg.de/dfnk/zwischenbericht.htm

Hoffmann, G., Held, A., Hille, M., Goldammer, J. G., 2003: Conservation methods for *Calluna* heathlands by prescribed fire (Schleswig-Holstein, Germany):

http://www.fire.uni-freiburg.de/programmes/natcon/Schleswig%20Holstein-new.pdf

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

Lütkepohl, M., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 229–238.

Melber, A., Prüter, J., 1997: Zu den Auswirkungen eines kontrollierten Winterfeuers auf die Wirbellosenfauna einer Calluna-Sandheide. – NNA-Berichte 10, 5, 115–118.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, o.J.: http://www.natura2000.murl.nrw.de/gebiete/4209-303/4209-303.htm

Mirsch, A., 1997: Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brandflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme. – NNA-Berichte 10, 5, 119–128.

Niemeyer, F., 2003: European Fire in Nature Conservation Network: Project Diepholzer Moorniederung: http://www.fire.uni-freiburg.de/programmes/natcon/DiepholzMoorReport-new.pdf http://www.bund-niedersachsen.de/diepholzer-moorniederung

Page, H., Rupp, L., Wießner, S., Goldammer, J. G., 2001: Feuer-Management auf den Rebböschungen des Kaiserstuhls. Abschlussbericht der Arbeitsgruppe Feuerökologie an Ministerium Ländlicher Raum, Baden-Württemberg: http://www.fire.uni-freiburg.de/programmes/natcon/bericht.pdf

Anschrift der Verfasser

Prof. Dr. Johann G. Goldammer
Dipl.-Forstw. Alexander Held
Dipl.-Forsting. Daniel Nagy
Arbeitsgruppe Feuerökologie
Global Fire Monitoring Center (GFMC)
Max-Planck-Institut für Chemie
c/o Universität Freiburg
P.O. Box · D-79085 Freiburg

Aktuelle Konzepte und Strategien zur Redynamisierung von Landschaften

von Uwe Riecken

1 Ausgangssituation

Für viele Arten und Artengemeinschaften sind dynamische Prozesse einschließlich stochastisch auftretender katastrophaler Ereignisse von existenzieller Notwendigkeit. Oftmals kommt gerade den unvorhersehbaren gravierenden Veränderungen für die Existenz anspruchsvoller Pionier- und Offenlandarten eine Schlüsselfunktion zu (*Plachter* 1998).

Ein zentrales Problemfeld aus Naturschutzsicht ist, dass natürliche dynamische Prozesse besonders seit dem Beginn der Industrialisierung und mit einem ganz besonderen Schub seit den 50er Jahren des letzten Jahrhunderts systematisch eliminiert worden sind (Übersicht bei *Riecken* et al. 1998, *Schröder* et al. 1997). Die Industrialisierung der Landwirtschaft und die ihr zu Grunde liegende europäische Agrarpolitik hat aber auch dazu geführt, dass anthropogen bedingte Dynamik und die standörtliche Vielfalt aus den Kulturlandschaften weitgehend verschwunden sind.

Zu beachten ist in diesem Zusammenhang zudem, dass durch den Einfluss großer Pflanzenfresser ursprüngliche Wälder in ihrer Gesamtheit oder in wesentlichen Teilen einen offeneren Charakter aufgewiesen haben und einer stärkeren räumlichen und zeitlichen Dynamik unterlagen als heutige Wirtschaftswälder (*Beutler* 1996, *Bunzel-Drüke* et al. 1995, 1999, *Bunzel-Drüke* 1997). Extensive landwirtschaftliche Nutzungsökosysteme konnten bis zu einem gewissen Grade eine Ersatzlebensraumfunktion für Arten von ursprünglich unter dem Einfluss von natürlicher Lebensraumdynamik oder von großen Weidegängern stehenden offenen Ökosystemen übernehmen (*Tischler* 1980). Ähnliches gilt für bestimmte andere mit Störungen verbundene Nutzungen wie beispielsweise der militärische Übungsbetrieb.

Moderne Entwicklungen der Landbewirtschaftung und veränderte ökonomische Rahmenbedingungen haben in den letzten Jahrzehnten zu erheblichen Verlusten wertvoller, meist extensiv genutzter Offenlandbiotope und durch diese geprägter Landschaften geführt. Von dieser Entwicklung sind letztendlich die traditionellen Kulturlandschaften insgesamt betroffen. Neben umfangreichen Meliorationen und Nutzungsintensivierungen sind die Ursachen einerseits deutliche Rückzugstendenzen der Landwirtschaft aus sogenannten peripheren Räumen, die zu einer großflächigen Nutzungsaufgabe besonders in diesen bisher extensiv genutzten Bereichen führen werden. Auf der anderen Seite erfolgen vielerorts großflächige Erstaufforstungen dieser für den Naturschutz bedeutsamen Räume (*Raehse* 1996, *Riecken* et al. 1997, *Losch & Dosch* 1997, *Luick* 1997).

Aus der dargestellten Situation ergibt sich ein erheblicher Handlungsbedarf für den Naturschutz, aber auch für andere gesellschaftliche Akteure. Aus Sicht des Naturschutzes muss dabei davon ausgegangen werden, dass bewährte traditionelle Ansätze des Biotopschutzes an ihre konzeptionellen, operablen und finanziellen Grenzen stoßen und somit insgesamt nicht hinreichend sind, um eine dauerhafte Sicherung der betroffenen Ökosysteme und Arten zu gewährleisten. Entsprechend gilt es, Alternativen zu entwickeln, zu erproben und in die Praxis einzuführen.

Eine Reihe der europäischen Nachbarn (NL, S, E, GB) sind hier konzeptionell und hinsichtlich der Umsetzung deutlich weiter, z. B. durch neue großflächige Gebietskonzepte und nationale Naturschutzplanungen (z. B. *Baerselmann & Vera* 1995, *Goriup* 1999, *Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij* 2000, *Stichting Ark* 2000, *Vera* 1998) und können bis zu einem gewissen Grade als Vorbilder dienen.

2 Alternative Konzepte für den Flächenschutz

2.1 Generelle Überlegungen zu möglichen Alternativen

Alternative Konzepte müssen zunächst **geeignet** sein, die naturschutzfachlichen Zielsetzungen zu erreichen. Sie müssen darüber hinaus aufgrund der gegebenen ökologischen Rahmenbedingungen **realisierbar** und möglichst **wirtschaftlich** sein. Notwendig ist zudem **Akzeptanz** beim Naturschutz, bei politischen Entscheidungsträgern, betroffenen Nutzern und der Bevölkerung. Abbildung 1 gibt eine schematische Übersicht über mögliche alternative Flächenschutzkonzepte zum Erhalt von Offenlandbiotopen bzw. zur Redynamisierung von Landschaften.

2.2 Redynamisierung

Nicht überall wird man gepflegte Offenländer als Ziel formulieren, sondern den Prozessschutz als solchen in den Vordergrund rücken. Auch wird es ganz selbstverständlich Bereiche geben, in denen aus den unterschiedlichsten Gründen weder die traditionellen Konzepte der Grünlandpflege noch die anschließend vorgestellten extensiven Weidekonzepte greifen werden bzw. können. Dies könnte z. B. solche Landschaften betreffen, in denen die Sukzession der Grünländer so weit fortgeschritten ist, dass eine erneute Innutzungnahme nicht möglich und die Pflege nicht realisierbar erscheint oder keine geeigneten Betriebsstrukturen für die Pflege oder Bewirtschaftung auch in der genannten extensiven Form mehr existieren, und die bereits einen so hohen Waldanteil aufweisen, dass die Waldvermehrung aus naturschutzfachlicher Sicht kein adäquates Ziel darstellt.

In diesen Fällen ist als Alternative die verstärkte Reetablierung dynamischer Prozesse sinnvoll. Ein Management durch Störungen greift dabei immer dort, wo die Wiederzulassung natürlicher Dynamik nicht oder nur eingeschränkt möglich ist. Die Konzepte leiten sich jedoch aus natürlichen Störungen ab und versuchen diese zu substituieren, ähnlich wie eine Pflege die traditionelle Nutzung ersetzen soll (Tab. 1). Mit grundsätzlichen und konkreten Überlegungen hierzu befassen sich u. a. *Finck* et al. (1998) und *Schröder* et al. (1997).

2.3 Halboffene Weidelandschaften

Das Konzept der halboffenen Weidelandschaften lässt sich aus bestimmten traditionellen Wirtschaftsformen (Waldweide, Hudeviehhaltung) ableiten. Die-

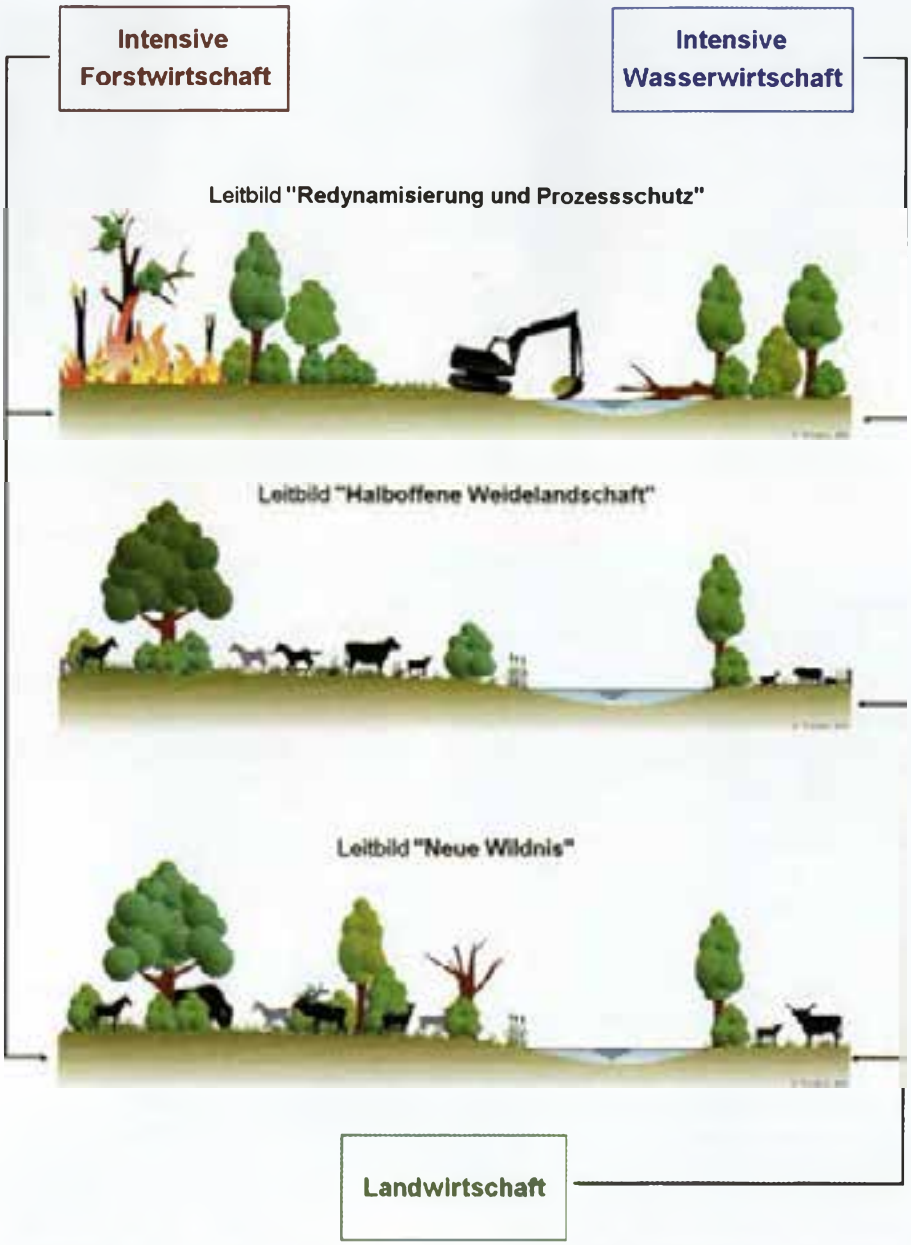


Abb. 1: Schematische Übersicht über mögliche alternative Ansätze des Flächenschutzes.

Tab. 1: Ersatz natürlicher Dynamik durch ein „Management durch Störungen" (Auswahl).

Natürliche Störung	=>	Management
Waldbrände	=>	Pflege mit Feuer
Überflutungen / Eisschur an Flüssen und Küsten	=>	Abtragen von Deichen / Deregulierung von Fließgewässern / ggf. Einstau
Eisbruch Windwurf Berg- und Hangrutsche	=>	massive mechanische Störungen (Stichwort „Pflegepanzer")
Auswirkungen von Insektenkalamitäten	=>	Zulassung

ser Ansatz verfolgt nicht nur das Ziel der Offenhaltung bestimmter Lebensräume, sondern auch die Wiederherstellung von lichten Waldökosystemen, wie sie unter dem Einfluss von natürlichen Großherbivoren-Gemeinschaften früher zumindest in bestimmten Bereichen verbreitet waren (vgl. *Bunzel-Drüke* 1997, *Bunzel-Drüke* et al. 1999, *Reisinger* 1999, *Riecken* et al. 1997, *Vera* 1998).

Das Leitbild für diesen Ansatz ist überwiegend pflege- oder nutzungsorientiert. Entsprechend lassen sich Formen landwirtschaftlicher Nutzung, aber auch der gezielten Biotoppflege auf Teilflächen integrieren. Die Umsetzung erfolgt im Gegensatz zur Hütehaltung durch großräumige Koppelung und weniger intensive Betreuung des Viehs. Die Infrastruktur ist auf ein Minimum begrenzt. Aufgetrieben werden Herden geeigneter Nutztiere, die dort idealerweise ganzjährig in „halbwilder" Form gehalten werden. Die Flächen müssen so groß sein, dass sie langfristig für den (ggf. auch anwachsenden) Bestand hinreichend Nahrung zur Verfügung stellen. Zudem ist es wichtig, jeweils unterschiedliche Standorte zu kombinieren, um auch das saisonal wechselnde Futterangebot der einzelnen Lebensräume zu berücksichtigen und eine ganzjährige hinreichende Versorgung der Tiere zu gewährleisten.

Als erhoffter Effekt soll sich eine Landschaft einstellen, die überwiegend aus offenen und auch durchaus relativ intensiv beweideten Bereichen, aber auch aus unterschiedlichen Sukzessionsstadien einschließlich der (natürlichen) Schlusswaldgesellschaften besteht (vgl. Abb. 1). Dabei wird bewusst in Kauf genommen, dass weder die Entwicklung exakt steuerbar noch das Ergebnis genau vorhersagbar ist.

2.4 Entwicklung von Wildnisgebieten

Wildnisentwicklung in Mitteleuropa ist insgesamt ein heikles, viel diskutiertes und sehr umstrittenes Thema. Bei dem Begriff Wildnis ist man spontan geneigt, zunächst an ausgedehnte, von Menschen völlig unberührte Landschaften zu denken, wie sie vielleicht in Ansätzen in Kanada, Amazonien oder der Antarktis noch existieren. Und richtig, dieser Begriff hat sich aus den Erfahrungen, dem Erleben der Urlandschaften

der Neuen Welt im 18. und 19. Jahrhundert als Gegenpol zu den vertrauten Kulturlandschaften Mitteleuropas entwickelt. Die Ideen mündeten in einer regelrechten Wilderness-Bewegung in Nordamerika und führten dort beginnend in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts zur Ausweisung der ersten Nationalparke. Im Jahre 1964 schafften die USA sogar mit dem Wilderness Act eine eigene Schutzgebietskategorie. Als Folge davon entstand ein Netz von Wilderness-Schutzgebieten (Übersicht bei *Stapfer* 1999, *Trommer* 1992, 1997, *Scherzinger* 1997).

Aber auch in Mitteleuropa und speziell in Deutschland ist eine Auseinandersetzung mit dem Wildnis-Begriff zu beobachten. Hier ist er oft noch sehr negativ besetzt und hat nicht die positive Entwicklung wie in Nordamerika durchlebt. Wildnis ist das Feindbild, dem es mit Kultur zu begegnen gilt. Es ist dabei völlig unbestritten, dass es zumindest in weiten Teilen Mitteleuropas und in Deutschland insgesamt keine Bereiche mehr gibt, die der ursprünglichen Wildnis entsprechen. Es geht also nicht in erster Linie darum, vorhandene ursprüngliche Wildnis im engeren Sinne zu erhalten, sondern vielmehr darum, Wildnisgebiete zu schaffen, in denen (künftig) solche Prozesse wieder vermehrt ablaufen bzw. zugelassen werden sollen.

Geht man von den eben vorgestellten Ansätzen halboffener Weidelandschaften und Redynamisierung aus, dann kann das Konzept Wildnisgebiet als die Kombination dieser beiden Ansätze verstanden werden (Abb. 1), in dem nunmehr die ungestörte Entwicklung im Vordergrund steht, die Weidetiere als „Ersatzmannschaft" für ihre ausgerotteten Urahnen auflaufen und keine Nutztierfunktion mehr besitzen. Das Management wird gegenüber halboffenen Weidelandschaften weiter reduziert und es werden die Rahmenbedingungen für eine dynamische Landschaftsentwicklung auch hinsichtlich der abiotischen Faktoren geschaffen. Insgesamt ist eine möglichst ungestörte Entwicklung das Ziel.

Beispielhaft für die konsequente Umsetzung dieses Ansatzes sei auf das Projekt „Millinger Waard" am niederländischen Rhein verwiesen (Abb. 2). Dort entsteht ein ganzes Netzwerk vergleichbarer Gebiete (vgl. z.B. *Kampf* 2000, *Overmars* et al. 1991).

Abb. 2: Wildnisgebiet „Millinger Waard" am niederländischen Abschnitt des Rheins nahe der deutschen Grenze mit ausgewilderten (de-domestizierten) Konik-Pferden.

3 Ausblick

Geht man davon aus, dass die heutige Situation der Landschaft oder irgendeine historische jeweils nur eine Momentaufnahme eines von den sich ändernden ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen gesteuerten Entwicklungsprozesses in Raum und Zeit ist, dann wird es schwierig, ja unmöglich, eine konkrete Vorbildsituation der Landschaft zum naturschutzfachlichen Leitbild für eine künftige Entwicklung zu erklären.

Diese Erkenntnis impliziert ein hohes Maß an Kreativität und Flexibilität, wenn es darum geht, naturschutzfachliche Ziele, Konzepte und Maßnahmen abzuleiten, die einerseits den allgemeinen gesellschaftlichen Zielsetzungen des Naturschutzes gerecht werden sollen, andererseits jedoch auch umsetzbar bleiben müssen. Notwendig ist dabei eine starke Funktionsorientierung. Das bedeutet konkret, dass seitens des Naturschutzes Entscheidungskonzepte entwickelt werden müssen, die unter Berücksichtigung bestehender Leitbilder und der im Einzelfall zur Verfügung stehenden Optionen eine optimale Auswahl treffen (*Riecken* et al. 2001).

Es ist davon auszugehen, dass die dargestellten Konzepte dabei eine zunehmende Bedeutung erlangen werden, weil sie erhebliche Perspektiven für den Naturschutz, aber auch – im Falle der halboffenen Weidelandschaft – für eine extensive Grünlandwirtschaft bieten. Wichtig ist besonders die deutliche Schwerpunktsetzung auf eine Prozessschutzorientierung im Gegensatz zu sehr statischen, immer nur sehr eng begrenzte Zustände konservierenden, heute kaum mehr dauerhaft und flächendeckend umzusetzenden Pflegekonzepten. Die weitreichenden, teilweise mehrere 1.000 ha umgreifenden Konzepte in einigen europäischen Nachbarländern und das riesige Interesse in Deutschland unterstreichen dies eindrucksvoll.

Neben den üblichen Partnern des Naturschutzes gilt es dabei neue Kooperationen einzugehen. Zu denken ist hier an den Fremdenverkehr, die Forstwirtschaft, aber besonders auch die Wasserwirtschaft, die über die technischen und finanziellen Möglichkeiten verfügt, um vor allem im Bereich der Flussläufe und Auen die Ausgangsbedingungen für eine Redynamisierung zu schaffen.

Summary

Many (often endangered) species and ecosystems depend on natural dynamic processes or dynamic developments of cultural landscapes. Due to human impact many of these processes have been stopped or limited. Therefore nature conservation has to develop and implement concepts for the protection and re-establishing of dynamic processes. Examples are the management by disturbance to substitute natural dynamic developments, building up semi-open pasture landscapes and the establishment of new wilderness areas. These

management types provide a lot of chances both for nature conservation and for a less intensive live-stock farming.

Literatur

Baerselmann, F., Vera, F., 1995: Nature development. An exploratory study for the construction of ecological networks. – Ministry of Agriculture, Nature management and Fisheries, The Netherlands, 62 S.

Beutler, A., 1996: Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluß auf Vegetation und Landschaft. – Natur und Kulturlandschaft 1, 51–106.

Bunzel-Drüke, M., 1997: Großherbivore und Naturlandschaft. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 109–128.

Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Vierhaus, H., 1995: Wald, Mensch und Megafauna. – Gedanken zur holozänen Naturlandschaft in Westfalen. – LÖBF-Mitteilungen 4, 95, 43–51.

Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Hauswirth, L., Vierhaus, H., 1999: Großtiere und Landschaft – von der Theorie zur Praxis. – Natur und Kulturlandschaft 3, 210–229.

Finck, P., Klein, M., Riecken, U., Schröder, E. (Bearb.), 1998: Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung auf der Insel Vilm vom 26. bis 28. August 1997. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 56, 425 S.

Goriup, P. (ed.), 1999: The New Forest Woodlands. A management History. – Pisces Publications for The Forestry Commission, Newbury, 117 S.

Kampf, H., 2000: Beweidung in den Niederlanden. – ABU info 24, 2, 36–53.

Losch, S., Dosch, F., 1997: Erwartete freifallende Flächen in der Landwirtschaft – Chance für eine naturnähere Landnutzung? – Schr.R. d. Dt. Rates f. Landespflege 67, 28–36.

Luick, R., 1997: Situation und Perspektiven des Extensivgrünlandes in Südwestdeutschland. – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 25–52.

Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (Hrsg.), 2000: Natuur voor mensen, mensen voor natuur. – Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. – Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag, Niederlande, 58 S.

Overmars, W., Vera, F., Bruin, D. De, Hamhuis, D., Nieuwenhuizen, L. Van, Sijmons, D., 1991: Raumplanungskonzept zur Erhaltung und Endwicklung von Flußauen. Der Planungsentwurf „Ooievaar". – Laufener Seminarbeitr. 4/91, 150–156.

Plachter, H., 1998: Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. – SchrR. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 56, 21–66.

Raehse, S., 1996: Veränderungen in der Kulturlandschaft. Lebensraum Grünland. – Hess. Min. d. Inneren u. f. Landwirtsch., Forsten u. Natursch., Wiesbaden, 96 S.

Reisinger, E., 1999: Großräumige Beweidung mit großen Pflanzenfressern – eine Chance für den Naturschutz. – Natur und Kulturlandschaft 3, 244–254.

Riecken, U., Klein, M., Schröder, E., 1997: Situation und Perspektiven des extensiven Grünlands in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften". – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 7–23.

Riecken, U., Finck, P., Klein, M., Schröder, E., 1998: Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. – Natur u. Landschaft 73, 6, 261–270.

Riecken, U., Schröder, E. & Finck, P., 2001: Halboffene Weidelandschaften und Wildnisgebiete als Ziele des Naturschutzes aus Bundessicht – Alternativen zum Erhalt und zur Pflege von Offenlandbiotopen. – In: *Gerken, B., Görner, M.* (Hrsg.): Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern – Praktische Erfahrungen bei der Umsetzung. – Natur- und Kulturlandschaft 4, 88–94.

Scherzinger, W., 1997: Tun oder unterlassen? – Bayer. Akad. f. Natursch. u. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeiträge 1/97, 93–104.

Schröder, E., Klein, M., Riecken, U., 1997: Möglichkeiten und Perspektiven für ein „Biotopmanagement durch Katastrophen". – Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 189–204.

Stapfer, A., 1999: Wilderness – ein neues Leitbild für den Aargau? Eine Literaturarbeit zur aktuellen Wildnis- und Prozessschutzdebatte. – Landschaft Aargau 1/99; siehe auch: http://www.ag.ch/natur2001/publikationen/lag/lag1-99/wilderness/wilderness.htm

Stichting Ark, 2000: Natürliche Beweidung. – Stichting Ark, ZG Hoeg Keppel, 73 S.

Tischler, W., 1980: Biologie der Kulturlandschaft. – G. Fischer, Stuttgart.

Trommer, G., 1992: Wildnis – die pädagogische Herausforderung. – Deutscher Studienverlag, Weinheim, 162 S.

Trommer G., 1997: Wilderness, Wildnis oder Verwilderung – was können und sollen wir wollen? – Bayer. Akad. f. Natursch. u. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeiträge 1/97, 21–30.

Vera, F., 1998: Das Multi-Spezies-Projekt Oostvaardersplassen. – In: *IZW Berlin* (Hrsg.): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege? – IZW, Berlin, 108–115.

Anschrift des Verfassers

Dr. Uwe Riecken
Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
D-53179 Bonn-Bad Godesberg

Schutz und Erhaltung der Heide – Aktuelle Ansätze aus europäischer Perspektive

von Johannes Prüter

1 Die Ausgangslage

Zwergstrauchheiden haben über lange Zeiträume die Kulturlandschaft der atlantischen Region Europas geprägt. In manchen Gebieten ist ihre Entstehung bis in das Neolithikum zurück zu verfolgen. Sie sind Ausdruck einheitlicher Landnutzungssysteme, die sich in Anpassung an die besonderen edaphischen und klimatischen Bedingungen dieses Raumes entwickelt haben. Ihr Verbreitungsgebiet reicht von den Lofoten im Norden über die küstennahen Gebiete Mittel- und Westeuropas bis nach Nordwest-Portugal.

Zu den bestimmenden Faktoren für die Entstehung der Heiden als Kulturlandschaft gehörten die Möglichkeit ganzjähriger Weidenutzung, Feuereinsatz zur Entwicklung und Instandhaltung der Heiden und die Entwicklung von Landnutzungssystemen, die sich auf räumlichen Nährstofftransfer zwischen den weiten Heiden (outfields) als Nährstoffquelle und den hofnahen Gärten und Äckern (infields) als konzentrierende Nährstoffsenke gründeten (*Haaland* 2002, *Kaland* 1986, *Küster* 1999, *Webb* 2002). Klimatische Gradienten führen innerhalb des Gesamtraums zu erheblichen Unterschieden in der floristischen Zusammensetzung der Heiden. Das Grundmuster einer durch spezifische Nutzungseinflüsse auf bestimmten Sukzessionsniveaus gehaltenen lichtbedürftigen Vegetation auf nur schwach mit Nährstoffen versorgten, überwiegend sauren Böden ist jedoch einheitlich (*Gimingham* 1972, *Hüppe* 1993, *Jansen* et al. 1997, *Moen* 1999, *Savukyniené* et al. 2003).

Soweit bekannt, fanden die Heiden fast überall im atlantischen Europa im 18. und frühen 19. Jahrhundert ihre größte Ausdehnung (Abb. 1).

Einer groben Schätzung zufolge bedeckten Tieflandsheiden damals etwa 30.000 km² dieses Raumes. Der Flächenrückgang seither erreichte in manchen Ländern Größenordnungen von über 95 % (*Rebane & Wynde* 1997). Verinselung verbliebener Reste war die zwangsläufige Folge (*Diemont* 1996, *Webb* 1990). Heute wird der noch vorhandene Gesamtbestand kulturbedingter Tieflandsheiden im atlantisch geprägten Europa auf immerhin noch 4.000 km² geschätzt (*Webb* 2002). Naturschutzrechtliche Vorgaben der europäischen Union zielen darauf ab, diesen Bestand in Größe und Qualität zu sichern. Auch in verschiedenen nationalen Gesetzgebungen finden sich Heiden heute als gesetzlich geschützte Biotoptypen. Die Erhaltung landeskultureller Identität ist in vielen der betroffenen Regionen ein weiteres leitendes Motiv für Schutz und Erhaltung der historischen Kulturlandschaft Heide.

Die heute in Europa erkennbaren konzeptionellen Ansätze zur Erhaltung der Heiden zielen übereinstimmend darauf ab, die Einflüsse und landschaftsökologischen Wirkungen, die zur Entstehung der Heiden geführt haben, zu erhalten oder wiederzubeleben. In den schwerpunktmäßig angewandten Methoden gibt es regionale Unterschiede, die mit spezifischen Landnutzungstraditionen ebenso zu tun haben wie mit der zeitlichen Entfernung von der lebendigen Heidebauernwirtschaft, in der man sich jeweils bewegt. Einige der bestehenden konzeptionellen Ansätze dazu sollen im Folgenden kurz skizziert werden. Eine verstärkte Zusammenarbeit auf europäischer Ebene, wie sie sich in jüngerer Zeit entwickelt, ist nützlich, um Erfahrungen auszutauschen und die lokalen Bemühungen um die Erhaltung der Heide als gemeinschaftliche Aufgabe zu verstehen.

Abb. 1: Verbreitung der Kulturlandschaft Heide im atlantischen Europa um 1800 (nach* Gimingham *1972 und* Haaland *2002).

2 Beispielhafte Ansätze zu Schutz und Erhaltung der Heiden im atlantischen Europa

2.1 Erhaltung bäuerlicher Landnutzungssysteme

Im Nordwesten Portugals, an der Südgrenze der europäischen Heideverbreitung, wird heute noch stellenweise eine Landwirtschaft betrieben, die den Grundprinzipien der Heidebauernwirtschaft folgt. Nicht nur durch Weidetiere, sondern auch in Form von Mahdgut gelangt organisches Material aus den hier oft an den Berghängen gelegenen Heiden über Viehställe auf die dorfnahen Grünland- und Ackerflächen. Mit der Einrichtung des Nationalparks Peneda-Gerês wird hier u. a. die Absicht verfolgt, insbesondere die tradierten Beweidungskonzepte und angemessenen Umgang mit Feuer in bäuerlicher Hand aufrecht zu erhalten. Hier hängt die Frage der Heideerhaltung maßgeblich davon ab, ob es überhaupt gelingt, mit entsprechenden Fördermitteln Landwirtschaft in diesen entlegenen Gegenden zu halten. Über intensive Bildungs- und Informationsarbeit ist man bemüht, die Bevölkerung in die landschaftlichen Zielsetzungen des Nationalparks einzubinden.

2.2 Erhaltung angemessener Nutzungsintensität

Dort, wo Heiden heute noch im Rahmen bäuerlicher Landwirtschaft primär als

Weidegründe für Schafe und Rinder genutzt werden, wie z.B. am Nord- und Nordwestrand der europäischen Heideverbreitung, hängt die Heideerhaltung heute ganz wesentlich von einer angemessenen Beweidungsintensität ab. Überweidung hat in den vergangenen Jahrzehnten z.B. auf den schottischen Orkney-Inseln wie auch in vielen anderen Gebieten Großbritanniens zu erheblichen Flächen- und Qualitätsverlusten geführt (*Anderson & Yalden* 1981, *Kirkpatrick & Simpson* 1993). Richtlinien der EU-Agrarpolitik wirken hier noch unmittelbar auf die Heiden als landwirtschaftliche Nutzflächen ein. In zunehmendem Maße sind auch Naturschutzorganisationen, wie z.B. Scottish Natural Heritage, bemüht, mit ihren spezifischen Möglichkeiten nachhaltige Nutzung und damit Habitatqualitäten der hier weithin als „heather moorlands" ausgeprägten Feuchtheiden zu fördern und zu sichern (*Hanley* et al. 1996).

An vielen Stellen des westnorwegischen Küstenraums ist die tradierte Heidebauernwirtschaft erst in den letzten Jahrzehnten zum Erliegen gekommen. Zunehmender Verbuschung und Bewaldung der Heiden versucht man durch Wiedereinführung von Schafweidesystemen (einschließlich Erhaltungsprogrammen für das spezifisch angepasste norwegische „Wildschaf") entgegenzuwirken.

Ein weiteres Anliegen ist die Bewahrung und Förderung von Kenntnissen in der Feuerkultur (*Kaland & Vandvik* 1998, *Øpstad* et al. 1998). Man ist bemüht, die Nutzung der verbliebenen Heiden wie auch Maßnahmen zur Wiederinstandsetzung degenerierter Heiden weitestmöglich in der Hand aktiver Landwirte zu belassen. Auf der Halbinsel Lygra nördlich Bergen werden in diesem Sinne Modellbetriebe gefördert, die sich mit unterschiedlichen betriebswirtschaftlichen Systemen beispielhaft an der Heideerhaltung beteiligen und damit auch zur Erhaltung und Wiederverbreitung von Kenntnissen vom Umgang mit der Kulturlandschaft beitragen können.

2.3 Wiederherstellung und Management von Heiden

Im weit überwiegenden Teil des atlantischen Europas, insbesondere in den dicht besiedelten Regionen Mittel- und Westeuropas, unterliegen die verbliebenen Reste der Kulturlandschaft Heide heute nicht mehr einer unmittelbaren bäuerlichen Nutzung.

Der auf Nutzungsaufgabe folgenden Degradation, Verbuschung und Bewaldung, vielerorts gefördert durch unnatürlich hohe Nährstoffeinträge in die einstmals von Nährstoffarmut geprägten Systeme, wird heute mit vielfältigen Instandsetzungs-, Erhaltungs- und Managementmaßnahmen entgegengewirkt (*Diemont* 1996, *Aerts & Heil* 1993, *Power* et al. 1998).

In den meisten Ländern Mittel- und Westeuropas werden diese Aufgaben heute öffentlich finanziert und von Naturschutzorganisationen und/oder der Forstverwaltung, häufig innerhalb von Schutzgebieten, wahrgenommen. Vielerorts setzt man auf die Wiedereinführung von Weidesystemen (s.u.). Zudem erfolgten vor allem seit den 1980er Jahren verbreitet Aktivitäten zur Entwicklung moderner, weitestmöglich ökonomisch tragfähiger Methoden maschineller Heidepflege.

Verschiedene dieser Verfahren des Mähens, Plaggens und Schopperns haben inzwischen Praxisreife erlangt (*Koopmann & Mertens* 2004). Mit Monitoringprogrammen und anwendungsorientierter Forschung wurden die Versuche zur Einbindung mechanischer Verfahren in die Praxis der Heidepflege vielerorts begleitet (*Buttenschøn* et al. 2003, *Holst-Jørgensen* 1993, *Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer* 1988). Parallel mit den mechanischen Verfahren ist in vielen Heidegebieten inzwischen auch das Feuer als mögliches Pflegeinstrument wiederentdeckt worden (*Diemont* et al. 1997, *Goldammer* et al. 1997, *Webb* 1997).

Vom Umfang her gesehen ist das aktuell von der Naturschutzorganisation English Nature koordinierte „National Lowland Heathland Programme" in England besonders bemerkenswert. Gefördert mit nationalen Lotteriemitteln in einer Größenordnung von etwa 36 Millionen € werden Tieflandheiden derzeit wiederhergestellt, z.T. ausgeweitet und durch neue Managementverfahren in einen für den Naturschutz günstigen Zustand gebracht.

Ein aktuelles Methodenhandbuch wurde von *Symes & Day* (2003) vorgelegt. Eine intensive Informations- und Kommunikationsarbeit begleitet dieses Programm.

2.4 Neue Beweidungskonzepte

In der Diskussion um eine Redynamisierung der Landschaft insbesondere in den dicht besiedelten Regionen Mittel- und Westeuropas spielen heute neue großräumige Beweidungskonzepte eine immer bedeutendere Rolle (*Klein* et al. 1997, *Redecker* et al. 2002, *Riecken* 2004). An vielen Beispielen konnte inzwischen gut dokumentiert werden, dass Konzepte zur Entwicklung halboffener Weidelandschaften mit großen Huftieren geeignet sein können, von Zwergstrauchheiden geprägte Ökosysteme mit ihrer strukturellen Vielfalt längerfristig zu erhalten (*Bokdam* 2002a, b, *Lake* et al. 2001, *Offer* et al. 2003, *Voigt* 2002). Das europaweit wohl langfristigste und eindrucksvollste Beispiel für großräumige Heideerhaltung unter Einfluss großer Weidetiere findet sich im südenglischen New Forest (*Tubbs* 2001).

2.5 Beiträge des militärischen Übungsbetriebs zur Heideerhaltung

Im Verbreitungsgebiet der historischen Kulturlandschaft Heide hat auch die Einrichtung militärischer Übungsflächen vielerorts zur Entstehung und Erhaltung von Sandheideökosystemen geführt. Auch wenn diese Heiden oftmals nicht unmittelbar aus der Heidebauernwirtschaft hervorgegangen sind, durch das Feuer als prägenden Faktor, durch Waldrodung, wiederkehrende Bodenverwundungen und verschiedene gezielte Managementverfahren zum Zwecke der Offenhaltung der Landschaft sind in ökologischer Hinsicht ähnliche bis gleiche Lebensräume mit weithin übereinstimmendem Arteninventar entstanden, die in einheitlicher Weise auch den europäischen Naturschutzrichtlinien unterliegen (*Flade* 1996, *Nienartowicz & Kunz* 2003). Insbesondere in den stärker subkontinental geprägten Regionen Mitteleuropas, in Ostdeutschland und Polen, konzentriert sich die rezente Heideverbreitung auf militärische Übungsflächen. Dort, wo die Militärnutzung in jüngerer Zeit eingestellt wurde, versucht man mit tradierten oder neu entwickelten Managementmethoden die von Heiden geprägte Offenlandschaft zu erhalten. Besonders auf ehemaligen Schießplätzen ist die Munitionsbelastung dabei ein ernsthaftes Problem, das neuen Konzepten der Erhaltung und In-

wertsetzung von Heiden oft im Wege steht (*Lehmann* 2003, *Pries & Bukowsky* 1993).

Einen bemerkenswert offenen und offensiven Weg, auf militärischen Flächen Naturschutz und öffentlichen Zutritt im Rahmen des Möglichen zu fördern, beschreitet die Flächenverwaltung des britischen Verteidigungsministeriums (MOD). Sie beteiligt sich aktiv am o.g. „Heathland Programme". Für die Vermittlung naturkundlicher und naturschutzfachlicher Inhalte steht ihr seit Jahren ein eigenes Publikationsorgan namens Sanctuary auch mit Fachinhalten zur Heideentwicklung zur Verfügung (*Varley* 2002).

Abb. 2: Die am EU-HEATHCULT Projekt beteiligten Institutionen.

2.6 Neue Wertbeimessung

Ob Heidelandschaften als gemeinsames europäisches Natur- und Kulturerbe eine großflächigere Zukunft haben oder nur punktuell als museale Reliktflächen gesichert werden können, wird maßgeblich davon abhängen, ob und in welchem Ausmaß ihnen unter den Rahmenbedingungen zukünftiger „Landschaftspolitik" in Europa Wert beigemessen werden kann. Aktuelle Leistungen, die von den Heidelandschaften erbracht werden und auch den heutigen gesellschaftlichen Ansprüchen dienen können, sind u.a.:

- Weite attraktive ruhige Offenlandschaft mit Eignung für Erholungszwecke, ästhetische Leistungen
- Lebensqualität im Wohnumfeld
- Beiträge zur Erhaltung der Biodiversität
- Gesunde, auf ökologischer Grundlage entstandene Fleischprodukte sowie Honig
- Pflanzliche Produkte (z.B. Heidemahdgut) zur industriellen und handwerklichen Verwendung sowie Torfersatzstoffe
- Kohlenstoff- und Stickstofffixierung
- Verbesserte Qualität und erhöhte Neubildungsraten von Grundwasser.

Es erscheint nicht abwegig, dass im Rahmen des laufenden Agrarstrukturwandels in Europa insbesondere die von Natur aus nährstoffarmen Grenzertragsstandorte für die Produktion bestimmter ökologischer Leistungen an Bedeutung gewinnen werden und dass die gesellschaftliche Nachfrage nach den genannten Produkten und Leistungen steigt. Auch ist es nicht ausgeschlossen, dass man in Zukunft in gemeinschaftlichen Landnutzungssystemen wieder neue Chancen sieht. Für die politische Diskussion ist es in jedem Fall wichtig, den aktuellen und zukünftigen ökonomischen Nutzen der Heidelandschaft umfassend beziffern zu können. Konzepte und erste methodische Ansätze dafür liegen vor (*Diemont & Jansen* 2003, *Müller & Schaltegger* 2004). Ziel kann es dabei sicher nicht sein, die historische Heidebauernwirtschaft (auch mit all ihren Problemen und Nöten) großflächig wiedereinführen zu wollen. Ziel kann und sollte es aber sein, Erfahrungen und Kenntnisse von einer über Jahrhunderte bis Jahrtausende bewährten Landnutzungstradition lebendig zu halten, diese bei der Entwicklung integrierender Landschaftskonzepte, die den aktuellen Ansprüchen gerecht werden, zu berücksichtigen und den Lebensgemeinschaften der Heiden eine Zukunft zu geben.

3 Strukturen europäischer Zusammenarbeit in Forschung, Praxis und Kommunikation

Um Schutz und Erhaltung der Kulturlandschaft Heide als gesamteuropäisches Anliegen verstehen und Konzepte dafür abstimmen zu können, ist internationale Zusammenarbeit nützlich. Ein schon lange bestehendes Forum für diesen Austausch ist das **European Heathland Network**. Das europäische Netzwerk bildet eine informelle Verbindung zwischen all denjenigen, die sich vorrangig mit wissenschaftlichem Ansatz, aber auch unter praktischen Aspekten mit Heidelandschaften im atlantischen Europa befassen. Es dient dem Austausch von Erfahrungen und Informationen vorrangig im ökologischen Bereich. Das Netzwerk schafft Grundlagen, länderübergreifende Schutzkonzepte zu entwickeln und in den politischen Raum zu tragen.

Ins Leben gerufen wurde dieser Verbund vor rund 20 Jahren u.a. von Prof. Dr. Charles *Gimingham*, Aberdeen, Prof. Dr. Nigel *Webb*, Wareham/Dorset, Prof. Dr. Bernard *Clement*, Rennes, sowie Dr. Jacques *de Smidt*, Amsterdam.

Das Netzwerk steht allen Interessierten offen. Eine Informationsplattform im Internet stellt die Naturschutzorganisation „English Nature" unter **www.english-nature.org.uk/heathlands** zur Verfügung.

Über das Netzwerk werden in regelmäßigen Abständen „European Heathland Workshops" organisiert, die dem unmittelbaren Austausch dienen und Gelegenheit bieten, die Heidelandschaften in anderen Regionen Europas kennen zu lernen. Sie fanden zuletzt im norwegischen Bergen (1998), auf den schottischen Orkney-Inseln (2001) sowie im Jahre 2003 in Schneverdingen in der Lüneburger Heide statt.

Im Jahre 1998 wurde auf Initiative von Prof. Peter Emil *Kaland* vom Biologischen Institut der Universität Bergen, Norwegen, ein EU-Projekt zum Thema ***„Heathland – The Atlantic Cultural Landscape of Europe. Network for the Promotion, Traditional Management***

***and Cultural Heritage"*, kurz *HEATHCULT*,** initiiert. Es zielte darauf ab, die gemeinsame Kulturlandschaftsgeschichte des atlantischen Europas zu dokumentieren und im Bewusstsein der Öffentlichkeit bekannter zu machen. In diesem Verbundprojekt waren 15 wissenschaftliche Einrichtungen, Landschaftsmuseen sowie in der Verwaltungs- und Naturschutzarbeit tätige Institutionen aus 7 europäischen Ländern beteiligt (Abb. 2).

Eine an der Universität Bergen erarbeitete Ausstellung zur gesamteuropäischen Sicht auf die Heiden wurde anlässlich der Weltausstellung im Jahre 2000 als dezentrales Projekt im Landwirtschaftsmuseum Hösseringen gezeigt. Kleinere Wanderausstellungen zum Thema sind derzeit in Dänemark und den Niederlanden unterwegs.

Eine zusammenfassende Buchveröffentlichung erschien bislang in norwegischer und deutscher Sprache (*Haaland* 2002, Abb. 3). Übersetzungen in Englisch, Dänisch, Holländisch und Portugiesisch befinden sich derzeit in Vorbereitung. Weitere Informationen zu diesem europäischen Verbundvorhaben finden sich unter **www.nationaltrust.org.uk/heathlands**.

Aufbauend auf diesen Ergebnissen europäischer Zusammenarbeit wird im Zeitraum 2003/2004 ein Folgeprojekt mit dem Titel ***„Safeguarding the Heathlands of Europe"*, kurz *HEATHGUARD***, im EU-Förderprogramm Culture 2000 bearbeitet.

Das HEATHGUARD-Projekt läuft unter der Leitung des norwegischen Heidezentrums auf der Halbinsel Lygra bei Bergen. Neben der Lüneburger Heide, stellvertretend für die mitteleuropäischen Heidelandschaften, sind der Cairngorms-Nationalpark in Schottland sowie der Nationalpark Peneda-Gerês in Portugal an diesem Projekt beteiligt.

Unter dem Stichwort „European Heritage Laboratories" werden damit Fallbeispiele aufbereitet, mit denen gezeigt werden kann, wie und mit welchem konzeptionellen Hintergrund die atlantischen Heiden als historisch gewachsene Kulturlandschaft, als europäisches Natur- und Kulturerbe, gesichert und fortentwickelt werden können.

Abb. 3: Mandus Fondenaes, einer der letzten Heidebauern Norwegens, beim Brennen der Heide. Titelbild der vom EU-HEATHCULT Projekt, vertreten durch die Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, herausgegebenen Buchpublikation (*Haaland *2002).

4 Zusammenfassung

Zwergstrauchheiden stellen ein verbindendes landschafts- und kulturhistorisches Element der atlantisch (bis subkontinental) geprägten europäischen Regionen dar, dessen aktuelle Ausdehnung von ca. 4.000 km² es zu erhalten gilt. Anhand ausgewählter Gebiete werden exemplarisch Ansätze zu ihrem Schutz vorgestellt, u.a. Landwirtschaft (insb. Beweidung) und Naturschutz integrierende Systeme, mechanische Pflegekonzepte sowie die Bedeutung des militärischen Übungsbetriebs. Der zukünftige Wert von Heidelandschaften dürfte dabei maßgeblich von den Rahmenbedingungen der Gemeinsamen Agrarpolitik in Europa abhängen. Das für Interessierte aus Forschung und Praxis offene „European Heathland Network" bildet ein Gerüst für inzwischen abgeschlossene und laufende internationale Projekte, die sich mit Zwergstrauchheiden befassen.

Summary

Heathlands are a common element of landscape and cultural history of atlantic (to sub-continental) European regions, which should be preserved. With reference to selected regions, possibilities for their conservation, such as systems integrating agriculture and nature conservation, concepts for heathland management with machines and importance of military training, are presented. The future value of heathlands will largely depend on the Common Agricultural Policy in Europe. The "European Heathland Network", being open for all interested persons, is a basis for joint international projects dealing with heathlands.

Literatur

Aerts, R., Heil, G. W., 1993: Heathlands: Patterns and processes in a Changing Environment. – Kluwer Academic, Dordrecht.

Anderson, P., Yalden, D. W., 1981: Increased sheep numbers and the loss of heather moorland in the Peak District, England. – Biol. Cons. 20, 195–213.

Bokdam, J., 2002a: Grazing and the conservation of low-nutrient open landscapes. – Vakblad natuurbeheer 41, 24–27.

Bokdam, J., 2002b: Grazing as a management tool in natural and semi-natural heathland in the Netherlands. – In: *Underhill-Day, J. C., Liley, D.* (eds.): Proc. 6th National Heathland Conf. Bournemouth 2001. The RSPB, Sandy, Beds, England, 25–40.

Buttenschøn, R. M., Degn, H. J., Jørgensen, S., 2003: Management of Molinia coerulea. – Preliminary result from management experiments on Randbøl Hede, Jutland. – In: *NNA, Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz* (ed.): 8th European Heathland Workshop, Abstracts of talks and posters, Schneverdingen, 16–20 [unveröffentlicht].

Diemont, W. H., 1996: Survival of Dutch heathlands. – IBN Scientific Contributions, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, 78 S.

Diemont, W. H., Jansen, J., 2003: The blessing of the commons. – In: *NNA, Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz* (ed.): 8th European Heathland Workshop, Abstracts of Talks and Posters, Excursion Guide, Schneverdingen, 10–11 [unveröffentlicht].

Diemont, W. H., Jansen, J., Beije, H., 1997: Fire as a management tool in Dutch heathlands. – NNA-Berichte 10, 5, 130–134.

Flade, M., 1996: Überlegungen zu Brandheiden und ihren Biozönosen im Lichte aktueller naturschutzstrategischer Fragen im Land Brandenburg. – Natur- und Kulturlandschaft 1, 149–152.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – Chapman & Hall, London, 265 S.

Goldammer, J. G., Page, H., Prüter, J., 1997: Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier. – NNA-Berichte 10, 5, 2–17.

Haaland, S., 2002: Feuer und Flamme für die Heide – 5000 Jahre Kulturlandschaft in Europa. – Deutsche Bearbeitung und Übersetzung der norwegischen Originalausgabe: *Grottian, T., Prüter, J.*; Herausgegeben vom Heathcult-Projekt der EU, vertreten durch die Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Verlag H. M. Hauschild, Bremen, 160 S.

Hanley, N., Kirkpatrick, H., Simpson, I., Oglethorpe, D., Macdonald, A., 1996: Ecological-economic modelling of the conservation of threatened habitats: heather moorland in the Northern Isles of Scotland. – Biodiversity and Conservation 5, 1207–1219.

Holst-Jørgensen, B., 1993: Erfahrungen beim Erhalt von Heideflächen im staatlichen Walddistrikt Ulfborg, Jütland. – NNA-Berichte 6, 3, 67–79.

Hüppe, J., 1993: Entwicklung der Tieflands-Heidelandschaften Mitteleuropas in geobotanisch-vegetationsgeschichtlicher Sicht. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 49–75.

Jansen, J., Rego, F., Goncalves, P., Silveira, S., 1997: Fire, a strong landscape shaping element in the Serra da Estrela (Portugal). – NNA-Berichte 10, 5, 150–162.

Kaland, P. E., 1986: The origin and management of Norwegian coastal heaths as reflected by pollen analysis. – In: *Behre, K.-E.* (ed.): Anthropogenic indicators in pollen diagrams. AA Balkema, Rotterdam.

Kaland, P. E., Vandvik, V., 1998: Kystlynghei. – In: *Framstad, E., Lid, I. B.* (eds.): Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo.

Kirkpatrick, H., Simpson, I., 1993: Moorland audit and management in the Northern Isles: Evaluation of existing information. – Univ. of Stirling, Land use consultants.

Klein, M., Riecken, U., Schröder, E. (Hrsg.), 1997: Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 310 S.

Küster, H., 1999: Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. – Verlag C. H. Beck, München, 424 S.

Lake, S., Bullock, J. M., Hartley, S., 2001: Impacts of livestock grazing on lowland heathland in the UK. – English Nature Research Reports No. 422, Peterborough, 142 S.

Lehmann, R., 2003: Heathlands in Brandenburg: History, Importance, Management. – In: *NNA, Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz* (ed.): 8th European Heathland Workshop, Abstracts of Talks and Posters, Excursion Guide, Schneverdingen, 56–61 [unveröffentlicht].

Moen, A., 1999: National Atlas of Norway. Vegetation. – Norwegian Mapping Authority, Hønefoss, 199 S.

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

Nienartowicz, A., Kunz, M., 2003: Polish heathlands. – In: *NNA, Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz* (ed.): 8th European Heathland Workshop, Abstracts of Talks and Posters, Excursion Guide, Schneverdingen, 50–54 [unveröffentlicht].

Offer, D., Edwards, M., Edgar, P., 2003: Grazing Heathland: A guide to impact assessment for insects and reptiles. – English Nature Research Reports No 497, Peterborough, 85 S.

Øpstad, S. L., Garmo, T. H., Lystad, M. L., Kaland, P. E., Sandvik, O., Eik, L. O., 1998: Use of the indigenous sheep for production purposes and for managing the coastal heather landscape in Norway. – In: *Kaland, P. E., Skogen, A.* (eds.): 6th European Heathland Workshop, Abstracts of lectures and posters, Botanical Institute, Univ. Bergen, 120–122 [unveröffentlicht].

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.

Pries, E., Bukowsky, N., 1993: Das Naturschutzgebiet „Kleine Schorfheide". – Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburgs, Folge 5. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4, 23–31.

Rebane, M., Wynde, R., 1997: Lowland Atlantic Heathland. – In: *Tucker, G. M., Evans, M. I.* (eds.): Habitats for birds in Europe, a conservation strategy for the wider environment. – Bird Life International, Cambridge.

Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E. (eds.), 2002: Pasture landscapes and nature conservation. – Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 435 S.

Riecken, U., 2004: Aktuelle Konzepte und Strategien zur Redynamisierung von Landschaften. – NNA-Berichte 17, 2, 18–21.

Savukynienė, N., Moe, D., Usaitytė, D., 2003: The occurrence of former heathland vegetation in the coastal areas of the south-east Baltic sea, in particular Lithuania: a review. – Veget. Hist. Archaeobot 12, 165–175.

Symes, N. C., Day, J., 2003: A practical guide to the restoration and management of lowland heathland. – The RSPB, Sandy, 307 S.

Tubbs, C. R., 2001: The New Forest – History, Ecology & Conservation. – New Forest Ninth Centenary Trust, Lyndhurst.

Varley, J., 2002: East Devon Pebblebed Heath – balancing very different agendas. – Sanctuary 31, 30–33.

Voigt, A., 2002: Maintaining biodiversity and open landscapes by grazing in the County of South Jutland. – In: *Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E.* (eds.), 2002: Pasture landscapes and nature conservation. – Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 161–171.

Webb, N. R., 1990: Changes on the heathlands in Dorset, England, between 1978 and 1987. – Biological Conservation 51, 272–286.

Webb, N. R., 1997: Effects of fires on heathland communities: experiences from Southern England. – NNA-Berichte 10, 5, 134–141.

Webb, N. R., 2002: Heathlands and pastoralism: a historical perspective. – In: *Underhill-Day, J. C., Liley, D.*, (eds.): Proc. 6th National Heathland Conf. Bournemouth, Sep. 2001. – The RSPB, Sandy, Beds, England, 9–14.

Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988: De Heide heft toekomst. – Ministry of Agriculture and Fisheries, Den Haag, 134 S.

Anschrift des Verfassers

Dr. Johannes Prüter
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr
D-29640 Schneverdingen

Untersuchungen zum Flächenpotenzial kulturbedingter magerer Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland

von Thomas Kaiser und Tobias Keienburg*

1 Einleitung

Kulturbedingte magere, d.h. von Nährstoffarmut geprägte Offenlandschaften gehören zu den besonders stark gefährdeten Lebensräumen des niedersächsischen Tieflands (*v. Drachenfels* 1996). Ihr Erhalt ist insbesondere deshalb schwierig, weil sie ein Produkt regelmäßig wiederkehrender direkter oder indirekter Einflüsse historischer Bewirtschaftungsformen sind (nutzungsabhängige historische Kulturbiotope, *Kaiser & Wohlgemuth* 2002). Neben dem Flächenschutz sind daher wiederkehrende Pflegemaßnahmen erforderlich. Diese an den bestehenden Zielen des Naturschutzes zu orientieren und höchstmöglich effizient zu gestalten, ist ein grundsätzliches Anliegen, zu dem ein im Zeitraum 2001 bis 2004 vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördertes Verbundforschungsvorhaben zum Thema „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland" ökologische und ökonomische Bezugsdaten beisteuert. Wenn es im Übrigen darum geht, der zunehmenden Fragmentierung nährstoffarmer Biotope und ihrer Lebensgemeinschaften entgegenzuwirken und Biotopverbund im Sinne aktueller naturschutzrechtlicher Vorgaben des Bundes und der Länder umzusetzen, dann stellen sich Fragen nach dem Flächenpotenzial. Auch unter Gesichtspunkten des Ressourcenschutzes (z.B. Förderung der Qualität und Neubildung von Grundwasser) wird die Bedeutung dieser Landschaftsausprägungen zunehmend erkannt. Bei Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung geht es verschiedentlich nicht nur um Sicherung, sondern auch um Neu- oder Rückentwicklung solcher Flächen; ebenso bei einigen aktuellen Projekten der regionalen Strukturförderung im Lande. Auch mit längerfristigen Perspektiven des Wandels europäischer Agrarstruktur sind vielfältige Fragen verbunden, ob und ggfs. in welchem Umfang den ökologischen und ökonomischen Leistungen insbesondere der Heide- und Moorlandschaften wieder neuer Wert beigemessen wird (*Diemont & Jansen* 2003). So berücksichtigen beispielsweise *Kalies* et al. (2003) bei ihrer Analyse großflächiger extensiver Weidesysteme auch die Heiden und Moorheiden.

Im Rahmen des o.g. Projekts wurden daher für das gesamte niedersächsische Tiefland und, in größerem Maßstab, für den im Naturraum Lüneburger Heide gelegenen Landkreis Uelzen vorhandene Übersichtsdaten vergleichend ausgewertet und Aussagen zu Bestand und theoretischem Entwicklungspotenzial nährstoffarmer Offenlandbiotope abgeleitet.

2 Methodisches Vorgehen

Betrachtungsraum der Untersuchung ist das niedersächsische Tiefland in den Grenzen der in Abbildung 1 dargestellten naturräumlichen Haupteinheiten nach *Meynen & Schmithüsen* (1957–1962) entsprechend der von *Ssymank* et al. (1998) erarbeiteten Abgrenzungen und Bezeichnungen. Der Betrachtungsraum umfasst eine Fläche von 38.607 km².

In Tabelle 1 werden die verfügbaren Daten für die Abschätzung des aktuellen Bestandes und des Entwicklungspotenzials kulturbedingter magerer Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland zusammengestellt und in Hinblick auf ihre Eignung für diese Aufgabe beurteilt. Die Beurteilung der Eignung beruht auf der exemplarisch durchgeführten Verschneidung der Ergebnisse der landesweiten Biotopkartierung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie mit den übrigen Datengrundlagen. Zur Beurteilung der Eignung der Daten der landesweiten Biotopkartierung erfolgte exemplarisch am Beispiel des Landkreises Uelzen eine Verschneidung mit einer vollflächig durchgeführten Kartierung besonders geschützter Biotope in diesem Landkreis (*Kaiser* et al. 1995). Außerdem fließen die Geländeerfahrungen der Verfasser und in Bezug auf die historischen Kartenwerke die Untersuchungsergebnisse von *Kaiser* (1994) in die Beurteilung ein.

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Abb. 1: Die naturräumlichen Haupteinheiten und deren Abgrenzung im niedersächsischen Tiefland. – GIS-Bearbeitung: Tobias Keienburg, Erstellungsdatum der Karte: 29. 02. 2004.

Tab. 1: Landesweite Datenbestände für die Abschätzung des aktuellen Bestands und des Entwicklungspotenzials kulturbedingter magerer Offenlandbiotope.

Datenbestand	relevante Inhalte	Eignung des Datenbestandes für die Aufgabenstellung
Kartierung der aus landesweiter Sicht schutzwürdigen Gebiete Niedersachsens des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie – digital	räumliches Vorkommen landesweit bedeutsamer Biotope in der Typisierung von *v. Drachenfels & Mey* (1990)	Die Daten eignen sich unmittelbar für die Flächenermittlung kulturbedingter magerer Offenlandbiotope. Allerdings ist zu beachten, dass der Erfassungsgrad nicht vollständig ist, weil nur landesweit bedeutsame Vorkommen dokumentiert wurden. Kulturbedingte magere Offenlandbiotope der landesweiten Kartierung sind Sandheiden, Borstgrasrasen, Sandtrockenrasen, Halbtrockenrasen, Steppenrasen, sonstige Trockenbiotope, Moorheiden, Pfeifengras-Degenerationsstadien, sonstige Moor-Degenerationsstadien und Ruderalfluren.
Digitales Landschaftsmodell (DLM) in der zweiten Realisierungsstufe innerhalb des Amtlichen Topografisch-kartografischen Informationssystems (ATKIS) der Vermessungsverwaltung – digital	Vegetationsflächen differenziert nach Ackerland, Grünland, Gartenland, Heide, Moor/Moos, Sumpf/Ried, Wald/Forst, Gehölz, Sonderkultur und vegetationslose Fläche	Für die weiteren Analysen werden die Objektarten „Heide" (4104) und „Moor/Moos" (4105) verwendet. Bei letzterer ist eine Differenzierung zwischen kulturbedingten und naturbedingten Einheiten allenfalls unter zusätzlicher Verwendung standortkundlicher Daten möglich. Die Eignung dieser Daten ist in der Zusammenschau mit den anderen Datenbeständen zu diskutieren. Die Einheit „Sumpf/Ried" sollte für die Analysen nicht weiter verwendet werden, weil darunter nur in Ausnahmefällen kulturbedingte magere Offenlandbiotope fallen. Größtenteils handelt es sich um Biotope nährstoffreicherer Standorte. Die übrigen Einheiten umfassen in der Regel keine kulturbedingten mageren Offenlandbiotope.
Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland – digital	Bodenbedeckungsarten differenziert nach bebauten Flächen, landwirtschaftlichen Flächen, Wäldern und naturnahen Flächen, Feuchtflächen und Wasserflächen (jeweils noch in feinerer Unterteilung)	Die weitere Analyse erfolgt für die zwei relevanten Erfassungseinheiten „Heiden und Moorheiden" (322) sowie „Torfmoore" (412). Eine Differenzierung zwischen naturbedingten und kulturbedingten Offenlandbiotopen erscheint anhand dieser Klassifizierung nicht möglich. Die Eignung dieser Daten ist in der Zusammenschau mit den anderen Datenbeständen zu diskutieren.
Digitales Gelände-Modell (DGM) innerhalb des Amtlichen Topografisch-kartografischen Informationssystems (ATKIS) der Vermessungsverwaltung – digital	Geländehöhen und Expositionen	Da die mageren Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland in ihrem Vorkommen weder an bestimmte Geländehöhen noch an bestimmte Expositionen streng gebunden sind, ist die Datengrundlage für die Analysen von nachrangiger Bedeutung.
Bodenkundliche Übersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) des Niedersächsischen Landesamts für Bodenforschung – digital	Bodenarten, Bodentypen, Feuchtestufen	Da die zu untersuchenden Biotope nutzungsbedingt sind, kann aus den Standortverhältnissen nicht eindeutig auf die Existenz entsprechender Biotope geschlossen werden. Anhand der Standortdaten lässt sich jedoch ermitteln, auf welchen Flächen die Entwicklung kulturbedingter magerer Offenlandbiotope potenziell möglich ist.
Karte der potenziellen natürlichen Vegetation auf Basis der BÜK 50 des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie – digital	Vegetationseinheiten der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (PNV) in der Typisierung von *Kaiser & Zacharias* (2003)	Da die zu untersuchenden Biotope nutzungsbedingt sind, kann aus der PNV nicht eindeutig auf die Existenz entsprechender Biotope geschlossen werden. Anhand der PNV-Einheiten lässt sich jedoch ermitteln, auf welchen Flächen die Entwicklung kulturbedingter magerer Offenlandbiotope potenziell möglich ist.
Artenkataster des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie – digital	Rasterverbreitungskarten für in Niedersachsen gefährdete Tier- und Pflanzenarten	Anhand von Tier- und Pflanzenarten mit einer engen Bindung an kulturbedingte magere Offenlandbiotope kann auf die Vorkommen entsprechender Biotope geschlossen werden. Da jedoch in der Regel keine systematisch erfassten Daten landesweit vorliegen und die Lagegenauigkeit der Funde stark schwankt, sind die zu erwartenden Erkenntnisse relativ begrenzt. Es ist davon auszugehen, dass sich anhand der übrigen Datenbestände mit weitaus geringerem Arbeitsaufwand hinreichend sichere Aussagen treffen lassen, so dass auf eine Analyse der Artenkataster verzichtet wird.
Kurhannoversche Landesaufnahme – analog	Vegetationsflächen differenziert nach Garten, Wiese, Weide, Torf-/Wildes Moor, Feld, Kamp, Heide, Holzung, Eichenkamp, Nadelholzkamp, kleiner oder Stühbusch und Bruch (*Hogreve* 1773, siehe auch *Kaiser* 1994)	Aus der Einheit „Heide" lässt sich mit hoher Sicherheit auf kulturbedingte magere Offenlandbiotope trockenerer Standorte schließen, wobei die Einheit neben Zwergstrauchheiden auch Gras- und Staudenfluren trockenerer Standorte umfasst. Aus der Einheit „Torf-/Wildes Moor" lässt sich mit hoher Sicherheit auf magere Offenlandbiotope nasserer Standorte schließen, wobei eine Differenzierung zwischen kulturbedingten und naturbedingten Einheiten nicht möglich ist. Die übrigen Einheiten umfassen in der Regel keine kulturbedingten mageren Offenlandbiotope.
Königlich Preußische Landesaufnahme – analog	Vegetationsflächen differenziert nach Wald (unterteilt in Jungholz/Schonung und Stammholz), Heide, Moor/Bruch/Sumpf, Torfstiche, Wiese, Hutung (graswüchsige Flächen, die der Viehweide dienen) und Ackerland (*Königliche Preußische Landesaufnahme* 1880, siehe auch *Kaiser* 1994)	Aus der Einheit „Heide" lässt sich mit hoher Sicherheit auf kulturbedingte magere Offenlandbiotope trockenerer Standorte schließen, wobei die Einheit neben Zwergstrauchheiden auch Gras- und Staudenfluren trockenerer Standorte umfasst. Aus der Einheit „Moor/Bruch/Sumpf" lässt sich mit hoher Sicherheit auf magere Offenlandbiotope nasserer Standorte schließen, wobei allerdings weder eine Differenzierung zwischen kulturbedingten und naturbedingten Einheiten noch eine Unterscheidung der Einheiten hinsichtlich des Nährstoffreichtums der Standorte möglich ist, so dass Rückschlüsse auf mageres Offenland allenfalls unter zusätzlicher Verwendung standortkundlicher Daten möglich ist. Die übrigen Einheiten umfassen in der Regel keine kulturbedingten mageren Offenlandbiotope.

Von den insgesamt acht Datengrundlagen erscheinen drei als für die **Ermittlung des aktuellen Bestands** (kulturbedingter) magerer Offenlandbiotope geeignet. Da diese Daten unabhängig voneinander erhoben wurden, werden sie zunächst auch unabhängig voneinander ausgewertet, um auf diese Weise herausarbeiten zu können, inwieweit anhand der Quellen ähnliche Ergebnisse zu erzielen sind.

Dies sind

- die **Biotopkartierung** des Landes Niedersachsen (Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen der Fachbehörde für Naturschutz) mit Stand Juni 2003, verfügbar auf dem Geodatenserver des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie (NLÖ),
- als Bestandteil des Amtlichen Topografisch-Kartografischen Informations Systems (ATKIS) das **Digitale Landschaftsmodell** im Maßstab 1:25.000 (DLM) in der zweiten Realisierungsstufe, vertrieben durch die Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen (LGN),
- die **Daten zur Bodenbedeckung** für die Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:100.000 (CORINE Landcover-Daten) mit Stand 1997, vertrieben durch das Statistische Bundesamt.

Es stellt sich die Frage, welcher dieser Datenbestände die Realität am besten abbildet, bzw. inwieweit sich diese Datenbestände voneinander unterscheiden. Nach *Kalies* et al. (2003: 105) liefern die Biotopkartierungen der Länder die exaktesten Informationen, liegen allerdings in einigen Ländern nicht oder nicht in einem ausreichenden Maßstab vor, um länderübergreifende Flächenanalysen zu ermöglichen. Dementsprechend böten die Daten zur Bodenbedeckung eine Alternative, da sie in einem noch akzeptablen Maßstab vorlägen (*Kalies* et al. 2003). Eine ebenfalls hohe Genauigkeit ist beim DLM anzunehmen, dessen Erstellung auf der Deutschen Grundkarte 1:5.000 (DGK 5) in Verbindung mit Luftbildern basiert.

Um die Frage zu klären, wie vollständig die ausgewertete landesweite Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche die mageren Offenlandbiotope abdeckt, erfolgt eine vergleichende Detailbetrachtung für den etwa 1.460 km² großen und in der östlichen Lüneburger Heide gelegenen Landkreis Uelzen. Für diesen Landkreis wurde eine flächendeckende Kartierung der besonders geschützten Biotope durchgeführt (*Kaiser* et al. 1995). Anhand einer Gegenüberstellung der im Rahmen der landesweiten Kartierung erfassten Heiden und Magerrasen und den im Rahmen der Kartierung geschützter Biotope festgestellten Flächen lässt sich der Erfassungsgrad der landesweiten Kartierung abschätzen. Für Moorbiotope ist eine vergleichbare Gegenüberstellung nicht möglich, weil Pfeifengras-Degenerationsstadien im Rahmen der Kartierung der besonders geschützten Biotope nicht mit erfasst wurden.

Vier der in Tabelle 1 zusammengestellten Datengrundlagen sind für die **Ermittlung des Entwicklungspotenzials** kulturbedingter magerer Offenlandbiotope geeignet. Hierbei lassen sich zwei unterschiedliche Arbeitsansätze wählen. Beim historischen Ansatz wird anhand historischer Kartenwerke und ergänzender standortkundlicher Daten die ehemalige Verbreitung der Offenlandbiotope ermittelt. Die Kurhannoversche Landesaufnahme repräsentiert in etwa den Zeitraum einer maximalen Ausdehnung entsprechender Biotope bei gleichzeitig hoher Lagegenauigkeit der Flächen (*Kaiser* 1994), so dass dieses Kartenwerk für die historische Herangehensweise besonders geeignet ist. Bei dem historischen Ansatz ist einschränkend zu berücksichtigen, dass unter Umständen in den letzten 200 bis 250 Jahren irreversible Standortveränderungen eingetreten sind, so dass aus dem historischen Vorkommen nicht mit Sicherheit auf ein aktuelles Entwicklungspotenzial für magere Offenlandbiotope geschlossen werden kann. Allerdings dürfte der Flächenanteil entsprechend veränderter Standorte vergleichsweise gering sein.

Der zweite Ansatz geht von den derzeitigen Standortverhältnissen aus, die direkt aus der Bodenkarte oder indirekt aus den Einheiten der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation ablesbar sind. Dieser Ansatz kann allerdings in Teilen zu einem Flächenzuschnitt führen, der der historischen Tradition der Verbreitung magerer Offenlandbiotope widerspricht, da beispielsweise auch für kontinuierlich bewaldete Flächen ein entsprechendes Entwicklungspotenzial bestehen kann.

3 Bestand an mageren Offenlandbiotopen im niedersächsischen Tiefland

3.1 Flächenangaben gemäß der landesweiten Biotopkartierung

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über den aktuellen Bestand an kulturbedingten mageren Offenlandbiotopen im nieder-

Tab. 2: Kulturbedingte magere Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland nach den Ergebnissen der landesweiten Biotopkartierung des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie (2. Kartierdurchgang).

Biotoptypisierung nach *v. Drachenfels & Mey* (1990)

Biotoptyp	Fläche [ha]	Prozentanteil am Betrachtungsraum
Sandheiden (HC)	**11.677**	**0,30**
Magerrasen	**2.731**	**0,07**
Borstgrasrasen (RN)	459	0,01
Sandtrockenrasen (RS)	1.400	0,04
Halbtrockenrasen (RH)	1	< 0,01
sonstige Trockenbiotope (RY)	872	0,02
Moorrandbereiche	**27.187**	**0,70**
Moorheiden (MZ)	9.574	0,25
Pfeifengras-Degenerationsstadien (MP)	12.304	0,32
sonstige Degenerationsstadien (MY)	5.310	0,14
Ruderalfluren (UR)	**13**	**< 0,01**
SUMME	**41.608**	**1,08**

sächsischen Tiefland auf Basis der landesweiten Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche durch das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (*NLÖ* o. J.) (vgl. *v. Drachenfels & Mey* 1990). Bezugsfläche ist das niedersächsische Tiefland in einer Flächenausdehnung von 38.607 km² (Abb. 1). Demnach nehmen etwa 1,08 % des Betrachtungsraums kulturbedingte magere Offenlandbiotope ein. Den größten Anteil daran haben neben Pfeifengras-Degenerationsstadien Sandheiden mit 0,30 % der Fläche des Betrachtungsraums. Im ersten Kartierdurchgang der landesweiten Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche wurden in ganz Niedersachsen nur 9.611 ha Sandheiden, 1.048 ha bodensaure Magerrasen, 5.484 ha Moorheiden und 12.866 ha Hochmoor-Degenerationsstadien erfasst (*v. Drachenfels* et al. 1984). Diese Zahlen verdeutlichen die gründlichere Inventur des zweiten Kartierdurchgangs, der dieser Arbeit zugrunde liegt.

Mit den in Tabelle 3 zusammengefassten Daten wird am Beispiel des Landkreises Uelzen der Erfassungsgrad der landesweiten Biotopkartierung für die Sandheiden und Magerrasen ermittelt. Wiedergegeben sind zunächst die Ergebnisse der landesweiten Biotopkartierung für den Landkreis Uelzen. Der Anteil der Sandheiden und Magerrasen liegt im Landkreis Uelzen unter dem Landesdurchschnitt. Das liegt einerseits an dem nur geringen Anteil großer zusammenhängender Offenlandflächen, wie sie auf militärisch genutzten Flächen und in großen Naturschutzgebieten bestehen, und andererseits an in Teilen des Kreisgebiets überdurchschnittlich fruchtbaren Böden.

Tabelle 3 liefert eine Gegenüberstellung der im Rahmen der landesweiten Kartierung erfassten Heiden und Magerrasen und den tatsächlich im Landkreis vorhandenen Gebieten auf Basis der flächendeckend durchgeführten Kartierung der besonders geschützten Biotope. Es wird deutlich, dass im Rahmen der landesweiten Kartierung etwa 96 % der Heiden, aber nur 25 % der Magerrasenfläche des Landkreises Uelzen erfasst wurde. Bei der landesweiten Kartierung vernachlässigt wurden in erster Linie Flächen, denen aufgrund ihrer geringen Größe keine landesweite Bedeutung beizumessen ist (vergleiche *v. Drachenfels & Mey* 1990). Dieses wird daran deutlich, dass im Rahmen der landesweiten Kartierung bei den Heiden trotz eines Erfassungsgrads von 96 % nur 10 % aller Einzelflächen berücksichtigt wurden. Bei den Magerrasen wurden nur knapp 6 % der Einzelflächen erfasst. Viele dieser nicht erfassten Flächen haben Flächengrößen von nur wenigen 100 bis 1.000 Quadratmetern. Es handelt sich beispielsweise um schmale Heide- und Magerrasensäume an Wegen oder Waldrändern. Der deutlich geringere Erfassungsgrad des Flächenanteils bei den Magerrasen im Rahmen der landesweiten Kartierung erklärt sich daraus, dass es sich bei den nicht berücksichtigten Flächen vielfach um junge Entwicklungsstadien handelt und um solche, die den Kriterien der landesweiten Biotopkartierung nicht entsprechen. Es befinden sich darunter beispielsweise viele junge Magerrasen auf brachgefallenen Sandäckern und auf ruderalisierten Standorten (beispielsweise Bahngelände). Die geschilderte Situation dürfte weitgehend auf andere Teile des niedersächsischen Tieflands übertragbar sein, so dass davon auszugehen ist, dass die Heiden im Rahmen der landesweiten Kartierung hinsichtlich ihrer Fläche bereits zu einem sehr hohen Prozentsatz erfasst sind, hinsichtlich der Anzahl der Einzelflächen dagegen nur zu einem geringen Prozentsatz. Bei den Magerrasen dürfte die tatsächliche Fläche erheblich größer sein, als im Rahmen der landesweiten Kartierung erfasst.

Geht man davon aus, dass trotz naturräumlicher Unterschiede in anderen Landkreisen die im Landkreis Uelzen festgestellten Erfassungsgrade auf den gesamten Bezugsraum übertragbar sind, und korrigiert man die in Tabelle 2 aufgeführten Flächenwerte für Sandheiden, Borstgrasrasen und Sandtrockenrasen entsprechend, so erhält man eine Gesamtfläche für magere Offenlandbiotope von 47.906 ha, das sind 1,24 % der Gesamtfläche des Bezugsraums.

Tab. 3: Erfassungsgrad der landesweiten Kartierung in Bezug auf Heiden und Magerrasen am Beispiel des Landkreises Uelzen (Quellen: NLÖ *o. J. sowie* Kaiser *et al. 1995).*

Biotoptyp	Ergebnis der Detailkartierung besonders geschützter Biotope			Ergebnis der landesweiten Biotopkartierung			Erfassungsgrad der landesweiten Kartierung
	Anzahl	Fläche (ha)	Prozentanteil	Anzahl	Fläche (ha)	Prozentanteil	(% der Fläche)
Sandheiden (HC)	176	899	0,62	18	864	0,59	96
Borstgrasrasen (RN)	14	12	0,01	5	3	< 0,01	25
Sandtrockenrasen (RS)	214	62	0,04	8	15	0,01	24
SUMME	**404**	**973**	**0,67**	**31**	**882**	**< 0,60**	**91**

Tab. 4: Magere Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland nach Daten des Digitalen Landschaftsmodells.

	Objektart „Heide" (4104)	Objektart „Moor/Moos" (4105)	Summe der Objektarten
Anzahl Einzelflächen	7.553	13.925	21.478
Flächensumme	28.037,73 ha	57.949,61 ha	85.987,34 ha

3.2 Flächenangaben nach den Daten des Digitalen Landschaftsmodells (DLM)

Eine GIS-gestützte Flächenberechnung der Objektarten „Heide" (4104) und

„Moor/Moos" (4105) des DLM liefert die in Tabelle 4 dargestellten Werte. Bei der Anzahl der Einzelflächen ist zu beachten, dass einige Einzelflächen Relikte des rechnergestützten Verschneidungsprozesses darstellen.

Es sei darauf hingewiesen, dass eine Differenzierung der Objektart „Moor/Moos" in Natur- und Kulturbiotope nach den Untersuchungen zur Erarbeitung einer Karte der potenziellen natürlichen Vegetation für Niedersachsen von *Kaiser & Zacharias* (2003) auch bei Verschneidung mit den Daten der Bodenkundlichen Übersichtskarte, Maßstab 1:50.000, nicht sicher möglich ist.

Den vorstehenden Berechnungen zufolge haben Heide-Lebensräume einen Anteil von 0,73 %, Moor-Lebensräume einen Anteil von 1,50 % am Bezugsraum. In der Summe nehmen magere Offenlandbiotope danach einen Anteil von 2,23 % am niedersächsischen Tiefland ein.

3.3 Flächenangaben gemäß den Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland

Eine Auswertung der Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland ergibt die in Tabelle 5 dargestellten Werte.

Eine Differenzierung zwischen kulturbedingten und naturbedingten Offenlandbiotopen ist auch hier nicht möglich.

Mit 15.738 ha nehmen die Heiden und Moorheiden einen Anteil von 0,41 % am Bezugsraum ein, die Torfmoore mit 67.556 ha einen Anteil von 1,75 %. In der Summe entspricht dies einem Anteil magerer Offenlandschaften von 2,16 %.

3.4 Vergleich und Interpretation der Ergebnisse

In der Gesamtbetrachtung aller kultur- und naturbedingten, trockenen und feuchten Offenlandbiotope ist deren Gesamtbestand nach DLM und Daten zur Bodenbedeckung mit etwa 83.000 bis 85.000 ha etwa doppelt so groß wie nach der Biotopkartierung mit 42.000 bis 47.000 ha. Diese überraschend große Differenz ist nicht ohne weiteres zu erklären.

Erklärungsansätze finden sich, wenn die Ergebnisse differenziert nach (Sand-) Heiden und nach Mooren (incl. Moorheiden und Degenerationsstadien) betrachtet werden (Tab. 6). Für die Magerrasen können keine entsprechenden Vergleiche gezogen werden, da weder das DLM noch die Daten zur Bodenbedeckung eine diesbezügliche Klassifizierung vorsehen.

Es zeigt sich, dass die flächenmäßigen Differenzen vorwiegend durch die Moorklassifizierung bedingt sind (ca. 30.000 bis 40.000 ha). Trotz der Erfassungsuntergrenze bei den Daten zur Bodenbedeckung von 25 ha liegt hier die Gesamtfläche an Mooren deutlich über derjenigen des DLM. Eine Verschneidung beider Datensätze zeigt jedoch, dass die tatsächliche Schnittfläche der sowohl als „Moor/Moos" nach DLM als auch als „Torfmoor" nach Bodenbedeckungsdaten klassifizierten Lebensräume nur bei 30.750 ha liegt. Allein 23.644 ha der als „Torfmoor" klassifizierten Fläche entsprechen Torfabbauflächen nach DLM (Objektart 2301). Weitere ca. 10.000 ha entsprechen Grünland (4102), Wald (4107) und Acker (4101) nach DLM-Klassifizierung. Andersherum werden über 20.000 ha der nach DLM als „Moor/Moos" klassifizierten Fläche durch landwirtschaftlich genutzte Flächen und Wälder nach den Daten zur Bodenbedeckung erklärt.

Eine entsprechende Verschneidung mit den Daten der landesweiten Biotopkartierung kann nicht durchgeführt werden, da im diesbezüglichen Geodatenbestand mehrere Biotoptypen in einem Polygon zusammengefasst sind, so dass keine biotoptypenbezogene, flächenscharfe Abgrenzung möglich ist. Bei einer exemplarisch am Landkreis Celle durchgeführten Betrachtung kommen die Autoren zu dem Schluss, dass ein erheblicher Anteil (vermutlich etwa 50 %) der nach DLM als „Moor/Moos" klassifizierten Fläche tatsächlich nicht Hochmoor im Sinne der landesweiten Biotopkartierung ist. Vielmehr finden sich an diesen Stellen Niedermoore, Sümpfe, Grünlandbrachen und feuchte Ruderalfluren.

Ganz überwiegend aufgrund der hohen Anteile von Torfabbauflächen, aber auch von land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen an den per Satellit erfassten Moorflächen ist die tatsächliche Anzahl der noch vorhandenen Flächen naturnaher Moore und ihrer Degenerationsstadien also als deutlich geringer anzunehmen. Das *Nieder-*

Tab. 5: Magere Offenlandbiotope nach den Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland.

	Erfassungseinheit „Heiden und Moorheiden" (322)	Erfassungseinheit „Torfmoore" (412)	Summe der Erfassungseinheiten
Anzahl Einzelflächen	106	349	455
Flächensumme	15.737,52 ha	67.555,72 ha	83.293,24 ha

Tab. 6: Differenzierte Betrachtung der Heiden und Moore.

Kategorie	Datenquelle	Klassifizierung	Fläche (ha)
Heiden[1]	Biotopkartierung	HC	11.677
	DLM	4104	28.038
	Daten zur Bodenbedeckung	322	15.738
Moore[1]	Biotopkartierung	MZ, MP, MY	27.187
	DLM	4105	57.950
	Daten zur Bodenbedeckung	412	67.556

[1] Die Zuordnung der verschiedenen Geodatenbestände zu diesen beiden Klassen ist nur bedingt möglich, da beim DLM nach dem Objektartenkatalog unklar ist, ob Moorheiden eher der Objektart „Heide" oder „Moor/Moos" zuzuordnen sind. Die Definition der Heide-Objektart lautet: „Meist sandige Fläche mit typischen Sträuchern, Gräsern und geringwertigem Baumbestand", die der Moor-Objektart: „Unkultivierte Fläche, deren obere Schicht aus vertorften oder zersetzten Pflanzenresten besteht". Ebenso geht in diese Rechnung nicht mit ein der Bestand an natürlichen Hochmooren (MH) nach der landesweiten Biotopkartierung, der mit ca. 878 ha allerdings unter 5 % der Gesamtfläche der hier den Mooren zugeordneten Biotoptypen MZ, MP und MY ausmacht.

sächsische Umweltministerium (1997: 41), das sich im Rahmen des Niedersächsischen Moorschutzprogramms ebenfalls mit dieser Problematik beschäftigt hat, kommt auf Flächenanteile von ca. 26.195 ha an Degenerations- und Regenerationsstadien von Hochmooren. Die Flächenangaben der landesweiten Biotopkartierung erscheinen demnach als sehr plausibel.

Hinsichtlich der (Sand-)Heide-Lebensräume sind die Abweichungen zwischen den Geodatenbeständen geringer (ca. 4.000 bis 17.000 ha).

Die gegenüber der landesweiten Biotopkartierung höheren Flächenanteile nach den Daten zur Bodenbedeckung könnten zum einen dadurch erklärt werden, dass hier laut Erfassungseinheit explizit auch Moorheiden mit erfasst sind. Weiterhin fällt für den exemplarisch detaillierter betrachteten Landkreis Celle auf, dass die per Satellit abgegrenzten Flächen fast immer größer als die tatsächlich vorhandenen Heideflächen sind. Eine Verschneidung mit den Daten des DLM zeigt weiterhin, dass ca. 2.500 ha der per Satellit als Heide klassifizierten Fläche dort als Wald bzw. Grünland klassifiziert werden. Allerdings ist auch zu bedenken, dass wegen der Erfassungsuntergrenze von 25 ha viele der kleinen Heideflächen durch die Satellitendaten nicht mit erfasst sind.

Bei einer Verschneidung der Satellitendaten mit den DLM-Daten fällt auf, dass die gemeinsame Schnittfläche der jeweiligen Heide-Objektarten bei 11.800 ha liegt. Die deutliche Flächendifferenz der DLM-Daten zu dieser gemeinsamen Schnittfläche wird vor allem dadurch erklärt, dass viele der nach DLM klassifizierten Heiden Nadelwälder, natürliches Grünland und nicht bewässertes Ackerland nach den Daten zur Bodenbedeckung darstellen (ca. 10.000 ha). Dies deckt sich mit Beobachtungen der Autoren aus dem Landkreis Celle, wo zusätzlich vor allem Ruderalfluren sowie halbruderale Gras- und Staudenfluren (z.B. rekultivierte Mülldeponie) oder Sandflächen (Bodenabbauflächen) durch das DLM als Heiden klassifiziert werden. Auffällig ist, dass auch diverse Pionierwälder, die auf ehemaligen Heideflächen stocken, als Heideflächen klassifiziert werden.

In der Gesamtbetrachtung der Überlegungen erscheint es als sinnvoll, bei großräumigen Planungen mit kulturbedingten Offenlandbiotopen zukünftig von den Flächenangaben auszugehen, die aus der landesweiten Biotopkartierung resultieren, also ca. 42.000 bis 47.000 ha bestehender Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland. Es hat sich gezeigt, dass sowohl das DLM als auch die Daten zur Bodenbedeckung den tatsächlichen Bestand an Offenlandbiotopen vermutlich leicht bis deutlich zu Lasten von Pionierwäldern, landwirtschaftlich genutzten Flächen, ruderalisierten Standorten sowie – im Falle der Moore – Torfabbauflächen überschätzen. Planungen für Offenlandbiotope sollten die genannten Geodatenbestände also nicht ohne Überprüfung übernehmen.

4 Theoretisches Entwicklungspotenzial für magere Offenlandbiotope

Mit der aus der Kurhannoverschen Landesaufnahme oder der Königlich Preußischen Landesaufnahme abgeleiteten Verbreitung kulturbedingter magerer Offenlandbiotope in den letzten 200 bis 250 Jahren beschäftigen sich unter anderem *Völksen* (1984), *Heckenroth* (1985), *Kaiser* (1994) sowie *Leuschner & Immenroth* (1994). Es ist überschlägig von einer Fläche von deutlich mehr als 1.000.000 ha auszugehen, die von derartigen Biotopen im niedersächsischen Tiefland eingenommen wurde. Im Jahre 1878 lag die Fläche noch bei etwa 500.000 ha (*Heckenroth* 1985).

Beim Vergleich der Verbreitung magerer Offenlandbiotope um 1800 (*Heckenroth* 1985) mit der Karte der potenziellen natürlichen Vegetation Niedersachsens (*Kaiser & Zacharias* 2003) wird deutlich, dass entsprechende Biotope im niedersächsischen Tiefland potenziell im Bereich aller PNV-Landschaften mit Ausnahme der Auwald-Komplexe, der Eichen- und Eschen-Mischwälder basenreicher feuchter Standorte, der Marschenwälder, dem Walzenseggen-Erlenbruchwald-Komplex und den Oberflächengewässern auftreten. Mit Ausnahme der folgenden Standorttypen gemäß der BÜK 50 ist demnach das Vorkommen magerer Offenlandbiotope potenziell möglich:

- Gleye, Pseudogley-Gleye, Pseudogleye, Gley-Pseudogleye, Braunerde-Pseudogleye und Umbruchböden bei lehmig-sandigem, lehmigem, schluffigem oder tonigem Substrat, schwach bis mittel feucht,
- Auenböden, Gley-Auenböden, Pseudogley-Auenböden, Auenboden-Pseudogleye, Gleye, Pseudogley-Gleye und Podsol-Gleye der Auen,
- Seemarsch, Brackmarsch, Brackmarsch-Flussmarsch, Flussmarsch, Moormarsch, Organomarsch und Spätmarsch,
- allenfalls sehr gering entwässertes Niedermoor, nass bis offenes Wasser,
- Gewässer.

Unter Abzug der vorgenannten Standorttypen verbleibt nach der BÜK 50 für das niedersächsische Tiefland eine Fläche von 2.798.224 ha, die für die Entwicklung magerer Offenlandbiotope potenziell geeignet ist. Das entspricht einem Anteil von etwa 72,5 % des Betrachtungsraums. Aufgrund anthropogener Standortüberformungen und Eutrophierungen liegt die tatsächliche Fläche potenzieller magerer Offenlandbiotope allerdings um einen gewissen Anteil niedriger. Werden beispielsweise die nach den Daten zur Bodenbedeckung vorhandenen bebauten Flächen (Erfassungseinheit 1) von der Fläche subtrahiert, so verbleibt eine Fläche von 2.650.815 ha, die für magere Offenlandbiotope potenziell geeignet wäre. Für einen weitergehenden Abzug eutrophierter Flächen liegen die erforderlichen Daten nicht vor.

Dem aktuellen Bestand von schätzungsweise etwa 42.000 bis 47.000 ha kulturbedingter magerer Offenlandflächen im niedersächsischen Tiefland steht somit ein Entwicklungspotenzial bei Berücksichtigung der historischen Verbreitung entsprechender Biotope von deutlich mehr als 1.000.000 ha und bei Berücksichtigung des aktuellen Entwicklungspotenzials (ohne bebaute Flächen) von 2.650.815 ha gegenüber. Somit sind derzeit auf weniger als 1,6 bis 1,8 % der potenziell möglichen Fläche kulturbedingte magere Offenlandbiotope vorhanden.

5 Zusammenfassung

Verschiedene Datenquellen werden ausgewertet, um eine Analyse des aktuellen Ist-Bestands und des theoretischen Entwicklungspotenzials kulturbedingter magerer Offenlandbiotope im niedersächsischen Tiefland vorzunehmen. Ein Vergleich der Datenquellen liefert einen aktuellen Bestand dieser Biotope

von 42.000 bis 47.000 ha. Dies entspricht 1,6 bis 1,8 % der theoretisch möglichen Fläche.

Summary

In order to find out the current total area of nutrient-poor open biotopes in northern Lower Saxony and their theoretical development potential, different data sources are investigated. A comparison of these sources leads to the conclusion that there are 42.000 to 47.000 ha of these biotopes in the region considered, equalling 1,6 to 1,8 % of the area which could theoretically be dominated by them.

Danksagung

Dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (Frau Möller) danken wir für die Bereitstellung der Ergebnisse der landesweiten Biotopkartierung, dem Landkreis Uelzen für die Erlaubnis, die in seinem Auftrage erhobenen Daten zu geschützten Biotopen im Rahmen des Forschungsprojekts auswerten zu dürfen. Darüber hinaus geht unser Dank an das Bundesamt für Naturschutz bzw. an das Bundesamt für Statistik für die Bereitstellung der Naturraum-Grenzen bzw. der Daten zur Bodenbedeckung, einschließlich der projektbezogenen Nutzungsrechte dieser Daten.

Literatur

Diemont, W. H., Jansen, J., 2003: The blessing of the commons. – In: *NNA, Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz* (ed.): 8th European Heathland Workshop. Abstracts of talks and posters. – Schneverdingen, 10–11 [unveröffentlicht].

Drachenfels, O. v., 1996: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 34, 146 S.

Drachenfels, O. v., Mey, H., 1990: Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/3, 103 S.

Drachenfels, O. v., Mey, H., Miotk, P., 1984: Naturschutzatlas Niedersachsen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 13, 267 S.

Heckenroth, H., 1985: Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 14, 428 S.

Hogreve, J. L., 1773: Praktische Anweisung zur topographischen Vermessung eines ganzen Landes. – Hannover.

Kaiser, T., 1994: Der Landschaftswandel im Landkreis Celle. Zur Bedeutung der historischen Landschaftsanalyse für Landschaftsplanung und Naturschutz. – Beiträge zur räumlichen Planung 38, 417 S.

Kaiser, T., Bullmer, E., Busch, C., Clausnitzer, V., Jeckel, G., Naeder, K., Strege, R., Wesche, K., 1995: Kartierung der nach § 28a und 28b des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes besonders geschützten Biotope im Landkreis Uelzen. – Gutachten im Auftrage des Landkreises Uelzen, ca. 3.000 S., Uelzen [unveröffentlicht].

Kaiser, T., Wohlgemuth, J. O., 2002: Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen; beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 22, 4, 169–242.

Kaiser, T., Zacharias, D., 2003: PNV-Karten für Niedersachsen auf Basis der BÜK 50 – Arbeitshilfe zur Erstellung aktueller Karten der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation anhand der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23, 1, 1–60.

Kalies, M., Scholle, D., Kaule, G., 2003: Flächenanalyse zur Einrichtung großflächiger extensiver Weidesysteme in Deutschland. – Natur und Landschaft 78, 3, 100–108.

Königlich Preußische Landesaufnahme, 1880: Muster-Blätter für die topographischen Karten der Königlich Preußischen Landes-Aufnahme. – Berlin.

Leuschner, C., Immenroth, J., 1994: Landschaftsveränderungen in der Lüneburger Heide 1770–1985. Dokumentation und Bilanzierung auf der Grundlage historischer Karten. – Archiv für Naturschutz und Landschaftspflege 33, 85–139.

Meynen, E., Schmithüsen, J. (Hrsg.), 1957–1961: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – Bad Godesberg.

Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.), 1997: Umweltmonitoring von Zustand und Nutzung der Hochmoore – Auswertung der Satellitendaten für das Niedersächsische Moorschutzprogramm. – Hannover.

NLÖ – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (o.J.): Karte der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. – Hildesheim.

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E., 1998: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 S.

Völksen, G., 1984: Die Lüneburger Heide. – Aktuelle Themen zur niedersächsischen Landeskunde 3, 52 S.

Anschriften der Verfasser

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgruppe Land & Wasser
Am Amtshof 18
D-29355 Beedenbostel

Dipl.-Umweltwiss. Tobias Keienburg
Alfred Toepfer Akademie
für Naturschutz (NNA)
Hof Möhr
D-29640 Schneverdingen

Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND

von Friedhelm Niemeyer*

1 Das Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor" als Teil der Diepholzer Moorniederung

Das Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor" ist Teil des Naturraums Diepholzer Moorniederung (DHM).

Der Naturraum Diepholzer Moorniederung liegt im Städtedreieck Bremen, Hannover, Osnabrück und umfasst gut 100.000 ha Größe. In der überwiegend landwirtschaftlich genutzten Ebene liegen recht gleichmäßig verteilt 15 Hochmoore von jeweils 1.500 bis 2.000 ha mittlerer Größe (s. Abb. 1).

Die Geestrücken Kellenberg und Kuppendorfer Böhrde ragen als Endmoränen der letzten Eiszeiten aus der ebenen Moorlandschaft heraus. Insgesamt umfassen die Hochmoore der DHM ca. 24.000 ha – nach der geologischen Definition, bei der mindestens 30 cm Hochmoortorf vorhanden sein müssen. Sämtliche Hochmoore in der DHM sind im Laufe der letzten Jahrhunderte entwässert, land- und forstwirtschaftlich kultiviert oder per Hand bzw. industriell zumindest teilabgetorft worden. Die Hochmoore der DHM gehören einzeln und in der Summe betrachtet niedersachsenweit nicht zu den größten Moorkomplexen, doch sind ihre Lagekonstellation zueinander (Vernetzung), ihre hochmoorökologische Substanz und Einbettung in das Umfeld benachbarter Biotoptypen sowie der Umfang und Teilerfolg langjährig durchgeführter Renaturierungsmaßnahmen herausragend.

Die tiefgreifendsten Veränderungen in der „Feuchtgebietslandschaft Diepholzer Moorniederung" erfolgten seit Mitte des vorigen Jahrhunderts. Noch weitgehend intakte Hochmoorflächen wurden industriell abgetorft (z. B. „Rehdener Geestmoor") und im Kulturland die größeren Gewässer (z. B. Große Aue) ausgebaut als Voraussetzung für weitergehende Entwässerungen, Tiefpflügen und Neukultivierung von Moor- und Heideflächen im Einzugsbereich kleinerer Fließgewässer (Nebenvorfluter). Flurbereinigungsverfahren dienten lange ausschließlich diesem Zweck, bevor in den achtziger Jahren Aspekte der Landschaftspflege und des Naturschut-

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

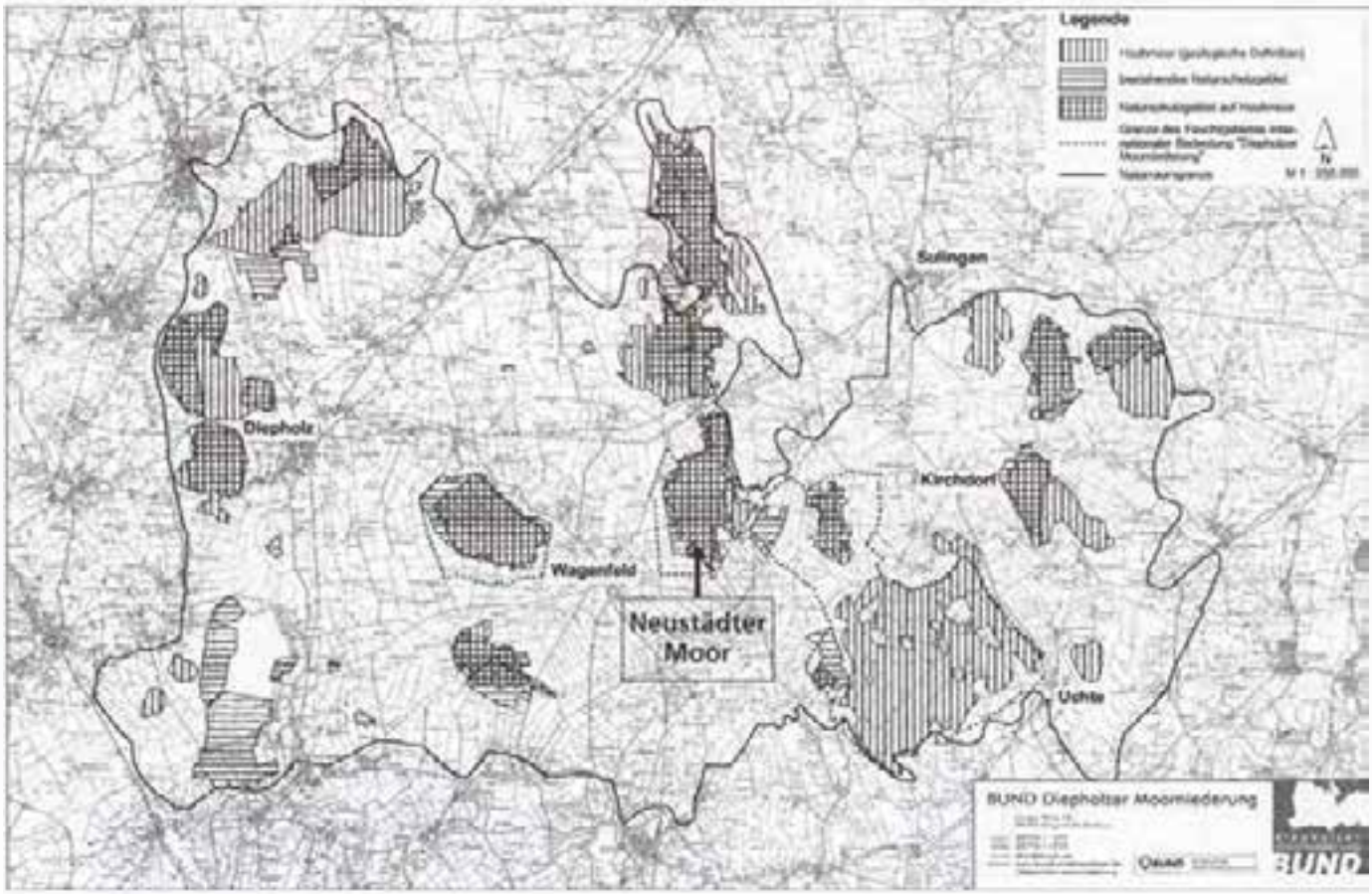


Abb. 1: Naturraum Diepholzer Moorniederung, Naturschutzgebiete und Hochmoore (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage TK 1:100.000, 2004).

zes in den ländlichen Entwicklungsprozess Eingang fanden und in der Praxis berücksichtigt wurden. Auf den verbliebenen relativ wertvollen Restmoorflächen war längst eine Hochmoor-Degenerationsentwicklung ausgelöst worden. Torfmoosbestände (*Spagnum* spec.) und hochmoortypische Begleitpflanzenarten (z. B. *Ericaceen*, *Drosera* spec.) hatten stark abgenommen, wogegen Scheidiges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), Heidearten (Ericaceen), Pfeifengras (*Molinea caerulea*) und Moorbirke (*Betula pubenscens*) z. T. massive Zunahmen aufwiesen. Ein nicht unerheblicher Einfluss wird neben den hydrologisch-bodenbedingten Veränderungen den Nährstoffeinträgen aus der Luft zugewiesen (vgl. *Niemeyer* et al. 2004).

Die avifaunistisch wertvollsten Moorbereiche und ihre Umgebung sind Mitte der 80er Jahre mit ca. 15.000 ha Größe vom Land Niedersachsen als Feuchtgebiet internationaler Bedeutung „Diepholzer Moorniederung" gemäß der Ramsar-Konvention gemeldet worden, darunter das Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor". Schon davor, jedoch insbesondere danach erfolgten durch die Naturschutzverwaltungen umfangreiche Schutzgebietsausweisungen, Flächenankäufe sowie Erstinstandsetzungs- und Pflegemaßnahmen, lokal unterstützt von Naturschutzverbänden wie dem WWF, NABU und BUND. Derzeit sind im Naturraum 15.008 ha als Naturschutzgebiet ausgewiesen inkl. des darin befindlichen Dümmersees und seiner Randmoore. Die in der DHM vom Land Niedersachsen gemeldeten FFH-Gebiete mit 8.683 ha und SPA-Gebiete gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie mit 17.970 ha überlagern sich großflächig. Insgesamt 19.495 ha sind entweder FFH- oder EU-Vogelschutzgebiet oder beides.

Mehr als 7.300 ha Hoch- und Niedermoorlandschaft können als renaturiert bzw. zumindest wiedervernässt angesehen werden (eigene Abschätzung). Das Gesamtpotenzial naturnaher, naturschutzwürdiger Flächen im Naturraum Diepholzer Moorniederung umfasst jedoch ca. 35.000 ha. Davon ist der überwiegende Teil als Offenland anzusprechen.

Innerhalb des dargestellten Rahmens nimmt das Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor" in verschiedener Hinsicht eine Sonderstellung ein. Es liegt im Naturraum zentral, weist die hochmoorökologisch und avifaunistisch wertvollsten Teilbereiche auf, ist das Gebiet mit den ältesten Renaturierungen und hat als einziges Moor einen nicht unterbrochenen Übergang der traditionellen Schafbeweidung von den alten Bauernschäfern zu einer naturschutzbezogenen privaten Landschaftspflegeschäferei.

Von 1979 bis 1992 hat der Landkreis Diepholz im Rahmen eines Projekts „Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung" unter eigener Beteiligung umfangreiche Förderungen des Bundesumweltministeriums eingesetzt, um die Erhaltung und Entwicklung des „Neustädter Moors" nachhaltig zu betreiben (*Daniels & Hallen* 1996). Davor und danach sind gleichlaufende Bemühungen mit Unterstützung des Lands Niedersachsen, vertreten durch die Bezirksregierung Hannover, durchgeführt worden.

Seit 1993 betreut der BUND Landesverband Niedersachsen e.V. mit seinem hauptamtlichen Projekt BUND Diepholzer Moorniederung im Rahmen eines Kooperationsvertrags mit dem Land Niedersachsen die Naturschutzgebiete im „Neustädter Moor" und in Nachbarmooren – auf z. Z. 6.132 ha Gesamtfläche.

Derzeit sind im hochmoorgeologisch gemessen 1.580 ha großen „Neustädter Moor" 1.477 ha als Naturschutzgebiet ausgewiesen: „Neustädter Moor", 238 ha; „Neustädter Moor II", 375 ha; „Neustädter Moor – Regenerationsgebiet", 710 ha; „Wiesengebiet Neustädter Moor", 155 ha. Eine Erweiterung der Naturschutzgebietsausweisung auf ca. 2.200 ha ist geplant.

2 Entwicklung von Schafhaltung und Weidemanagement in der Diepholzer Moorniederung

Die Haltung von genügsamen Schafen, den Heidschnucken, war jahrhundertelang eine wichtige Voraussetzung für das Überleben der Einwohner in diesem von den Bodenverhältnissen her sehr armen Standorten. Hoch- und Niedermoore, vor allem jedoch nährstoffarme Podsolböden mit zeitweise hohen Grundwasserständen prägten das Bild. Bevorzugte Siedlungspunkte lagen am Rand der größeren Niederungsflüsse Hunte und Große Aue, wo gewisse Nährstoffzuführungen infolge von Überschwemmungen (u. a. aus dem Nordrand des Wiehengebirges) zu relativ produktiven Standorten geführt hatte (Heuwiesen). Die weit verbreiteten Bauernschäfer, d. h. Bauern, an deren Höfe eine Hüteschafhaltung angegliedert war, nutzten nicht nur Fleisch und Wolle der Heidschnucken, sondern vor allem deren Dünger. Den brauchten sie für die Bewirtschaftung ihrer kleinen Ackerflächen. Die Beweidung von Mineralbodenstandorten dürfte lange Zeit überwogen haben. Nur zu bestimmten Zeiten wurden auch Moorränder und Moore beweidet. Mit Verbreitung des Mineraldüngers, Kultivierung zunächst der hofnahen mineralischen Heidestandorte, Privatisierung der letzten Allmenden und schließlich Preisverfall für Schafprodukte (Fleisch, Wolle) wurde die Heidschnuckenhaltung immer schwieriger. Sie lohnte sich wirtschaftlich kaum noch. Die letzten Schäfer waren von den mineralischen Heidestandorten immer mehr auf die Moorflächen verdrängt worden.

Die traditionelle Beweidung der Hochmoore und ihrer Randgebiete hatte sich in der DHM in der Zeit des geringsten Schafbestands in den siebziger Jahren auf drei Moore reduziert, bevor sie aus Naturschutzgründen und mit Unterstützung der Naturschutzverwaltung in vier Mooren wieder eingerichtet werden konnte. Heute existieren sieben Hüteschafherden in der DHM, davon aufgrund ihrer Größe zwei mit doppeltem „Arbeitsmaß", so dass mit neun Herden gerechnet werden kann.

Nachdem die Moorschnucke als unerlässlich für die Offenhaltung von Moorflächen erkannt worden war, wurde sie in die Naturschutzarbeit zur Renaturierung von Hochmooren integriert. Dabei spielte die Beweidungstradition in den einzelnen Mooren eine große Rolle. Bei früherer Tradition und nach wie vor günstigen Voraussetzungen (Futterflächen, Infrastruktur, Stallstandort) lag der Wiederaufbau von Herdenstandorten nahe und wurde von verschiedenen Trägern (Privatpersonen, private Stiftung, soziale Einrichtung) durchgeführt (Beispiele „Rehdener Geestmoor", „Oppenweher Moor", Nördliches u. Mittleres Wietingsmoor), bei Mooren ohne diese Tradition (Beispiel „Diepholzer Moor") nicht.

Die Moorschnuckenbeweidung zum Zwecke des Natur-/Moorschutzes soll die Vorteile dieser schonenden Landschaftspflege maximieren und die vorhandenen Nachteile minimieren. Unerlässlich ist dabei die enge Zusammenarbeit zwischen Naturschutzverwaltung und Naturschutzfachkräften vor Ort einerseits und den Schafhaltern und Schäfern andererseits, damit sich naturschutzfachliche Konzepte in Beweidungsplänen und einem kontinuierlichen Erfahrungsaustausch bzw. einer Beratung während der Beweidungssaison niederschlagen können. Zwischen den Anforderungen des Naturschutzes und des Wirtschaftsbetriebs Schäferei müssen stets auch Kompromisse gefunden werden. Auf beiden Seiten existieren allerdings Anforderungen, die nicht kompromissfähig sind, was den Sinn und Erfolg des Gesamtkonzepts aber nicht in Frage stellt.

Im Rahmen der Gebietsbetreuung erstellt der BUND Diepholzer Moorniederung jährlich in fünf Moorgebieten für sechs Schafherden aktualisierte an Zielen des Naturschutzes orientierte Beweidungspläne, die in Abstimmung mit der Oberen Naturschutzverwaltung den Schäfereien zur Orientierung und Beachtung an die Hand gegeben werden. In drei weiteren Mooren/Moorteilen mit kurzzeitigen Beweidungsperioden werden kleinere Beweidungskonzepte erstellt und fortgeführt. Während der Beweidungssaison erfolgt eine naturschutzfachliche Betreuung/Beratung der Schäfereien. Meist werden nach Abschluss der Hauptweidesaison im Herbst eine „Weideflächenabnahme" durchgeführt und ein Abschlussbericht angefertigt, zumal die Schafbeweidung i. d. R. mit öffentlichen Mitteln des Landes und der EU gefördert wird und daher eine Erfolgskontrolle erforderlich ist.

Im Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor", einem der beiden größten Herdenstandorte, erfolgt die Beweidung mit dem Ziel Naturschutz seit 1976. In der privaten Schäferei werden die bodenständigen Moorschnucken aufgrund ihrer Anpassungen und Genügsamkeit bei der Moorbeweidung eingesetzt. Die Bezeichnung „Moorschnucke" entstand in dieser Zeit, da die – seinerzeit noch vom Aussterben bedrohte – Schafrasse mit der offiziellen Bezeichnung „Weiße hornlose Heidschnucke" ihre Futtergrundlage überwiegend in den verbliebenen Mooren findet und sich von der „Grauen gehörnten Heidschnucke" der Lüneburger Heide deutlich unterscheiden lässt. Der Begriff Moorschnucke war letztlich sehr identitätsfördernd und trug zu einer guten Vermarktung bei.

Die drei Moorschnuckenschäfereien im „Rehdener Geestmoor", „Mittleren Wietingsmoor" und „Neustädter Moor" haben sich in Zusammenarbeit mit der Marketinggesellschaft Niedersächsischer Agrarprodukte e.V. das Wort-Bild-Zeichen „Diepholzer Moorschnucke" EU-weit schützen lassen.

3 Neuere und neueste Entwicklung der Pflegeverfahren

3.1 Beweidung

Die Hüteschafbeweidung mit Moorschnucken (aber auch gemischtrassigen Herden, die aus bodenständigen Heidschnucken hervorgegangen sind) ist seit Jahren unerlässlicher Bestandteil einer Vielzahl verschiedener Instandsetzungs- und Pflegemaßnahmen zur Renaturierung von Hochmooren und ihrer Randgebiete in der DHM. Da die meisten Flächen bereits als Naturschutzgebiet oder Bestandteil des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 ausgewiesen sind, ist eine Schafbeweidung nur noch unter Naturschutzgesichtspunkten möglich. Sie wird mit Hilfe von Beweidungsplänen und einer Fachbetreuung während der Hauptweidesaison begleitet.

Im Beweidungsplan werden die nicht kultivierten Flächen im Moor und auf Mineralboden in drei Beweidungsprioritäten eingeteilt dargestellt.

In der ersten Priorität gilt es, insbesondere die im Winter zuvor entbirkten, gemulchten oder kontrolliert gebrannten Flächen intensiv zu beweiden, zusätzlich auch Jungbirkenbestände. Hiermit kann die Nachhaltigkeit der vorausgegangenen Maßnahmen sichergestellt werden. Ist dieses Ziel weitgehend erreicht, soll der Schäfer in die zweiten Prioritätsflächen ziehen, wo ältere Pflegeflächen enthalten sind. Danach folgt die dritte Priorität, die aus Naturschutzsicht geringere Bedeutung hat und gelegentlich mangels Beweidungskapazitäten vorübergehend nicht mehr beweidet wird. In den Prioritäten wird der Beweidungsschwerpunkt „Birkenbeweidung" gesondert hervorgehoben. Nach einer erfolgten Vorbereitung wie Entbirken, Mulchen oder kontrolliertem Brennen können dritte Prioritätsflächen zumindest für ein Jahr wieder in die erste Priorität wechseln.

Aus avifaunistischen oder anderen Gründen besonders empfindliche Teilflächen werden zeitweise von der Beweidung ausgenommen, meist von April bis 15. Juni (Brutzeit). Ehemalige Grünland- und Ackerflächen, die aufgrund der Vernässung und Aushagerung nicht mehr auskömmlich bewirtschaftet werden können, laufen als Beweidungsflächen im Plan mit. Naturschutzfachlich notwendige mechanische Pflegemaßnahmen werden in diesen Fällen gesondert veranlasst und unterliegen nicht der Pflicht der Schäferei.

Für größere Besenheideflächen auf Mineralboden (Sandheiden) am „Neustädter Moor" gilt von März bis September ein Beweidungsausschluss. Dies dient der ungestörten Erholung der Sandheide, der vollen Entwicklung der Heideblüte und dem Schutz der auf Sandheide spezialisierten und z. T. stark bestandsgefährdeten Nachtfalter wie z. B. *Aporophyla lueneburgensis* (*Rohlfs* 1989). Gleichzeitig sichern sich die Schäfereien wichtige Futterreserven für den Winter, wenn die Besenheide intensiv verbissen wird. In welchem Größenverhältnis die genannten Beweidungsflächen-Kategorien zueinander stehen, ist Tabelle 1 zu entnehmen.

Während der Hauptweidezeit von März bis September werden als Futterpflanzen im März/April Blüten und Halme des Scheidigen und Schmalblättrigen Wollgrases (*Eriophorum vaginatum* und *E. angustifolium*) und ab Ende April bis September Birkenblätter und -triebe (*Betula pubescens*) sowie Pfeifengras (*Molinea caerulea*) verbissen. Gleichzeitig nehmen die Schafe in geringeren Mengen sonstige Süß- und Sauergräser, Besenheide, Blätter, Farne und Pilze auf. Ein gewisser Futterengpass entsteht im Frühjahr im Moor, wenn die Wollgrasblüten als Massenfutter nicht mehr und Birke bzw. Pfeifengras noch nicht hinreichend zur Verfügung stehen. In dieser Zeit fungieren bestimmte Grünlandflächen als Ausgleich (Vorweide). Fallen die Hauptfutterpflanzen Birke und Pfeifengras im Herbst aus, setzt die Beweidung der Besenheide in Verbindung mit Grünland

Tab. 1: Flächengrößen der Beweidungsflächen-Kategorien im „Neustädter Moor" 2003.

	Fläche in ha	Summen	Gesamtfläche
I. Priorität	61,9		
I. Priorität, Schwerpunkt Birkenbeweidung	30,5		
I. Priorität, ab 15.06.	38,8		
Summe I. Priorität		**131,2**	
II. Priorität	130,7		
II. Priorität, Schwerpunkt Birkenbeweidung	139,0		
II. Priorität, ab 15.06.	35,3		
Summe II. Priorität		**305,0**	
III. Priorität	145,2		
III. Priorität, Schwerpunkt Birkenbeweidung	21,7		
III. Priorität, ab 15.06.	147,0		
Summe III. Priorität		**313,9**	
schonende Beweidung ab Okt. (Sandheiden)	50,8	**50,8**	
Grünlandflächen, nur Abweiden, keine Pflichtflächen zur mechanischen Pflege der Schäferei	65,8	**65,8**	
Beweidungsfläche		**866,7**	
Gesamtfläche inkl. Wald, Wasser, Schwingrasen, Kulturland			**1.442,50**

ein. Mit Verbiss des Wollgrases im Verlauf des Februars schließt sich der Futterverlaufkreis des Jahres. Im Winter ab Dezember und vor allem von Ende Februar bis Mitte April, wenn die Lammzeit läuft, werden Heu und vorübergehend etwas Hafer aus eigenem Anbau für die laktierenden Mutterschafe zugefüttert. Das Heu wird unter Beachtung von Bewirtschaftungsauflagen auf den in öffentlicher Hand befindlichen Grünlandflächen am Moorrand geworben.

Die Führung der Herde tagsüber und nächtliche Ablage erfolgen so, dass Nährstoffanreicherungen im Moor oder auf anderen nicht kultivierten Standorten weitestmöglich vermieden werden. Ziel ist, einen möglichst großen Nährstofftransfer aus dem Moor (und der Heide, dem Magerrasen) in den Stall oder auf das Grünland herbeizuführen. Der Beweidungsplan beinhaltet auch Angaben zur Grünlandnutzung mit Schafen, d. h. er sagt aus, wo im Frühjahr eine Vorweide stattfinden kann, wo ganzjährig beweidet wird, wo eine Aushagerung bezweckt ist und wo die Herde übernachten und dabei einen Düngeeffekt bewirken darf. Nächtliche Pferchflächen werden i. d. R. nur da zugelassen, wo über einen Heuschnitt Nährstoffe wiederausgetragen werden können. Der Pferchplatz pro Schaf und Nacht auf Grünland liegt zwischen 1 und 2 qm, wobei eher 2 qm angestrebt werden, um im extensiven Düngungsbereich zu bleiben.

Die Gebietsbetreuung des BUND beinhaltet eine enge Kooperation mit der Schäferei während der Beweidungssaison, um bei geringstmöglicher Naturbelastung ein Maximum an Pflegeleistung zu erzielen. Bestandteil der Betreuung sind wöchentlich eine Besprechung sowie Flächenkontrollen einmal im Monat.

3.2 Kontrolliertes Brennen

Die Tradition der Bauernschäfer, im Winterhalbjahr Moor- und Heideflächen abzubrennen, um für die anschließende Schafbeweidung günstigere Futterbedingungen zu erzeugen, ist seit den 70er Jahren im „Neustädter Moor" durch den Naturschutz fortgesetzt worden. Dabei war nicht die Futtergrundlage für Schafe, sondern die Erhaltung geeigneter Lebensräume für gefährdete Brutvogelarten wie Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria apricaria*) ausschlaggebend. Darüber hinaus profitierten Brutvogelarten wie Großer Brachvogel (*Numenius arquata*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Raubwürger (*Lanius excubitor*), lokal auch Neuntöter (*Lanius collurio*), Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*) und Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*). Insgesamt hat das kontrollierte Brennen zur Erhaltung der Offenlandschaft im „Neustädter Moor" erheblich beigetragen, zumal es unter günstigen Umständen kostengünstig zu großen Flächeneffekten geführt hat. Aus diesem Grund wird es auch heute noch

Tab. 2: Flächenbilanz zum kontrollierten Brennen im „Neustädter Moor" im Zeitraum 1980/81 bis 2002/03.

Winterhalbjahr	Gebrannte Fläche in ha
1980/81	61,8
81/82	19,1
82/83	28,0
83/84	121,2
84/85	28,8
85/86	2,0
86/87	15,1
87/88	30,3
88/89	56,5
89/90	–
90/91	30,3
91/92	7,6
92/93	12,4
93/94	35,0
94/95	–
95/96	34,4
96/97	–
97/98	31,9
98/99	–
99/00	2,6
2000/01	2,0
01/02	21,4
02/03	35,1
Summe:	**575,5 ha**

Abb. 2: Verteilung der gebrannten Moorflächen im „Neustädter Moor" im Winterhalbjahr 2002/2003 (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage DGK 1:5.000, 2004).

fortgeführt und auf benachbarte Moore ausgedehnt, auch wenn die Vorkommen von Birkhuhn und Goldregenpfeifer inzwischen erloschen sind und nicht mehr den Hauptanlass bieten.

Traditionell werden Pfeifengras-, Wollgras- und Moorheidestadien sowie in geringerem Umfang Sandheide kontrolliert abgebrannt. Unter Moorheide ist hier Glockenheide in Vergesellschaftung mit Scheidigem Wollgras zu verstehen, in geringen Anteilen z.T. begleitet von Rosmarinheide, Moosbeere, Schmalblättrigem Wollgras, Besenheide, Pfeifengras und Jungbirkenanflug. Jungbirken bis etwa 60–80 cm Höhe werden beim Brand so geschädigt, dass die Knospen aufplatzen, die Triebe absterben und nur noch Stockausschlag entsteht. Letzterer ist wegen der Behinderung durch die abgestorbenen oberirdischen Äste von den Schafen nur schwer zu erreichen. Moorheiden, die (aufgrund der Wiedervernässung) bereits gute Ansätze einer Torfmoosausbreitung zeigen, werden nicht abgebrannt. Der Hochmoor-Regenerationsprozess darf nicht gefährdet werden. Reine Besenheidebestände auf Torf sind flächenmäßig gering vertreten. Besenheide kommt häufig in Mischbeständen mit Scheidigem Wollgras und Pfeifengras vor. Ein von Glockenheide (*Erica tetralix*) und Besenheide vor dem kontrollierten Brand stark geprägter Mischbestand mit Scheidigem Wollgras und Pfeifengras erscheint in den ersten 1 bis 5 Jahren nach dem Brand als grasdominierter Aspekt. Erst danach haben die Ericaceen wieder einen deutlich wahrnehmbaren Anteil aufgebaut.

Sandheiden am „Neustädter Moor" sind durchweg in einem guten bis sehr guten Zustand, d.h. die Kurzrasigkeit und Regenerationskraft konnte durch den zuvor beschriebenen Beweidungsablauf erhalten werden. Gezieltes kontrolliertes Brennen ist hier daher z.Z. nicht notwendig. Dies schließt nicht aus, dass man beim Abbrennen benachbarter Moorflächen in geringem Umfang hier und dort „Zungen" in die Sandheiden hineinbrennen lässt, um so bei günstiger Gelegenheit vorsorglich eine vielseitige Alters- und Höhenstruktur zu erhalten. Während eine gebrannte Besenheidefläche frühestens wieder nach etwa 10 Jahren gebrannt werden kann, ist der Zeitabstand beim Brennen von Pfeifengras kürzer anzusetzen. Eine abgebrannte und anschließend mit Schafen beweidete Pfeifengrasfläche kann nach zwei bis vier Jahren erneut gebrannt werden, da sich wieder viel überständiges, im Winter abgestorbenes Pflanzenmaterial angesammelt hat.

Die Unterschiede zwischen den Jahren sind beachtlich. Ursache sind vor allem die unvorhersehbar wechselnden Witterungsbedingungen in den Monaten Januar und Februar. Ein Trend zur Verschlechterung der Brennmöglichkeiten von den 1980er zu den 90er Jahren schlägt sich in der Flächenbilanz nieder (Tab. 2). Unabhängig davon, ob darin tatsächlich eine Entwicklung zu zunehmend atlantisch geprägter Witterung mit ungünstigen Bedingungen für kontrollierten Feuereinsatz zu sehen ist – die mit mangelnder Planbarkeit einhergehenden Probleme haben in jüngerer Zeit zu einem Strategiewechsel in der Landschaftspflege geführt. Für einen verstärkten Einsatz mechanischer Pfle-

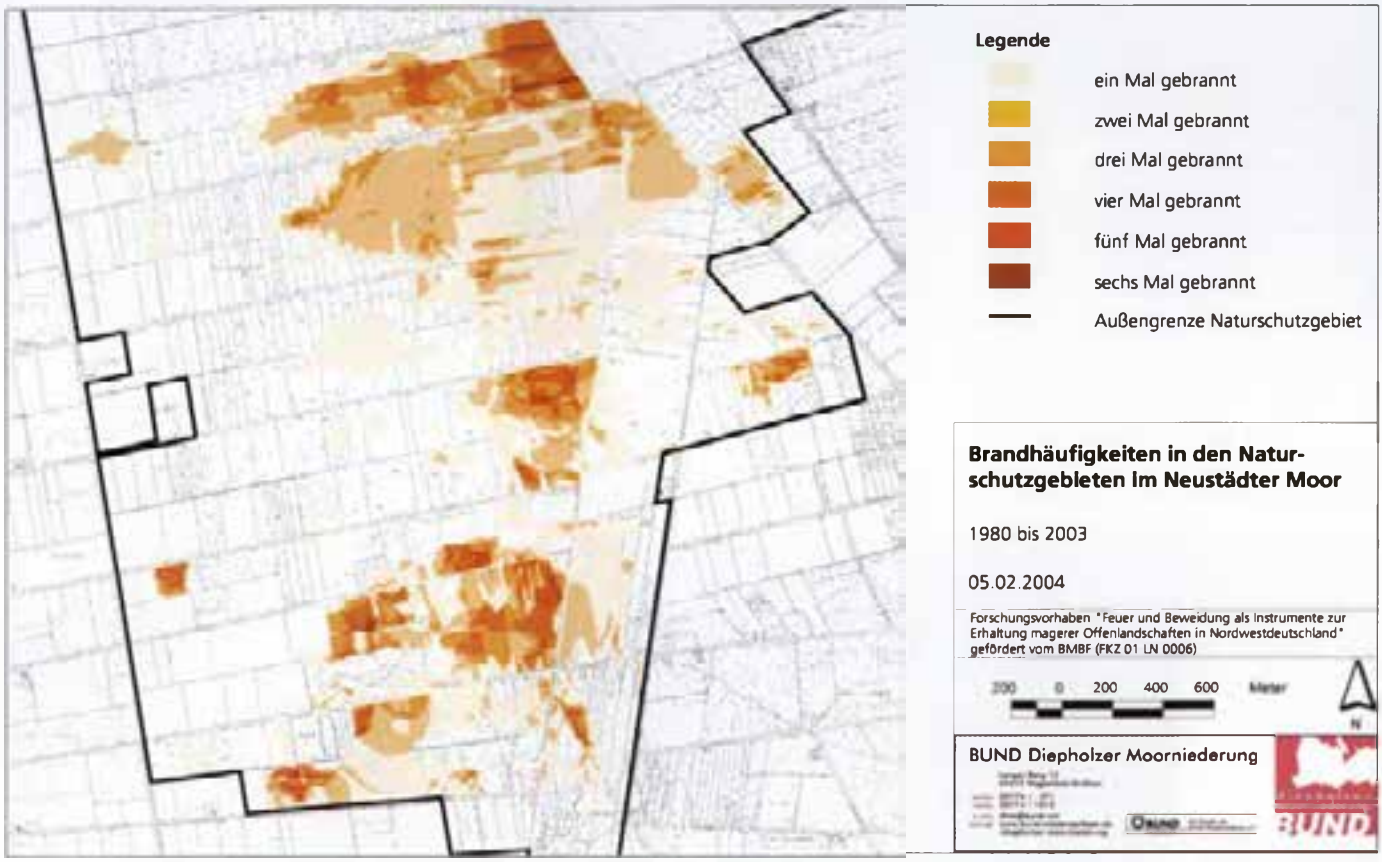


Abb. 3: Brandhäufigkeiten im „Neustädter Moor" (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage DGK 1:5.000, 2004).

geverfahren wie Mähen und Mulchen wurden die technischen und konzeptionellen Voraussetzungen geschaffen. Diese Verfahren sind unabhängiger, berechenbar einzusetzen und bewirken ebenfalls kurzrasige Offenlandverhältnisse.

Die Verteilung der im Winterhalbjahr 2002/2003 gebrannten Flächen findet sich in Abbildung 2.

Sortiert man die überhaupt einmal kontrolliert gebrannten Flächen im „Neustädter Moor" nach der Häufigkeit, in der sie im Zeitraum 1980/81–2002/03 von Brandereignissen betroffen waren (Tab. 3, Abb. 3), so zeigt sich, dass ein beträchtlicher Flächenanteil mehrfach, im Extremfall sogar sechsmal unter Einfluss des Feuers stand. Bei viermal und häufiger gebrannten Teilflächen handelt es sich überwiegend um pfeifengrasdominierte Bereiche.

Im „Neustädter Moor" ist es das Ziel, jährlich bis ca. 30 ha Teilflächen (1–2 % der Gesamtmoorfläche), aufgeteilt in Kleinflächen bis jeweils ca. 3 ha (maximal 5 ha) Größe, kontrolliert abzubrennen. Ausnahmsweise wird jedoch über diese Werte hinausgegangen (2003), wenn in den Jahren zuvor (1999–2002) fast nicht gebrannt werden konnte. Mit der Größenbegrenzung der Einzelbrandflächen soll eine schnelle Wiederbesiedlung von geschädigten Tiergruppen aus ungebrannten Nachbarflächen ermöglicht werden. Nach Untersuchungen der Universität Bremen (*Puschnig & Schettler-Wiegel* 1987) sind dann betroffene Spinnen, Lepidopteren und Hymenopteren nach wenigen Jahren wieder eingewandert.

„Zielgebiete" für vorgesehene Brandflächen werden als Vorschlag des BUND mit den Naturschutzbehörden abgestimmt. Es können lediglich schematisch dargestellte „Zielgebiete" benannt werden, da in den wenigsten Fällen eine flächenscharfe Vorschlagsfläche „wie geplant" gebrannt werden kann. Die jeweiligen Witterungsumstände, Wasserverhältnisse und Geländestrukturen lassen immer nur sehr kurzfristige Entscheidungen hinsichtlich des tatsächlichen Brennverlaufs zu.

Zur Vorbereitung des im Januar und Februar geplanten Brennens wird vom BUND Anfang Januar eine schriftliche Vorinformation an zuständige Behörden, Verwaltungen und Personen geschickt, aus der das Vorhaben, sein naturschutzfachliches Ziel, die Örtlichkeit, Rechtsgrundlage, Beteiligten (Verteiler) und der zukünftige Verfahrensablauf am Tag des tatsächlich durchzuführenden Brennens hervorgehen. Entwickelt sich die Witterung günstig, z. B. im Zuge einer Hochdruckwetterlage mit geringer Luftfeuchtigkeit und mäßigem

Tab. 3: Flächenausmaß entsprechend der Häufigkeit des kontrollierten Brennens im „Neustädter Moor" in den Winterhalbjahren 1980/81 bis 2002/03.

Häufigkeit	Gebrannte Fläche in ha
1	152,8
2	90,7
3	39,4
4	18,4
5	5,8
6	1,0
Summe	**308,1 ha**

Wind, so werden die Beteiligten vormittags telefonisch informiert, wenn am selben Tag gebrannt werden soll. Bei stabilen Wetterverhältnissen wird für bis zu drei Tage in einem Stück informiert. Kann und soll am vierten Tag erneut gebrannt werden, wird die Telefonaktion dafür wiederholt.

3.3 Sonstige Instandsetzungs- und Pflegeverfahren

Beweidung mit Schafen und kontrolliertes Brennen sind lediglich Teilinstrumente aller angewendeten Maßnahmen zur Renaturierung von Hochmooren und ihrer Randgebiete.

Es hat sich die Unterscheidung von (einmaligen) Instandsetzungsmaßnahmen, auch als Erstinstandsetzungs- und Entwicklungsmaßnahmen bezeichnet, und (wiederholten) Pflegemaßnahmen bewährt. Die Unterscheidung ist auch finanzfördertechnisch zumindest für öffentliche Haushalte von großer Bedeutung.

Tabelle 4 gibt eine Übersicht über die Instandsetzungsmaßnahmen in Hochmooren.

Die in Tabelle 4 beschriebenen Bodenarbeiten bezwecken die möglichst weitgehende Wiederherstellung hochmoortypischer Wasserstandsverhältnisse im Jahresgang als Voraussetzung für eine angestrebte Hochmoorrenaturierung bzw. Hochmoorregeneration. Üblicherweise werden sie in der Zeit von August bis März mit Hilfe von Löffelbaggern auf moortauglichen breiten Kettenlaufwerken durchgeführt. Entbuschungen, von Oktober bis Februar durchgeführt, dienen der Unterstützung der Moorrenaturierung durch Verdunstungsreduktion, Freistellung der lichtbedürftigen Moorvegetation und Wiederherstellung der Offenlandschaft. Das Abschieben des Pfeifengrases mit Hilfe von Moorraupen dient demselben Zweck.

Tabelle 5 fasst die Pflegemaßnahmen in Hochmooren in der Übersicht zusammen.

Bei den mechanischen Pflegemaßnahmen anfallendes Mulchmaterial und Holzhackschnitzel werden möglichst nicht weit abgefahren, um Fahrschäden und hohe Kosten zu vermeiden, sondern im Nahbereich als Staumaterial oder Überwegverbesserung für die Schafherde eingesetzt. Auf diese Weise können und sollen stauwirksame Nacharbeiten erfolgen, die mit Hilfe eines Baggers mangels Befahrbarkeit nicht mehr hätten durchgeführt werden können.

In manchen Fällen ist die Zuordnung, ob eine Instandsetzungs- oder Pflegemaßnahme vorliegt, schwierig. Die erstmalige Entfernung eines Jungbirkenbestands kann als Instandsetzung aufgefasst werden, in der Annahme, dass die anschließende Schafbeweidung eine zukünftige Wiederverbirkung verhindert. Bei anschließend nachlässiger Beweidung, schlechter Erreichbarkeit oder

Tab. 4: Instandsetzungsmaßnahmen in Hochmooren.

Instandsetzungsmaßnahme	Beschreibung der Maßnahme
Stau von Entwässerungsgräben	Verfüllung von Gräben an Einzelpunkten; Teilverfüllung durch beidseitiges Abschrägen der bei Torf üblicherweise steilen Grabenkanten oder/und mit dem alten Aushub, sofern vorhanden; selten auch Heranfahren von Boden aus anderen Arbeiten, z.B. Grabenverlegung
Stau durch Querdämme	Kammerung länglicher Handtorfstiche oder anderer Senken
Wasserstau durch Verwallung	Festhalten von Wasser auf abschüssigen Flächen und Flächen ohne randlichen Staukörper
Ebnen von Torfstichflächen	industrielle Abtorfungsflächen oder stark zerstochene bäuerliche Handtorfstiche
Abschrägen steiler Torfstichkanten	in Handtorfstichen; an Gräben; Übergänge „abgetorft-nicht abgetorft"
Entfernen von Verbuschungen, lokal	als Vorbereitung/Baufeldfreimachung für vorgenannte Bodenarbeiten; haufenweise seitliche Ablage; Aufarbeiten/Häckseln der Holzes und Abfahren des Materials (d.M.)
Entfernen von Verbuschungen, flächig	Ablage seitlich der Schnittfläche bei geringem Aufwuchs, sonst haufenweise seitliche Ablage; Aufarbeiten/Häckseln des Holzes und Abfahren d.M.; Mulchen mit Forstmulchgerät mit Liegenlassen d.M.; Mulchen von Jungbirken mit Fangkorb und Abtransport d.M.
Abschieben von Pfeifengras	idealerweise bei stark gefrorenem Boden, der oberflächlich antaut
Einbau von Überlaufrohren	in gewünschter Stauhöhe lokal in Staue und Dämme zur schadlosen Abführung von Überschusswasser und gleichzeitigen Nutzung als Schafsüberweg

Tab. 5. Pflegemaßnahmen in Hochmooren

Pflegemaßnahme	Beschreibung der Maßnahme
Beweiden mit Schafen	in Hütehaltung und mit standorterprobten Schafen, idealerweise Moorschnucken
Kontrolliertes Brennen	im Januar/Februar meist kleinflächig und in geringen Flächenanteilen
Mulchen/Mähen	Abschlegeln/Mähen von Pfeifengras, überalterter Heide und Jungbirke mit Liegenlassen d.M.; Antrieb durch Allradschlepper mit Doppelreifen vorn und hinten
Mulchen mit Abtransport	Abschlegeln von Pfeifengras, überalterter Heide und Jungbirke mit Abtransport d.M.; Antrieb durch Allradschlepper mit Doppelreifen vorn und hinten
Nacharbeiten von Jungbirken	Jungbirken mit Freischneidern/Astscheren manuell abschneiden und seitlich der Schnittstellen oder bei dichterem Birkenanfall haufenweise ablegen

Tab. 6: Flächenbilanz der Instandsetzungs- und Pflegemaßnahmen im „Neustädter Moor" in den Winterhalbjahren 1996/97 bis 2002/03 (in ha).

Maßnahme	1996/97	1997/98	1998/99	1999/00	2000/01	2001/02	2002/03
Entbirkung	31,5	13,3	7,8	8,2	2,2	7,7	2,1
Entfernen von Jungbirken	–	5,1	10,8	10,1	3,4	19,1	47,9
Mulchen	26,9	8,7	–	23,4	21,2	7,3	12,2
Entfernen von Wegeseitenverbuschung	–	–	0,5	2,5	–	–	1,4
Entfernen von Rohhumus	–	–	0,4	–	–	–	0,5
Kontrolliertes Brennen	–	31,9	–	2,6	2,0	21,4	35,1
Summe	**58,4**	**59,0**	**19,5**	**46,7**	**28,8**	**55,5**	**99,2**

im Falle, dass die Beweidungskapazitäten nicht ausreichten, droht jedoch eine Wiederverbirkung, deren abermalige Entfernung einige Jahre später dann eher eine Pflegemaßnahme ist. Sie muss unter Umständen in variablen Abständen nach Bedarf wiederholt werden.

Andererseits kann das Entfernen einer älteren Verbuschung als Instandsetzungsmaßnahme nur sinnvoll sein, wenn in der darauffolgenden Vegetationsperiode die zu erwartenden Birkenstockausschläge von Schafen intensiv verbissen werden. In diesem Fall kann die mindestens einjährige Schafbeweidung auch als „unbedingt zur Instandsetzung gehörig" aufgefasst (und ggf. entlohnt) werden.

Maßnahmen wie größeres Entbirken, Mäh- und Mulcharbeiten sowie kontrolliertes Brennen sind nur sinnvoll, wenn eine intensive (zumindest eine Vegetationsperiode währende) Schafbeweidung danach sichergestellt ist. Es hat sich als günstig erwiesen, Maßnahmenflächen, die anschließend beweidet werden müssen, gruppenförmig zu konzentrieren. Dies kommt dem Beweidungsablauf organisatorisch sehr entgegen. Der Schäfer hat einen höheren Anreiz, dorthin zu ziehen, wo er eine günstige Futtergrundlage findet. Die Nähe von Pferchflächen ist dabei zu bedenken.

Das zur Verfügung stehende Gesamtinstrumentarium von Instandsetzungs- und Pflegemaßnahmen zur Moorrenaturierung kann nur dann optimal genutzt werden, wenn eine hinreichende Koordination und Kommunikation unter den beteiligten Akteuren erfolgt und gleiche Ziele angestrebt werden.

Der aufgelistete Umfang durchgeführter Maßnahmen im „Neustädter Moor" (s. Tab. 6) belegt bei den Entbirkungskategorien, dass die Entbirkung älterer Bestände zugunsten jüngerer abgenommen hat. Nach über 30 Jahren Hochmoorrenaturierung ist ein guter Wiedervernässungs- und Offenlandschaftsbestand erreicht worden, den es zu halten (Pflegemaßnahmen) und nur noch an wenigen, aber nicht minder wichtigen Stellen zu ergänzen gilt (Instandsetzung). Die in jüngerer Zeit stärker betonten Mulch- und Mäharbeiten haben nicht nur den Vorteil besserer Kalkulierbarkeit, sie schaffen auch punktuell im Gelände gewünschte kurzrasige Strukturen. Sie tragen vermutlich stärker als andere Verfahren zum Nährstoffaustrag aus der Fläche bei und liefern überdies Material, das zur Förderung von Stauwirkungen oder in Schafstriften benutzt werden kann.

4 Landschaftliche Entwicklungsziele und Bedeutung wissenschaftlicher Begleitung

Hauptziel aller Naturschutzmaßnahmen in Hochmooren der DHM ist die möglichst gute Wiederherstellung der hochmoortypischen Wasserstandsverhältnisse, so dass eine erneute, auf Torfmoosdominanz gegründete Torfbildung in Gang gebracht wird (Hochmoorregeneration) und damit der ursprüngliche Offenlandcharakter lebender Hochmoorflächen ohne weitere Maßnahmen stabilisiert werden kann.

Da dies trotz technisch bestens durchgeführter Wiedervernässung selbst in relativ großräumig naturnah erhaltenen Hochmoorresten aufgrund der Vorschädigung früherer Entwässerung, Abtorfung und Kultivierung, der Nährstoffeinträge aus der Luft und der dadurch nach wie vor starken Ausbreitungstendenz von Birke und Pfeifengras bisher nur kleinräumig funktioniert, müssen kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) weitere Unterstützungsmaßnahmen wie Beweiden mit Schafen, kontrolliertes Brennen u.a. erfolgen. Sie dienen dem langfristig verfolgten Ziel der Hochmoorregeneration ebenso wie dem kurzfristigen Erhalt der Offenlandschaft Hochmoor. Die Vorwegnahme des Teilziels Offenland in Hochmooren mit Hilfe von andauernden Pflegemaßnahmen ist erforderlich, wenn man weiterhin geeignete Lebensräume für viele gefährdete Tier- und Pflanzenarten erhalten will.

In den Hochmoorrandbereichen werden strukturreiche offene, halboffene und bewaldete Übergänge trockener bis zeitweise sehr nasser Ausprägung (ehemalige Laggzone) zum extensiv genutzten Kulturland und zu anderen Biotoptypen hin angestrebt.

Neben dem klassischen Naturschutz ist es Ziel, Menschen die Moorlandschaft erlebbar zu machen und sie dafür zu interessieren (Umweltbildung). Gleichzeitig werden damit von Seiten der Landkreise und Kommunen wirtschaftliche Interessen hinsichtlich einer touristischen Inwertsetzung der Moornatur verbunden.

Für die gesamte Breite der geschilderten Aktivitäten des in die Gebietsbetreuung vertraglich eingebundenen Verbands ist eine wissenschaftliche Begleitung von Konzepten und Maßnahmen von großer Bedeutung.

Die unmittelbare Einbindung des BUND in das von der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) im Zeitraum 2001–2004 geleitete Verbundforschungsprojekt „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Einflüsse auf die Nährstoff- und Entwicklungsdynamik" wurde daher als Chance aufgefasst, u.a. die nachfolgend stichwortartig zusammengefassten Pro-

blemstellungen anzugehen und einer Klärung näher zu bringen:

- Quantifizierung und Bewertung der Auswirkungen von Pflegeverfahren auf die Schutzgüter
- Kriterien zur Abschätzung der Wirkungsdauer angewandter Maßnahmen
- Kalkulationsgrundlagen für den Einzelkostenvergleich und die Analyse von Langzeitkosten
- Akzeptanz von Maßnahmen, Möglichkeiten von Alternativkonzepten
- Sozioökonomische Wirkungsanalysen.

5 Brandereignisse im Untersuchungszeitraum

Tab. 7: Übersicht zum Ablauf der Brandereignisse auf den Untersuchungsflächen im „Neustädter Moor".

	2001	2002	2003
Planflächen 2001	mangels geeigneter Witterung erst in 2002 kontrolliert gebrannt	–	–
Planflächen 2002	–	am 14. 02. 2002 kontrolliert gebrannt	–
Planflächen 2003	–	–	am 12. 02. 2003 kontrolliert gebrannt
Kontrollflächen	–	–	–

Die für das o.g. Projekt ausgewählten Untersuchungsflächen lagen in der südlichen Hälfte des „Neustädter Moors" (Abb. 3, Tab. 7). Hier ist das Hochmoor durch natürliche Mineralinseln vielfach unterbrochen und infolge des bäuerlichen Handtorfstichs stark verändert. Besenheide auf Torf hat in diesem Teilgebiet die größten und reinsten Bestände, meist in der Nähe von Handtorfstichkanten, die trotz allgemeiner Wiedervernässung eine andauernde Entwässerung bewirken.

Auf den nördlich gelegenen Untersuchungsflächen erfolgte das kontrollierte Brennen in den Jahren 2002 und 2003 suboptimal, da das Feuer wegen der Vegetationslückigkeit nur mäßig flächig brannte und deshalb viele Einzelheidebüsche angezündet werden mussten. Auf den südlich gelegenen Untersuchungsflächen gelang ein flächenhaftes Abbrennen wie gewünscht. Die Heide war jünger und wies einen zusammenhängenden dichteren Bestand auf.

6 Besonderheiten beim Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum

Die Witterungsverläufe der Jahre 2001 bis 2003 wiesen in der Diepholzer Moorniederung große Unterschiede auf. Die

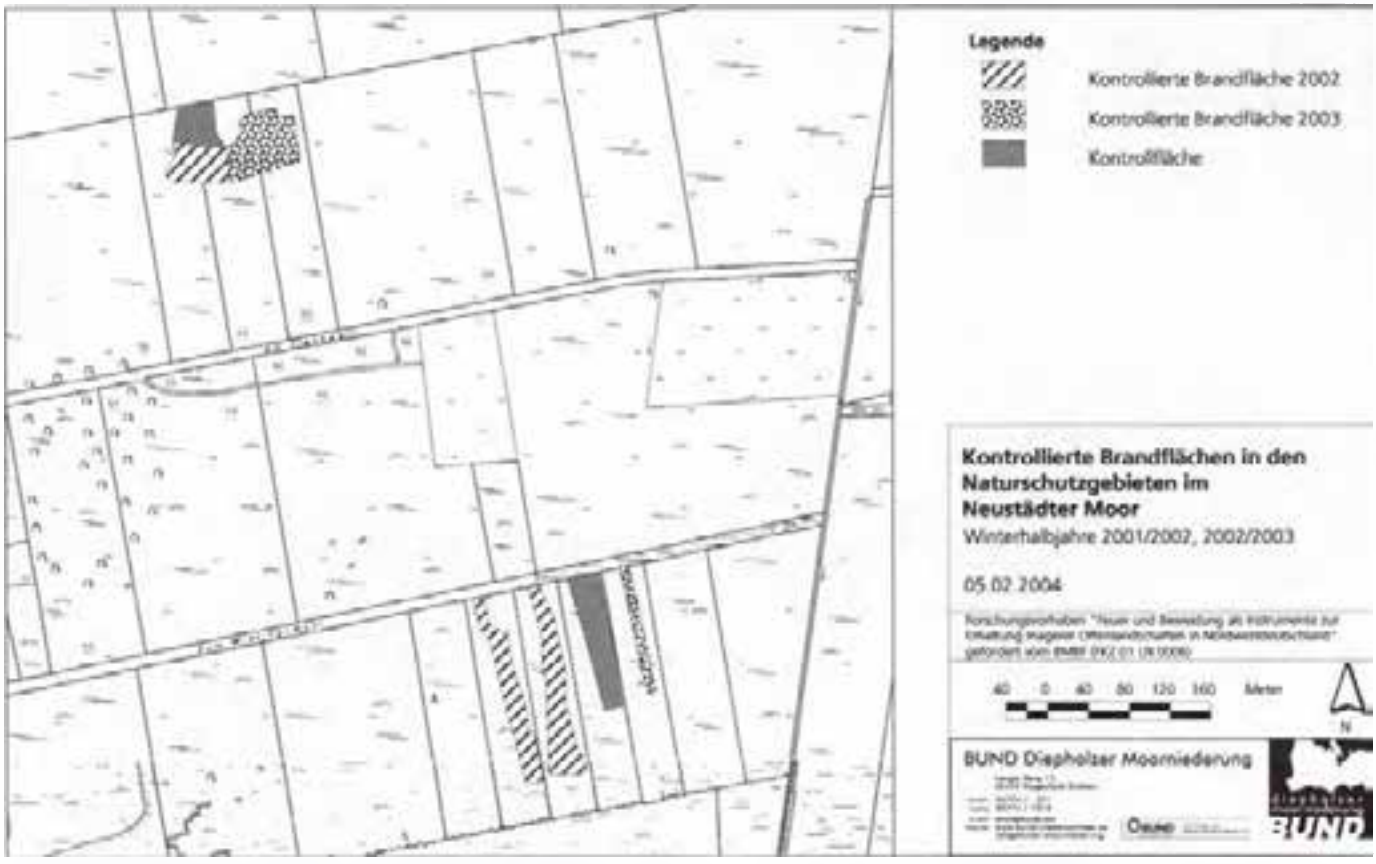


Abb. 4: Lage der Untersuchungsflächen im Neustädter Moor (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage DGK 1:5.000, 2004).

vieljährigen Mittel (Bezugszeitraum 1961–1990) an der Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Diepholz betrugen beim Jahres-Niederschlag 696 mm und bei der Jahresmitteltemperatur 8,9° C.

Im Vergleich dazu waren die Jahre

- 2001 mit 765 mm Niederschlag um 69 mm (+9,9 %) zu nass und mit 9,7 °C um 0,8 °C zu warm,
- 2002 mit 898 mm Niederschlag um 202 mm (+29,0 %) zu nass und mit 10,1 °C um 1,2 °C zu warm und
- 2003 mit 513 mm Niederschlag um 183 mm (–26,3 %) zu trocken und mit 9,7 °C um 0,8 °C zu warm.

Während 2001 etwas zu nass war, waren 2002 extrem zu nass und 2003 extrem zu trocken. Das unmittelbare Aufeinanderfolgen eines extrem zu nassen (2002) und zu trockenen (2003) Jahres war sehr ungewöhnlich. Alle drei Jahre waren im Durchschnitt 0,8 °C bis 1,2 °C zu warm.

In den für das kontrollierte Brennen wichtigen Monaten Januar und Februar verlief die Witterung bei einem vieljährigen Mittel

- für Januar mit 60 mm Niederschlag und 0,9 °C Monatsmitteltemperatur und
- für Februar mit 42 mm Niederschlag und 1,4 °C Monatsmitteltemperatur

wie folgt:

- Januar 2001 mit 42 mm Niederschlag (–18 mm bzw. –30,0 %) und 1,8 °C (+0,9 °C zu warm)
- Februar 2001 mit 47 mm Niederschlag (+5 mm bzw. +11,9 %) und 3,3 °C (+1,9 °C zu warm)
- Januar 2002 mit 47 mm Niederschlag (–13 mm bzw. –21,7 %) und 3,5 °C (+2,6 °C zu warm)
- Februar 2002 mit 111 mm Niederschlag (+69 mm bzw. +164,3 %) und 6,1 °C (+4,7 °C zu warm)
- Januar 2003 mit 61 mm Niederschlag (+1 mm bzw. +1,7 %) und 1,3 °C (+0,4 °C zu warm)
- Februar 2003 mit 12 mm Niederschlag (–29 mm bzw. –70,3 %) und –0,4 °C (–1,8 °C zu kalt).

Mit Ausnahme des Januar 2003, in dem durchschnittlich viel Regen fiel, waren der Januar in 2001 und 2002 zu trocken, bei gleichzeitig um 0,4 bis 2,6 °C zu hoher Durchschnittstemperatur. Vermehrte Möglichkeiten zum kontrollierten Brennen hatten sich daraus nicht ergeben.

Februar 2001 (+11,9 %) und besonders Februar 2002 (+164,3 %) waren zu nass und 0,4 bis 1,9 °C zu warm, Februar 2003 (–70,3 %) dagegen extrem zu trocken und um –1,8 °C zu kalt. Die genutzte kurze Brennmöglichkeit im Februar 2002 erschließt sich daraus höchstens als sehr kurzes Zeitfenster. Deutlich wurden hingegen die sehr guten und häufigen Brandbedingungen im Februar 2003.

7 Zusammenfassung

Das Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor" wird hinsichtlich seiner Lage im Naturraum Diepholzer Moorniederung und seiner Landschaftsgeschichte charakterisiert. Bezüglich der aktuell durchgeführten Pflege- und Instandsetzungsverfahren werden die Beweidung, der kontrollierte Feuereinsatz und die maschinellen Verfahren vorgestellt und z. T. flächenmäßig bilanziert. Schließlich wird der im Untersuchungszeitraum herrschende Witterungsverlauf in Bezug auf die Untersuchungsanforderungen interpretiert.

Summary

The study area "Neustädter Moor" is characterized with respect to its position inside of the nature area Diepholzer Moorniederung and to its landscape history. Today's management techniques, such as sheep grazing, prescribed burning and mechanical measures are presented. To some extent, their total areas in the last decade are calculated. Finally, the weather conditions during the study period are interpreted.

Literatur

Daniels, J., Hallen, A., 1996: Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Neustädter Moor; Landkreis Diepholz, Niedersachsen. – Natur und Landschaft 71, 7/8, 311–317.

Deutscher Wetterdienst 2001 bis 2003: WitterungsReport express. (Monatliche Berichte zu Wetterabläufen in Deutschland an ca. 120 Beobachtungsstationen, u. a. Diepholz).

Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik in Sand- und Moorheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 65–79.

Puschnig, M., Schettler-Wiegel, J., 1987: Untersuchung über den Einfluss des kontrollierten Brennens auf die in der Vegetationsschicht überwinternde Makrofauna im Neustädter Moor/ Kreis Diepholz. – Gutachten der Universität Bremen, Fachbereich 2 (Biologie: Ökologie) im Auftrag der Bezirksregierung Hannover, 89 S. + App.

Rohlfs, O., 1989: Erfassungsergebnisse und Schutzkonzept der Großschmetterlingsfauna des NSG „Neustädter Moor" und seiner Randgebiete. – Im Auftrag des BUND [unveröffentlicht].

Danksagung

An der Bericht- und Kartenerstellung waren zuletzt Kerrin Lehn und Imke Schweneker, an der Durchführung des Vorhabens zuvor viele weitere Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter beteiligt. Vielen Dank für die jeweiligen Beiträge!

Anschrift des Verfassers

Biol. Friedhelm Niemeyer
BUND Diepholzer Moorniederung
Langer Berg 15
D-49419 Wagenfeld-Ströhen

Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" – Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark

von Andreas Koopmann und Dirk Mertens
unter Mitarbeit von Heike Brenken und Ursula Englert*

1 Einleitung

Der Verein Naturschutzpark e.V. (VNP) hat seit 1910 einen großen Teil der zentralen Heideflächen im Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide" erworben. Über die Jahrzehnte hinweg hat der VNP dabei nach unterschiedlichen Leitbildern und Zielvorstellungen des Naturschutzes sowie unter wechselnden organisatorischen und finanziellen Rahmenbedingungen Erfahrungen mit verschiedenen praktischen Verfahren der Heidepflege gesammelt (*Lütkepohl* 1993, 2002, *Lütkepohl & Kaiser* 1997, *Lütkepohl & Prüter* 1998). Bereits seit vielen Jahrzehnten waren und sind die Heideflächen des VNP und die darauf angewandten Pflegeverfahren auch Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen sowohl von Mitarbeitern und Mitgliedern des VNP als auch von Wissenschaftlern zahlreicher Forschungseinrichtungen (u.a. *Buchwald* 1974, *Deutscher Rat für Landespflege* 1981, 1985, *Lütkepohl* 2001, *Lütkepohl* et al. 1997, *Tüxen* 1979, *Wilkens* 1981). Schwerpunkte der Forschungsarbeiten waren in der Vergangenheit insbesondere floristische und (avi-)faunistische Aspekte sowie Ableitungen für die Pflegepraxis unter besonderer Berücksichtigung der biotischen Schutzgüter.

Die Pflege der Heide wurde lange Zeit insbesondere an Struktur und Aussehen der Hauptbestandsbildner der *Calluna*-Heide (*Calluna vulgaris, Juniperus communis*) bemessen. Hierbei spielte auch der ästhetische Zustand der Heideflächen immer eine große Rolle, da die Lüneburger Heide in besonderem Maße von Erholungssuchenden frequentiert wird und die Region in erheblichem Umfang ökonomisch vom Tourismus abhängig ist. Die Auswirkungen der Pflegeverfahren auf das Landschaftsbild wurden deshalb seit jeher besonders kritisch eingeschätzt. Ein besonderes Augenmerk wurde bei der Heidepflege darüber hinaus auf die sensible Vogelwelt gelegt. Als eine besondere Zielart der Pflegemaßnahmen galt und gilt hierbei vor allem das Birkhuhn, das auf den Flächen des VNP seine größte Population in Niedersachsen außerhalb von Truppenübungsplätzen besitzt.

Erst seit einigen Jahren sind bei der praktischen Heidepflege und begleitenden Untersuchungen auch die abiotischen Schutzgüter Boden, Wasser und Luft stärker in das Bewusstsein gedrungen (u.a. *Härdtle & Frischmuth* 1998). Der stärker werdende Eintrag von Stickstoff aus der Luft und die Auswirkungen der Grundwassergewinnung in den nördlichen Teilen des NSG gaben in den letzten Jahrzehnten Anlass zu Untersuchungen des Stoffhaushaltes.

Das vom BMBF geförderte Vorhaben „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland" nimmt wichtige Fragestellungen zur aktuellen Heidepflege auf und bietet deshalb aus Sicht des VNP hervorragende Möglichkeiten, die empirisch gewonnenen Erkenntnisse zur Heidepflege mit neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen gerade im Bereich der abiotischen Schutzgüter und des Nährstoffhaushalts zu verbinden und zu neuen, ökologisch und ökonomisch günstigen Managementstrategien zu gelangen.

2 Lage und naturräumliche Einordnung des Untersuchungsgebiets

Das 23.440 ha große NSG „Lüneburger Heide" (vgl. Abb. 1) liegt im Dreieck der Großstädte Hamburg, Bremen und Hannover. Die zentrale Lage des Schutzgebiets in Niedersachsen, seine Größe, seine besondere landschaftliche Schönheit und seine lange Tradition als Erholungsgebiet machen die Heide zu einem der wichtigsten Ausflugs- und Tourismusgebiete in ganz Niedersachsen.

Die ökologische und ästhetische Bedeutung des Schutzgebiets ergibt sich sowohl aus seiner naturräumlichen Lage und den daraus resultierenden Standortverhältnissen als auch aus seiner Nutzungsgeschichte. Das NSG „Lüneburger Heide" umfasst einen repräsentativen Ausschnitt der eiszeitlichen Landschaftsgenese des norddeutschen Tieflands. Es hat Anteil an den Naturräumen Hohe Heide, Südheide und Wümme-Niederung (*Meisel* 1964). Die eiszeitliche Prägung des Gebiets führte zu seiner für das norddeutsche Tiefland ungewöhnlich abwechslungsreichen Oberflächengestalt mit einem kleinräumigen Wechsel von Niederungen und stärker bewegten Bereichen.

Die Hohe Heide enthält die Endmoränenzüge des Warthestadiums, die von Harburg im Norden bis zum südlichen Rand des Uelzener Beckens reichen. Typisch für die Hohe Heide ist ein stark bewegtes Relief, das durch kurze, tief eingeschnittene Täler charakterisiert ist. Die höchste Erhebung ist der Wilseder Berg mit 169 m ü. NN. Dominierende Vegetationsformen sind heute in der Hohen Heide die trockenen Kiefernwälder und im Westen die Reste der ursprünglich im Landschaftsraum weit verbreiteten Sandheiden. Der Landschaftsraum der Hohen Heide prägt in besonderer Weise das „Bild" von der Lüneburger Heide.

Der Südteil des NSG wird dem Naturraum Südheide zugeordnet. Hier prägt die Schneverdinger Endmoräne, die sich zwischen Bispingen und Haverbeck bogenförmig an die Endmoräne der Hohen Heide anschließt, die Oberflächengestalt und die Bodenverhältnisse. Charakteristisch sind in diesem Teilraum stark geböschte Geländeformen und kiesig-sandige, stark podsolierte Böden. Das Landschaftsbild wird auch hier geprägt durch Kieferngehölze und Heideflächen. Eine Besonderheit innerhalb des Naturraums ist das im Südwesten gelegene lehmige Grundmoränenplateau der Behninger Geest. Dieses enthält u.a. den Pietzmoorkomplex. Große Flächenanteile waren in

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung.

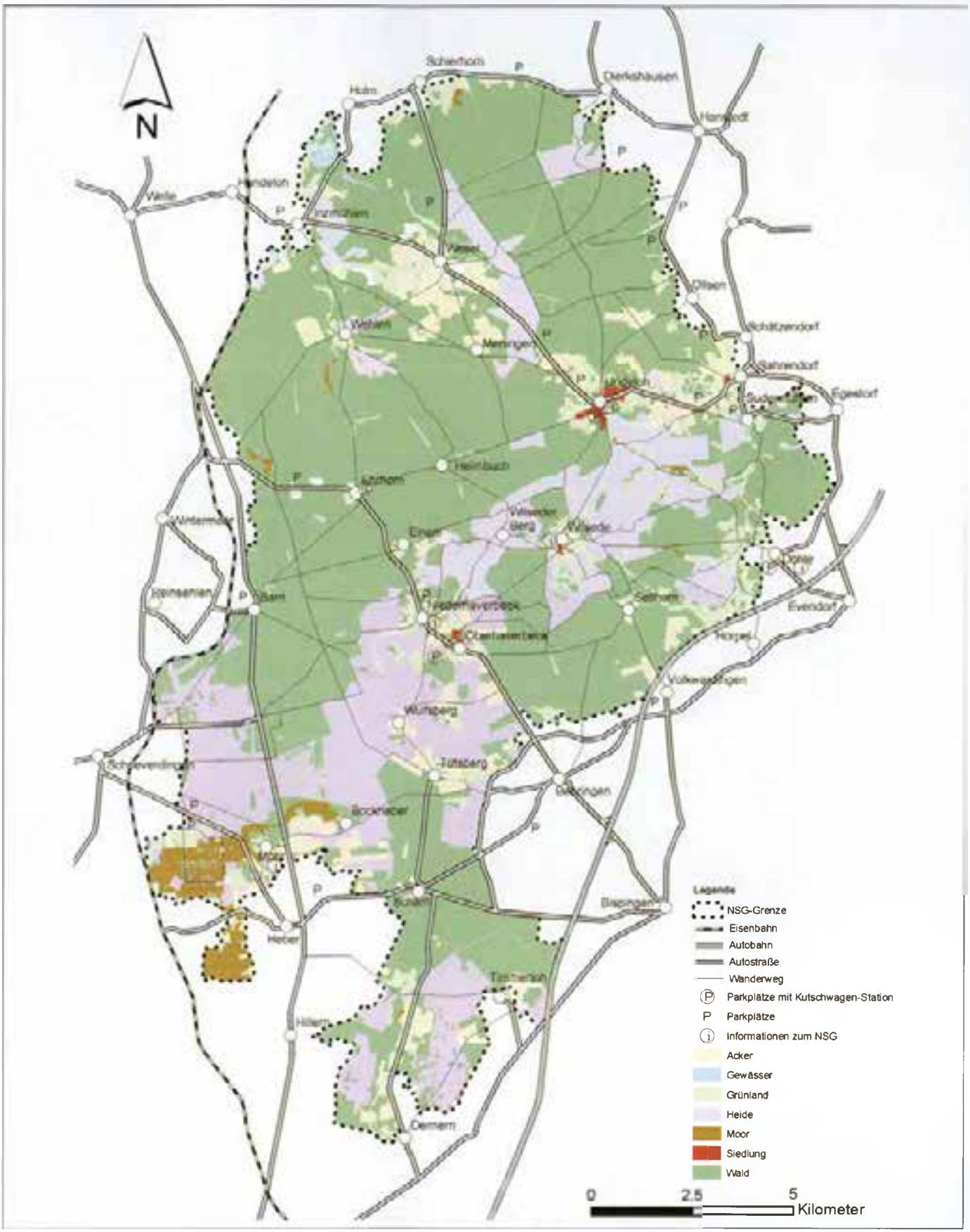


Abb. 1: Das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage ATKIS, 2004).

diesem Raum von den 1950er Jahren bis 1994 als Übungsflächen der britischen Rheinarmee überwiegend nicht zugänglich.

Im Westen hat das Naturschutzgebiet Anteil an der Wümme-Niederung, bei der es sich um ein ausgedehntes, grundwassernahes, von einzelnen Endmoränen durchsetztes Sandergebiet handelt. Vorherrschend sind hier basenarme, z.T. anmoorige Sandböden, auf denen ausgedehnte Kiefernwälder stocken.

3 Die Entwicklung der Kulturlandschaft

3.1 Entwicklung bis zum Mittelalter

Die dauerhafte Besiedlung der Lüneburger Heide durch den Menschen setzte sehr früh ein[1]. Steinzeitliche Gräber und sonstige Fundstücke deuten darauf, dass bereits in der jüngeren Steinzeit (Beginn: 4500 v. Chr.) Siedlungsgemeinschaften vorhanden waren, die in der Lage gewesen sind, diese großen Bauprojekte in Angriff zu nehmen. Schon in dieser frühen Phase beeinflusste der Mensch durch erste Ansätze des Ackerbaus und der Viehhaltung die Landschaft, und Heideflächen entstanden kleinräumig durch den Verbiss von Haustieren auf Kosten von Waldflächen (vgl. *Jankuhn* 1969, *Becker* 1995).

Die erste anthropo-zoogene Heidephase setzt sich bis in die Bronzezeit und stark abgeschwächt bis in die ältere Eisenzeit fort. Für die frühe Bronzezeit zeigen Arbeiten von *Tüxen* (1967), dass die Grabhügel dieser Periode bereits auf Heidevetetation bzw. podsolierten Böden angelegt worden sind. Ackerbau kann für diese Zeiten nur selten durch Cerealia-Pollen nachgewiesen werden. Für die vorchristliche Eisenzeit lässt sich das Vorhandensein von Heideflächen nicht belegen (*Becker* 1995). Auch sind aus dieser Zeit nur wenige, zufällige archäologische Funde bekannt (*Kersten* 1964).

In der römischen Kaiserzeit begann die zweite Heidephase, die durch die völkerwanderungszeitliche Siedlungsdepression beendet wurde. Die Heideflächen sind wieder durch Auflichtung des Walds infolge von Waldweide entstanden, Brandrodungen hingegen haben nach *Becker* (1995) keine große Rolle gespielt. Wie in den anderen Heidephasen wurde jedoch immer wieder Feuer zur Pflege und Erhaltung der Heideflächen eingesetzt.

Während der völkerwanderungszeitlichen Siedlungsdepression eroberte der Wald noch einmal weite Flächen zurück. Im frühen Mittelalter kehrte sich die Entwicklung jedoch schon wieder um, und eine großflächige Ausbreitung der *Calluna*-Heiden begann (*Becker* 1995). Der starke Anstieg der Roggenpollen im Pollendiagramm des Pietzmoors um 1100 n. Chr. deutet auf eine rasche Ausdehnung des nun hauptsächlich vom Roggen dominierten Ackerbaus hin.

3.2 Die historische Heidebauernwirtschaft

Entscheidend zurückgedrängt wurde der Wald im hohen und späten Mittelalter, als die Bevölkerungsdichte anstieg und Bautätigkeiten sowie ein hohes Energiebedürfnis zu einem enormen Holzverbrauch führte (*Völksen* 1998). In dem abseits gelegenen Gebiet des heutigen NSG führte aber vor allem die weiter fortbestehende Waldweide und Waldstreunutzung zur Heideausdehnung. Eine besondere Rolle spielte in diesem Zusammenhang die intensiv betriebene Schafhaltung.

Mitte des 18. Jahrhunderts gab es nur noch inselartige Waldparzellen und Hofgehölze, und die Heideflächen bedeckten große Teile des heutigen NSG, aber auch riesige Flächen der gesamten Landschaft zwischen Hannover im Süden und dem nördlichen Geestrand bei Harburg.

[1] Die folgenden Ausführungen sind im Wesentlichen aus *Koopmann* (2001) entnommen.

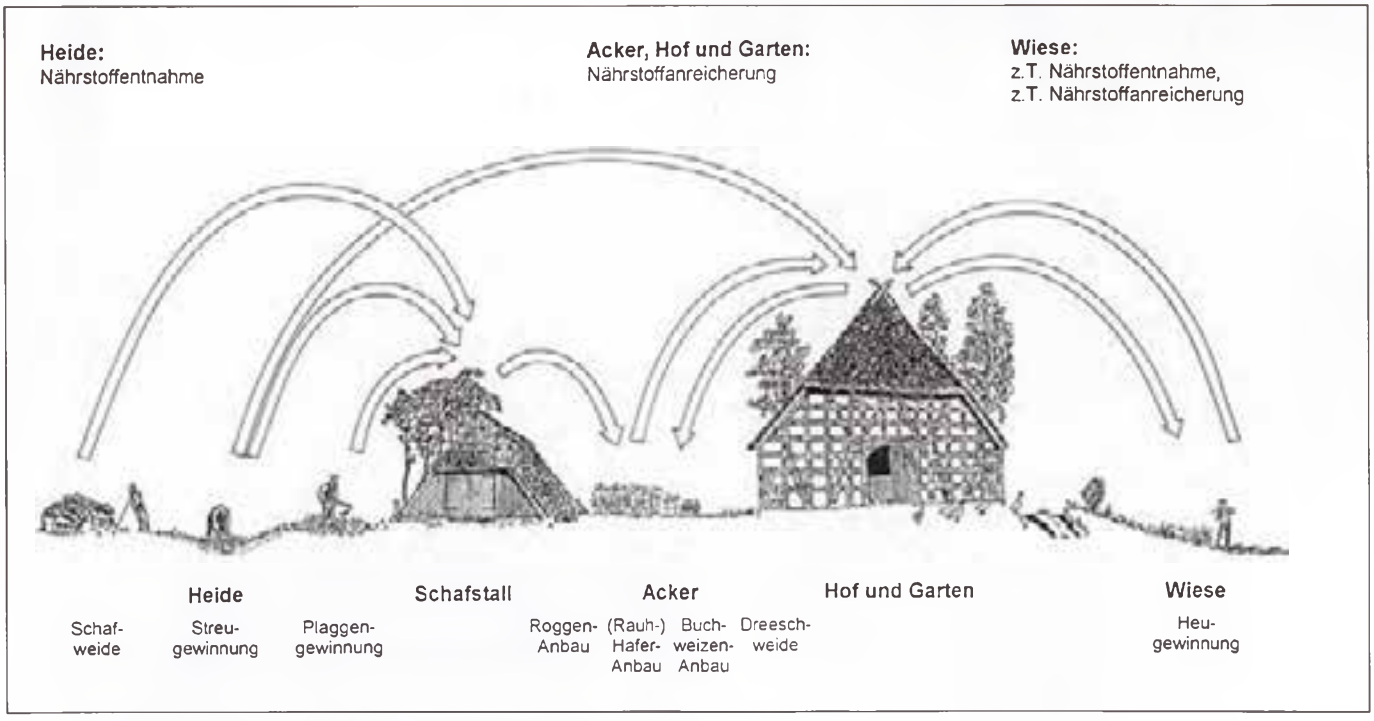


Abb. 2: Nährstofftransfer in der historischen Heidebauernwirtschaft (aus* Koopmann *1997).

Bis Anfang bzw. Mitte des 19. Jahrhunderts wurde in der Lüneburger Heide die sogenannte „Heidebauernwirtschaft" ausgeübt (vgl. als Originalquelle *Thaer* 1799, zur Interpretation siehe *Koopmann* 2001). Die Bestandteile und Nährstoffflüsse dieser Nährstoffkonzentrationswirtschaft zeigt beispielhaft die Abbildung 2.

Die durchschnittlichen Höfe in der Heide betrieben kleinflächig auf den hofnahen Flächen Ackerbau und sehr großflächig in der weiteren Umgebung Viehhaltung, insbesondere Schnuckenhude. Ein durchschnittlicher Vollhof hielt ca. 100 Schnucken und größere Einzelhöfe wie Hof Möhr oder Sellhorn besaßen Herden bis zu 250 Schnucken (*Koopmann* 2001). Die kleinen, robusten Tiere waren in der Lage, auch bei dürftigster Heideweide und magerstem Winterfutter noch eine gewisse Leistung in Form von Fleisch und Wolle sowie Dung zu liefern (vgl. *Peters* 1862, *Pintschovius* 1998).

Der Ackerbau war aufgrund der geringen natürlichen Bodenfruchtbarkeit und der zu geringen Wirtschaftsdüngermengen (Mineraldünger erreichte die Heide erst mit Bau der Eisenbahnen) wenig ergiebig und diente hauptsächlich der Eigenversorgung der Heidjer mit Brot- und Futterkorn (Roggen, Sandhafer, Buchweizen). Auch das Stroh war ein wichtiges Erzeugnis, denn es wurde sowohl zur Dacheindeckung, als auch als Winterfutter und Einstreu für das Vieh benötigt. Insgesamt mangelte es jedoch an Getreidestroh zum Einstreuen, so dass man alternativ dafür Heidemahdgut und Heideplaggen verwendete.

Die Heide wurde rotierend alle 4 bis 10 Jahre gemäht oder auch alle 20 bis 40 Jahre geplaggt, wobei in aufwendiger und schwerer Handarbeit die Vegetationsschicht und ein Teil des Oberbodens (Rohhumusauflage, z.T. auch Mineralboden) abgestochen und aufgeladen wurden (vgl. zur Nutzung der Heidefläche als Originalquelle *Peters* 1862, zur Interpretation *Koopmann* 2001). Die Heideplaggen wurden dann in den Ställen ausgebracht und verblieben dort als Tiefstreu über längere Zeit. Der Mist der Nutztiere war ein so kostbares Produkt, dass die Bauern große Mühe auf seine Gewinnung verwandten (vgl. *Salfeld* 1882). So wurden die Schafe jede Nacht von ihren Weideflächen in der Heide zurück in die Ställe getrieben und oft auch zur Mittagsrast wieder eingetrieben, um ein Maximum des Dungs auffangen zu können.

Der Dung wurde später auf die Äcker ausgebracht. Wirtschaftsgrünland war in der Lüneburger Heide nur sehr begrenzt in den Niederungen der kleinen Heidebäche und -flüsse vorhanden. Das wenige zur Verfügung stehende Heu wurde nur an den jeweils wertvollsten Tierbestand, insbesondere die Milchkühe und Pferde verfüttert. Der sonstige Tierbestand wie Schnucken und auch Ochsen mussten in der Heide (Schnucken) bzw. auf unbearbeitet liegengebliebenen, mit Gras bewachsenen Ackerflächen (Ochsen) gehütet werden und erhielt ansonsten fast nur noch Futterstroh. Den Heidehutungen kam deshalb eine besondere Bedeutung für die Ernährung der Tiere zu. Sie wurden sorgsam von den Schäfern gepflegt, so wurde u.a. der Wacholder als lästiges Weideunkraut abgehauen oder einzelne Flächen mit überalterter Heide auch abgebrannt, um für eine Verjüngung der Besenheide und somit nahrhaftes Futter der Schafe zu sorgen (*Lütkepohl & Kaiser* 1997).

3.3 Moderne Landnutzung seit dem 19. Jahrhundert

Die Übernutzung der Heideflächen durch die Nutzungsberechtigten brachte immer kürzere Nutzungsintervalle bei der Heidemahd und dem Heideplaggen wie auch eine gesteigerte Beweidungsintensität mit sich (*Peters* 1862, *Völksen* 1998). Die Heidepflanzen konnten sich nicht schnell genug erholen, um erneut genutzt werden zu können. Es kam zur Degradation der Heidevegetation und zur Entstehung großer, offener Sandschellen mit einer bedrohlichen Versandung weiter Nutzflächen. Das Überleben unter diesen Bedingungen wurde für die Menschen immer schwieriger, und es kam in Folge der Devastierung der Nutzflächen und Missernten zur Auswanderung von Heidjern aus dem Gebiet.

Ab dem 19. Jahrhundert wurden vom Staat als Reaktion auf die Verwüstungen große Heideflächen aufgeforstet. Nur die Kiefer konnte auf diesen stark verarmten Böden Fuß fassen. Große Kiefernforste prägen seit dieser Zeit weite Teile der Lüneburger Heide und auch des Naturschutzgebiets (*Hanstein* 1997).

Die Entwicklung synthetischer Düngemittel, der Anschluss an das Eisenbahnnetz und die Einführung neuer Maschinen und Kulturpflanzen revolutionierten ab der Mitte des 19. Jahrhunderts binnen kürzester Zeit die Landbewirtschaftung auf den verbliebenen landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Lüneburger Heide (*Koopmann* 2001). Die Einfuhr von Baum- und Schafwolle aus Übersee stellte außerdem eine übermächtige Konkurrenz für die traditionelle Schnuckenhaltung dar (*Peters* 1928), so dass das althergebrachte System der Heidebauernwirtschaft mit seiner Hauptsäule der Schnuckenhaltung bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts bereits fast vollständig verschwunden war.

3.4 Naturschutz und Heidepflege im 20. und 21. Jahrhundert

3.4.1 Die Frühphase der Heidepflege bis zum 2. Weltkrieg

Der rapide Rückgang der Heideflächen und der Niedergang der historischen Heidebauernwirtschaft blieben nicht unbemerkt. Bereits Ende des 19. Jahrhunderts und verstärkt zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde die sich langsam entwickelnde Natur- und Heimatschutzbewegung auf die Heide aufmerksam (*Brandes* 1998, *Cordes* 1997, *Gröll* 1998, *Lütkepohl & Prüter* 1998). 1909 wurde der Verein Naturschutzpark gegründet, und man begann mit dem gezielten Ankauf und somit der Sicherung verbliebener Heideflächen. 1922 wurde das Gebiet zusätzlich per Polizeiverordnung als Naturschutzgebiet ausgewiesen und so auch formal gesichert (*Roeder* 1997).

Die schlechte wirtschaftliche Lage nach dem Ersten Weltkrieg und zur Zeit der großen Weltwirtschaftskrise in den 1920er Jahren zwangen viele Landwirte in der Heide zur Aufgabe der Betriebe. So konnte der VNP in relativ kurzer Zeit Teilflächen und auch ganze Höfe ankaufen. Die Heideflächen wurden dann gezielt an private Schnuckenhalter verpachtet mit der Auflage, für die Pflege der Heideflächen zu sorgen. Diese Strategie konnte den Rückgang der Heideflächen zunächst zwar bremsen, jedoch langfristig nicht völlig aufhalten.

3.4.2 Die Heidepflege von 1950 bis 1985

Nach dem 2. Weltkrieg verlor der VNP umfangreiche Flächen im südlichen Teil des Gebiets, die an die britischen Streitkräfte als Übungsgelände „zwangsverpachtet" werden mussten (vgl. *Lütkepohl & Prüter* 1998). Die verbliebenen Flächen im zentralen und nördlichen Teil des Schutzgebiets wurden zunächst weiterhin nahezu ausschließlich durch Beweidung unter der Regie privater Schnuckenhalter gepflegt. Der Verein besaß um 1960 lediglich zwei eigene Herden in Wilsede. Die mechanischen Pflegemaßnahmen beschränkten sich über mehrere Jahrzehnte überwiegend auf Entkusselungsmaßnahmen sowie die Rückumwandlung von 630 ha Wald zu Heide (vgl. *Lütkepohl & Prüter* 1998).

Entwicklung der Schnuckenherden

Die Befragung vieler noch im Gebiet ansässiger ehemaliger Schnuckenhalter ermöglichte zusammen mit einer von *Lütkepohl* (schriftl. Mitt.) erstellten Übersicht eine Rekonstruktion der Entwicklung der Schnuckenhaltung für den Zeitraum 1960 bis 2002 (vgl. Tab. 1).

Die Zeit bis zum Ende der 1980er Jahre war von einer großen Fluktuation in der Schnuckenhaltung geprägt. So ging die Zahl der privaten Schnuckenherden im Naturschutzgebiet von 11 um 1960 auf 5 im Jahr 1987 zurück. Die Aufgabe der privaten Herden aufgrund wirtschaftlicher Schwierigkeiten wurde im Gegenzug durch Aufstockungen der Toepfer Landbau KG, des privaten Betriebs des VNP-Vorsitzenden Alfred Toepfer, kompensiert. Die Schnuckenhaltung entwickelte sich zunehmend von einem sich selbst tragenden Wirtschaftszweig in der Hand örtlich ansässiger Bauern zu einem Zuschussgeschäft des Naturschutzes. Neben dem laufenden Betrieb mit der Unterhaltung von bis zu 9 Herden förderte Alfred Toepfer mit privaten Mitteln und Spenden die Schnuckenhaltung außerdem durch umfangreiche Investitionen, wie z. B. durch den Neubau von 24 Schafställen und mehreren Schäferwohnhäusern. Der Absatz von Schnuckenfleisch wurde über die Toepfer Raststätten GmbH gefördert (*Brandt*, mündl. Mitteilung).

Entwicklung der Beweidungsintensität

Für eine Berechnung der Beweidungsintensität müssen sowohl die Tierbe-

Tab. 1: Entwicklung der Heidschnuckenherden im NSG „Lüneburger Heide" 1960 bis 2004 (ohne Timmerloh-Deimern).

Jahr	Eigentümer	Standort / Herde
1960	VNP Beecken Bockelmann Buchholz Cohrs Gevers Goerke-Mallet Heins Menke Tödter Voß Wesseloh	Wilsede (2 Herden) Wesel O.-Haverbeck Döhle Schäferhof Schneverdingen O.-Haverbeck Tütsberg Undeloh N.-Haverbeck Pietz Inzmühlen Bockheber
1962	Menke VNP o. Landbau KG	Auflösung Herde Niederhaverbeck Aufbau Herde Niederhaverbeck und Lämmerherde Wulfsberg
1963	Cohrs Toepfer Landbau KG	Auflösung Herde Schäferhof Aufbau/Übernahme Herden Schäferhof und Tütsberg
1965	Toepfer Landbau KG	Aufgabe Lämmerherde Wulfsberg
1966	Gevers Tödter	Auflösung Herde Oberhaverbeck; zur Herde N.-Haverbeck Aufgabe Herde Pietz; zur Herde Schäferhof Schneverdingen
1968	Wesseloh Voß	Aufgabe Bockheber Auflösung Inzmühlen
1969	Toepfer Landbau KG	Aufbau Herde Dierkshausen, wechselte 1972 zum Stall Weseler Busch
1970	Toepfer Landbau KG	Aufbau Herde Inzmühlen, Lämmerherde Wilsede (als 3. Herde in Wilsede) Aufbau Herde Heidetal
1971	Toepfer Landbau KG Bockelmann Buchholz Heins Heins	8 Mutterherden (2 x Wilsede, Heidetal, N.-Haverbeck, Schäferhof, Tütsberg, Dierkshausen, Inzmühlen), 1 Lämmerherde in Wilsede O.-Haverbeck Döhle Undeloh Wesel
1972	Bockelmann Toepfer Landbau KG	Auflösung Herde O.-Haverbeck Übernahme Flächen Oberhaverbeck durch Herde Heidetal
1987	Toepfer Landbau KG VNP Exner Doberan Buchholz Heins Heins	Aufgabe der Bewirtschaftung Übernahme der Herden Wilsede-Heidetal-Haverbeck und Tütsberg Übernahme der Herde Inzmühlen Aufbau Herde Dierkshausen Döhle Wesel Undeloh
1992	Doberan	Auflösung Herde Dierkshausen
1995	Heins	Auflösung Herde Wesel
1996	Heins	Auflösung Herde Undeloh
1997	VNP	Aufbau Herde Wilsede-Undeloh
1998	Buchholz VNP	Auflösung Herde Döhle Übernahme von 110 Tieren aus Herde Döhle: Schäferhof Schneverdingen
1998–2000	VNP	Sanierung und Neuaufbau Herde Döhle
2000	Exner Herold	Aufgabe Herde Inzmühlen-Wesel Übernahme Herde Inzmühlen-Wesel
2001	VNP	Sanierung und Neuaufbau Herde Schäferhof
2002	Herold VNP	Inzmühlen-Wesel 5 Herden (Tütsberg, Schäferhof, Döhle, Wilsede-Undeloh, Wilsede-Heidetal)
2003	VNP	Sanierung und Neuaufbau Herde Tütsberg
2004 geplant	VNP	Neugründung Herde Grasengrund

stände als auch die Größe der beweideten Fläche bekannt sein.

Die Bestände an Mutterschafen konnten für die privaten Herden früher erstellten Datensammlungen (*Lütkepohl*, schriftl. Mitt.) entnommen werden, und für die Herden der Toepfer Landbau KG und des VNP konnte auf Unterlagen des VNP zurückgegriffen werden. Für die Herden der Toepfer Landbau KG und des VNP waren darüber hinaus die Bestände an Jährlingen, Böcken und Althammeln bekannt, für die privaten Herden wurde diese Bestände anhand der für die betreffenden Zeiträume an den Daten des VNP ermittelten Relationen zwischen dem Gesamtbestand an („Alt"-)Tieren vor der Lammzeit und dem Bestand an Mutterschafen geschätzt.

Zur Ermittlung der Größe der beweideten Heide- und Magerrasenflächen[2] wurden zahlreiche Schafhalter befragt, die in den letzten Jahrzehnten Schnuckenherden im NSG „Lüneburger Heide" unterhalten haben (vgl. Tab. 2). Basierend auf den Befragungsergebnissen wurden anschließend für die Jahre 1960, 1980, 1990 und 2002 Karten der Beweidungsgebiete angefertigt (Abb. 3) und mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS) die Flächengrößen berechnet. Außerdem wurde mittels GIS die Größe der beweideten (ehemaligen) Panzerübungsfläche ermittelt. Um einen Ausgleich für den geringeren Futterwert der (ehemaligen) Panzerübungsflächen gegenüber den Altheiden zu schaffen, gingen diese Flächen nur mit dem Faktor 0,3 in die „normierte beweidete Heidefläche" ein (Tab. 2).

Im Jahr 1960, als die Heide fast ausschließlich durch Beweidung gepflegt wurde, betrug die Beweidungsintensität 0,8 Mutterschafe bzw. 1,1 Tiere gesamt (Muttern, Böcke, Jährlinge und Althammel; ohne Lämmer) pro ha (vgl. Tab. 2). Durch die Herden der Toepfer Landbau KG nahm die Beweidungsintensität bis Anfang der 1970er Jahre auf etwas mehr als 1,0 Muttern und fast 1,5 Tiere pro ha Heide zu und blieb bis 1985 auf diesem hohen Niveau. Kurzrasige, relativ strukturarme, aber reichblühende Heidebestände waren die Folge. Mit dem Ende der Toepfer Landbau KG nahm die Beweidungsintensität zunächst auf 0,8 Muttern und 1,0 Tiere pro ha ab. Durch die Einführung von Weideruhezonen und Herdenneuaufbau stieg die Beweidungsintensität auf 1,1 Tiere pro ha. Der niedrige Wert für die Anzahl der Muttern ist auf den durch den Herdenaufbau bedingten hohen Anteil an Jährlingen zurückzuführen und charakterisiert daher keine Abnahme der Beweidungsintensität.

Tab. 2: Heidschnuckenbestand und Beweidungsintensität im NSG „Lüneburger Heide".

Jahr	Beweidungsfläche inclusive (ehemalige) Übungsflächen*	Beweidete (ehemalige) Übungsflächen	Normierte beweidete Heide**	Bestand Mutterschafe am 1. Jan.***	Bestand (Alt-) Tiere**** am 1. Jan.	Beweidungsintensität (bezogen auf die normierte beweidete Heide)	
	ha	ha	ha			Muttern/ha	Tiere/ha
1960	4.325	1.645	3.223	2.650	3.525	0,82	1,09
1980	4.001	1.110	3.258	3.499 (1971)	4.864 (1971)	1,07	1,49
1990	3.193	477	2.874	2.250	2.870	0,78	1,00
2002	3.167	1.071	2.450	1.668	2.762	0,68	1,13

* Beweidungsfläche nach Befragung ehemaliger Schafhalter (*H. Bockelmann* [Oberhaverbeck], *H. Brandt* [Lünzen, vormals Tütsberg], *W. Exner* [Sittensen, vormals Inzmühlen], *H. Heins* [Undeloh], *E. & K. H. Heins* [Wesel], *E. Salzmann* [Schneverdingen], *W. Tödter* [Pietz], *W. Voß* [Inzmühlen], *G. Wesseloh* [Heber, vormals Bockheber]) im Jahr 2004 und anschließender Flächenberechnung per GIS

** Um einen Ausgleich für den geringeren Futterwert der (ehemaligen) Panzerübungsflächen gegenüber den Altheiden zu schaffen, wurden sie bei der „normierten beweideten Heide" nur mit dem Faktor 0,3 berücksichtigt.

*** Private Herden nach *Lütkepohl* (schriftl. Mitt.), Herden der Toepfer Landbau KG und des VNP nach eigenen Unterlagen. Da sich zwischen 1970 und 1980 der Schafbestand kaum geändert hat, wurde für 1980, für den keine Angaben für die privaten Herden vorlagen, der Bestand von 1971 eingesetzt.

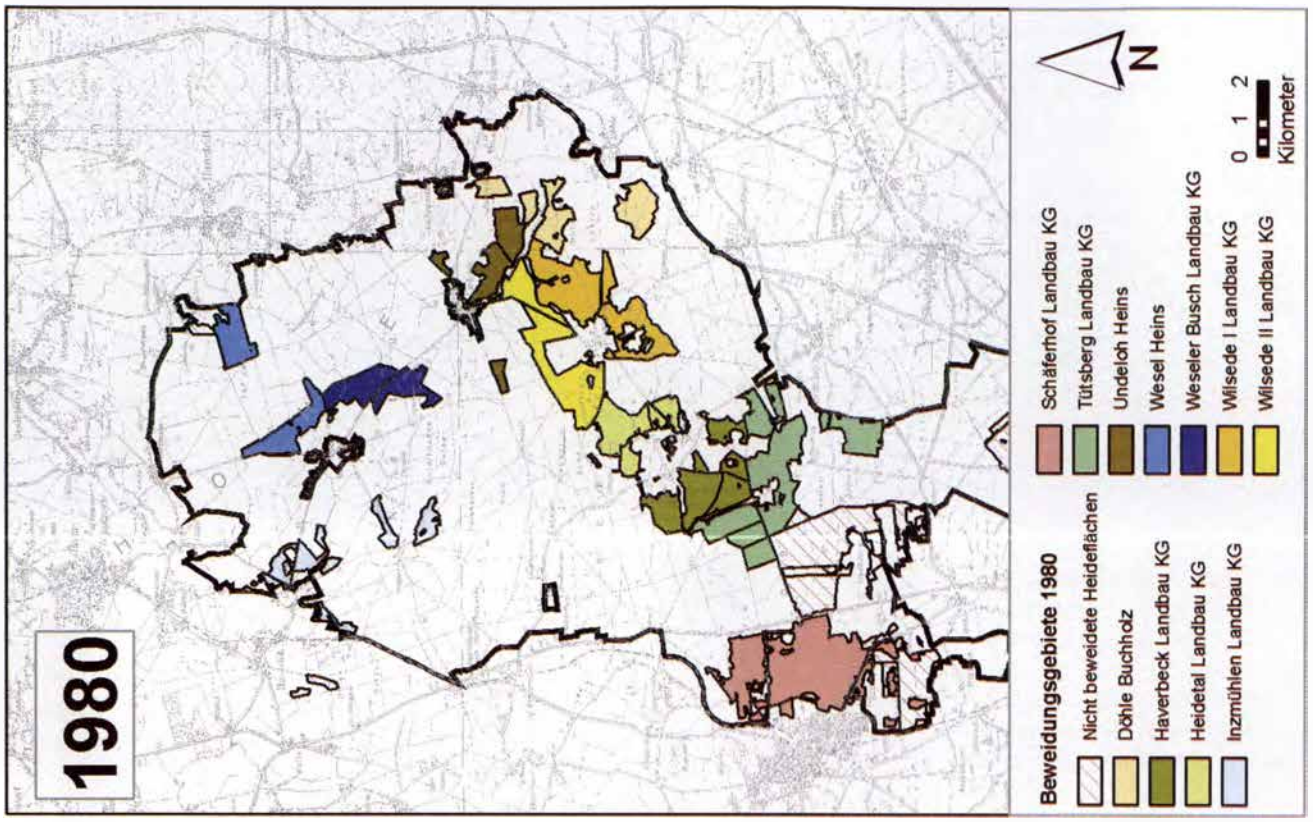
**** Summe der Mutterschafe, Jährlinge, Böcke und Hammel, d.h. ohne neugeborene Lämmer. Fehlende Daten bei den privaten Herden wurden geschätzt aufgrund der Verhältnisse zwischen Alttieren und Mutterschafen für die betreffenden Zeiträume in den Herden des VNP bzw. der Toepfer Landbau KG.

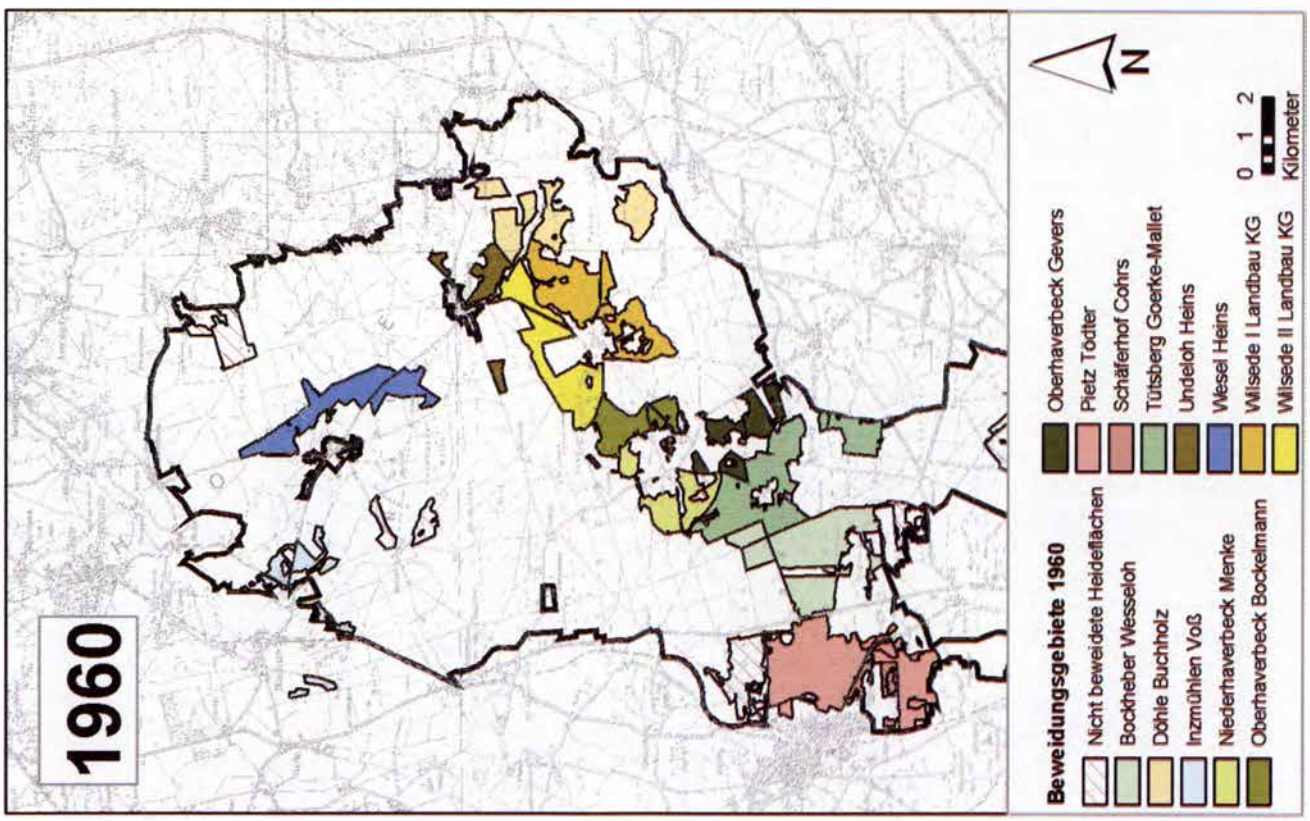
3.4.3 Die Heidepflege von 1985 bis 2000

Eine Wende in der Heidepflege leitete ein 1981 unter Leitung von *Wilkens* (1981) gefertigtes Gutachten ein. Es bewertete die Heidelandschaft des Schutzgebiets als faunistisch verarmt, machte für die meisten der vorhandenen Probleme die (zu intensive) Beweidung verantwortlich und empfahl die Beibehaltung maximal einer Herde.

Das Wilkens-Gutachten und das Ende des Pachtvertrags zwischen dem VNP und der Toepfer Landbau KG 1986 führten zur Einführung großflächiger Weideruhezonen (ganzjähriger Ausschluss der Beweidung, ggf. mechanische Pflege) und einem deutlichen Abbau (Muttern: –36 %) des Schnuckenbestands im NSG „Lüneburger Heide", denn der VNP war finanziell nicht dazu in der Lage, alle Herden der Toepfer Landbau KG zu übernehmen. Im Norden des NSG machten sich daraufhin zwei der Schäfer der Landbau KG selbstständig. Der zentrale Teil des NSG wird seitdem von den beiden Herden, die der VNP von der Landbau KG übernommen hat, gepflegt. Speziell die Beweidungs-

[2] Nicht berücksichtigt werden konnten im Rahmen dieser Untersuchung die stark schwankenden Stoppelhutungen nach der Getreide- und Kartoffelernte sowie die Nachweide auf dem Grünland und die in den 1970er Jahren z.T. sogar mineralisch gedüngten Grünlandhutungen. Nach Einschätzung der Verfasser ist besonders die auf den Stoppelhutungen aufgenommene Futtermenge bei den Herden des VNP gegenüber 1980 deutlich zurückgegangen. Der Anteil der Nicht-Heide-Hutungen an der gesamten durch die Schnucken aufgenommenen Futter-Trockensubstanz wird gegenwärtig auf etwa 10 % geschätzt.


1980
Beweidungsgebiete 1980
Nicht beweidete Heideflächen
Döhle Buchholz
Haverbeck Landbau KG
Heidetal Landbau KG
Inzmühlen Landbau KG
Schäferhof Landbau KG
Tütsberg Landbau KG
Undeloh Heins
Wesel Heins
Weseler Busch Landbau KG
Wilsede I Landbau KG
Wilsede II Landbau KG
N
0 1 2
Kilometer


1960
Beweidungsgebiete 1960
Nicht beweidete Heideflächen
Bockheber Wesseloh
Döhle Buchholz
Inzmühlen Voß
Niederhaverbeck Menke
Oberhaverbeck Bockelmann
Oberhaverbeck Gevers
Pietz Tödter
Schäferhof Cohrs
Tütsberg Goerke-Mallet
Undeloh Heins
Wesel Heins
Wilsede I Landbau KG
Wilsede II Landbau KG
N
0 1 2
Kilometer

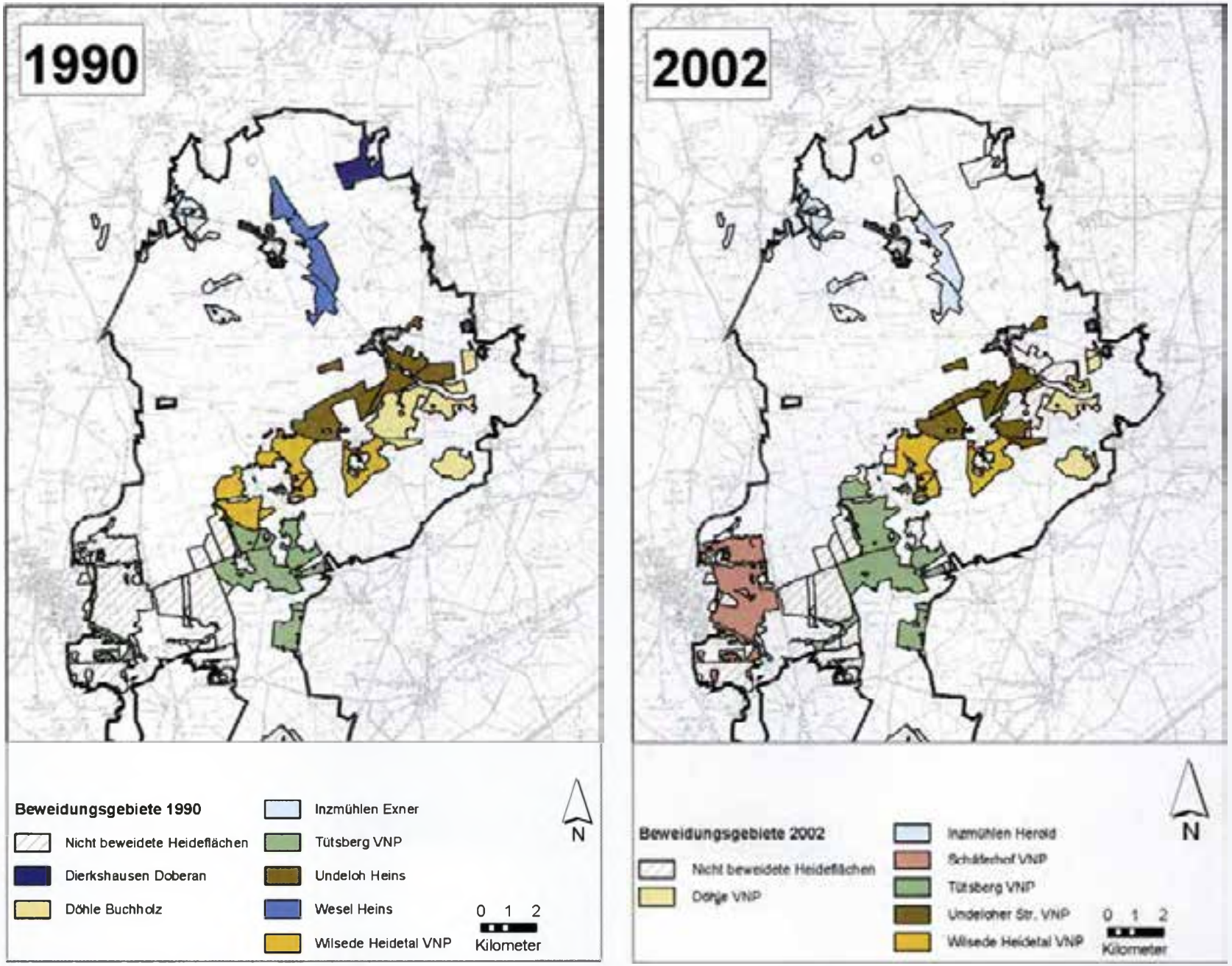


Abb. 3: Durch Heidschnucken beweidete Gebiete im NSG „Lüneburger Heide" in den Jahren 1960, 1980, 1990 und 2002 (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage TK 1:100.000, 2004).

intensität der Flächen im Raum Haverbeck-Heidetal-Wilsede (Herde Wilsede) sank dadurch zeitweilig auf nur noch 0,6 Muttern/ha Heide (und 0,7 Tiere/ha) ab.

Aus der Überweidung der 1970er Jahre wurde eine Unterbeweidung in der zweiten Hälfte der 1980er und der ersten Hälfte der 1990er Jahre. Die Folge war eine Überalterung der Heidebestände mit höherer Anfälligkeit gegenüber dem Heideblattkäfer bis hin zum Absterben ganzer Heidepartien. Unterblieb ein Abräumen der abgestorbenen Heidepflanzen, führte dies zu unerwünschter zusätzlicher Rohhumusanreicherung und stärkerer Vergrasung.

Aus wirtschaftlichen Gründen und/oder aufgrund von massiven Tiergesundheitsproblemen (speziell Lungenadenomatose) gaben in den Jahren 1992 bis 1998 insgesamt vier der verbliebenen privaten Schnuckenhalter auf. Um diesen Rückgang zu kompensieren und um darüber hinaus aufgrund der schlechten Erfahrungen mit der Unterbeweidung die Beweidungsintensität wieder zu erhöhen, entschloss sich der VNP 1995, schrittweise weitere eigene Herden aufzubauen (vgl. Tab. 1). Hinzu kam, dass ab 1994 die ehemaligen militärischen Übungsflächen nach Kündigung der Pachtverträge wieder in den Besitz des VNP gelangten. Die stark devastierten großen Flächen im südlichen Teil des NSG drohten binnen kurzer Zeit ausgehend von offenen Sandflächen durch starken Anflug von Kiefern- und Birkensamen wieder zu bewalden.

Insgesamt ergab sich so die dringende Notwendigkeit, die Pflegekapazitäten zu erhöhen und den Schnuckenbestand stärker aufzustocken. Durch Herdensanierungen und den Ankauf gesunder Tiere konnte 2002 eine Beweidungsintensität von 1,13 Tieren/ha erreicht werden (vgl. Tab. 2). Seitdem wurde und wird der Herdenaufbau weiter fortgesetzt. Für 2004 ist der Aufbau einer sechsten Herde im südlichen Teil des NSG geplant (vgl. Kapitel 5).

Die aus faunistischer Sicht geäußerte Kritik an der Beweidung (*Wilkens* 1981) sowie die Probleme mit vergrasten Flächen und der starken Entwicklung von Rohhumus führten zur Suche nach ergänzenden Pflegeverfahren.

Die Heidepflege durch Heidschnucken wird deshalb etwa seit Mitte der 1980er Jahre durch weitere Pflegemaßnahmen ergänzt, die einen Nährstoffaustrag aus den Heideflächen zum Ziel haben. Zunächst wurden verschiedene Bodenbearbeitungsmaßnahmen erprobt, später Mahd, Plaggen, Schoppern und jüngst auch kontrolliertes Brennen eingesetzt (vgl. Kapitel 6). Unter anderem um Erfahrungen mit diesen alternativen Pflegeverfahren zu sammeln, wurde eine größere, isoliert liegende Heidefläche im nördlichen Teil des NSG, das so genannte Heidegebiet „Auf dem Töps", 1993 als Weideruhezone ausgewiesen, die ausschließlich mechanisch bzw. mit Feuer gepflegt wird. Auf die ersten Ergebnisse aus diesem Großversuch wird ausführlich in Kapitel 7 eingegangen.

Die Einführung alternativer Pflegeverfahren erforderte auch im Beweidungsmanagement Veränderungen und besondere Beweidungstechniken, die im Folgenden zusammen mit den allgemeinen Grundsätzen für das aktuelle Beweidungsmanagement dargestellt werden.

4 Aktuelles Beweidungsmanagement im NSG „Lüneburger Heide"

4.1 Einleitung

Die Beweidung ist trotz der Einführung ergänzender mechanischer Pflegeverfahren aktuell das umfangreichste und wichtigste Pflegeverfahren im NSG. Das Beweidungsmanagement wird von den Vorgaben des Naturschutzes bestimmt unter der Nebenbedingung, dass die für die Vermarktung notwendigen (Mindest-)Gewichte der Schlachtlämmer noch sicher erreicht werden. In dieser Hinsicht haben die Ansprüche seitens der Marktpartner u.a. auch aufgrund der in den letzten Jahren stark gestiegenen Schlachtnebenkosten zugenommen.

Obwohl der Erlös aus dem Fleischverkauf auch heute noch eine wichtige Einnahmequelle für den VNP darstellt, deckt er doch nur einen geringen Teil der mit der Schnuckenhaltung verbundenen Kosten. Seit 2001 wird die Heidepflege durch Beweidung jedoch durch das so genannte „Kooperationsprogramm Biotoppflege" des Landes Niedersachsen mit 150 Euro/ha gefördert (*Wicke* 2003). Diese Förderung ermöglicht eine i.d.R. kostenneutrale Unterhaltung der Schnuckenherden. Weitere Förderungen der Heidepflege erfolgen im Rahmen der Regionalförderung durch das Programm „Leader+".

4.2 Prinzipien des aktuellen Beweidungsmanagements

Ähnlich wie zur Zeit der historischen Heidebauernwirtschaft erfolgt ein Nährstofftransfer von den Heideflächen auf die Ackerflächen durch die großflächige Beweidung der Heide mit Schnucken über die nächtliche Aufstallung im Schafstall und nachfolgende Ausbringung des Stallmists auf den Ackerflächen des nach Bioland-Richtlinien bewirtschafteten Landschaftspflegehofes. Die Nutzung von Heidemahdgut und Plaggen als Stalleinstreu kann dagegen heutzutage aufgrund des damit verbundenen hohen Arbeitsaufwands nicht mehr erfolgen. Anstelle dessen wird das maschinell gewonnene Mahdgut zu nichtlandwirtschaftlichen Zwecken verkauft und Heideplaggen bei der Anlage von Heidelbeerplantagen verwertet (vgl. Kapitel 6).

Das Beweidungsmanagement im NSG „Lüneburger Heide" zielt auf einen möglichst hohen Nährstoffaustrag aus den Heideflächen ab. Die Herden werden deshalb tags in der Heide gehütet – und zwar fast das ganze Jahr hindurch (ca. 340 Tage im Jahr). Zuerst wird im Laufe einer Mahlzeit (jeweils vormittags und nachmittags) die hungrige Herde auf weniger gern gefressenem Futter gehütet. Bessere Grünländer (oder selten auch Kleegras oder Zwischenfrüchte) werden im Idealfall erst am späten Nachmittag aufgesucht, wenn die Schafe bereits „heidesatt" sind. Die Mittagsrast erfolgt in der Regel nicht in den eigentlichen Heideflächen, sondern auf bestimmten randlich gelegenen Flächen, u.a. in Stühbüschen. Auf diesen Rastflächen setzen die Tiere nach dem Wiederkäuen einen Teil des Kots ab. Nachts werden die Schnucken in der Regel aufgestallt und hinterlassen bis zu zwei Drittel ihres Dungs im Stall oder auf dem befestigten Stallvorplatz (*Mockenhaupt* 2004, *Mockenhaupt & Keienburg* 2004).

Mit Blick auf das Ziel des Nährstoffaustrags aus der Heide wird die Zufütterung der Tiere auf das Notwendige beschränkt. Ganzjährig gilt dies für Mineralfutter. Etwa ab Mitte Dezember

wird dann je nach Witterung, Futtervorrat und Kondition der Tiere zuerst etwas Futterstroh, dann Rundballensilage oder Heu zugefüttert. Getreide (überwiegend betriebseigener Hafer) und Erbsen werden nur kurz vor bis etwa 8 Wochen nach dem Lammen zugefüttert. Die Lämmer bekommen etwa bis zum Alter von drei Monaten im Lämmerschlupf auch noch etwas von der Hafer-Erbsen-Mischung sowie Heu angeboten.

Ähnlich wie zur Zeit der Heidebauernwirtschaft werden dichte Wacholdergebüsche aufgelichtet, um dem Schäfer einen Überblick über seine Herde zu ermöglichen und die Flächen damit durchweidbar zu erhalten. Außerdem wird übermäßiger Birken- und Kiefernanflug beseitigt. Vergraste Heideflächen in denen sich Drahtschmiele (und Pfeifengras) stärker ausgebreitet haben, sollen möglichst im April/Mai intensiv beweidet werden. Die Gräser sind zu diesem Zeitpunkt saftig, nährstoffreich und weich, so dass sie von den Schnucken gerne gefressen werden. Um Pfingsten beginnt dann der Austrieb der *Calluna*-Pflanzen. Die Schnucken verschmähen dann die schossenden, hart werdenden Gräser und bevorzugen die jungen Heidetriebe. Ältere Heidepflanzen mit langen Zweigen und wenigen jungen Trieben werden von den Tieren im Sommer kaum verbissen. Die ältere Heide kann jedoch im Winter bei Schnee gezielt abgehütet werden, wenn sonstige Futterpflanzen für die Schnucken nicht erreichbar sind. Besonders im Winter werden von den Heidschnucken (vermutlich aufgrund eines höheren Mineralstoffgehalts) auch Kiefern verbissen, so dass entsprechende Flächen verstärkt im Winter aufgesucht werden, wenn die Mutterschafe aufgrund der fortschreitenden Trächtigkeit einen höheren Mineralstoffbedarf haben.

In z.Zt. drei Herden werden neben Heidschnucken auch Ziegen gehalten. Die Ziegen ergänzen die Schafe aufgrund ihrer abweichenden Präferenzen für Futterpflanzen. Für die Pflege von Beweidungsgebieten mit verstärktem Gehölzaufwuchs, d.h. ehemals militärisch genutzten Flächen und Waldumwandlungsflächen, eignen sich die Ziegen besonders gut, da sie ganzjährig Birken und Kiefern verbeißen. Pro Herde werden ca. 20 Mutterziegen angestrebt. Um auch unter Landschaftspflegebedingungen noch einen zufriedenstellenden Fleischansatz zu erzielen, werden Burenziegen mit Bunten/Weißen Deutschen Edelziege gekreuzt.

Bei der Beweidung von zuvor mechanisch gepflegten oder gebrannten Flächen bedarf es besonderer Aufmerksamkeit des Schäfers, damit z.B. auf gemähten Flächen der erste (und oft auch letzte Stockausschlag des Heidekrauts) nicht völlig verbissen wird oder auf geplaggten Flächen junge Heidekeimlinge nicht ausgerissen werden. Bewährt hat sich bei den meisten mechanisch gepflegten Flächen eine intensive Beweidung im April/Mai, um die auf diesen Flächen oft verstärkt austreibenden Gräser zurückzudrängen und später, wenn die Heide von den Schafe bevorzugt wird, die Beweidungsintensität auf diesen Flächen wieder zurückzunehmen.

4.3 Einschätzung des aktuellen Beweidungsmanagements aus Sicht der Praxis

Das Beispiel der „Hörpeler Heide" nahe der Ortschaft Döhle zeigt, dass Heidebestände allein durch langjährig kontinuierliche Beweidung über lange Zeiträume vital erhalten werden können. Und im Falle der Heideflächen zwischen Suhorn und Wulfsberger Stühbusch konnte binnen 10 Jahren durch überdurchschnittlich intensive Beweidung aus einer überalterten, langen Heide eine recht kurzrasige, vitale Heide entwickelt werden. Die dafür über die Jahre notwendige Beweidungskontinuität und -intensität kann daneben aber auch strukturnivellierend wirken.

Bezogen auf den Heidschnuckenbestand am 1. Januar, einem Zeitpunkt zu dem in der Regel noch keine neuen Lämmer geboren sind und der sich daher nur aus Mutterschafen, Jährlingen und Böcken sowie einigen wenigen Althammeln zusammensetzt, erscheint unter den heutigen Bedingungen im NSG „Lüneburger Heide" eine Beweidungsintensität von etwa 1,1 bis 1,4 (Alt-)Tieren/ha Heide für eine Pflege der Heideflächen allein durch Beweidung als notwendig. Nach Abschluss des gegenwärtigen Herdenaufbaus (mit einem höheren Anteil an Jährlingen) wird dies etwa einer Beweidungsintensität von 0,8 bis 1,05 Mutterschafen/ha Heide entsprechen.

5 Zukünftiges Beweidungsmanagement

Die Beweidung wird auch zukünftig das wichtigste Pflegeverfahren im NSG „Lüneburger Heide" bleiben. Die Erfahrungen aus der Vergangenheit sowie neue Erkenntnisse, u.a. auch aus dem vom BMBF geförderten Forschungsprojekt werden allerdings in der Zukunft zu einer Modifikation der bisherigen Managementformen führen.

Die z.T. negativen Erfahrungen mit den großflächigen, ganzjährigen Weideruhezonen (Tendenz zur Vergrasung mit Drahtschmiele/Pfeifengras sowie zu rascherem Aufbau von Rohhumusauflagen) führten zu dem Entschluss, die Beweidungsfläche zum Jahreswechsel 2003/2004 auf einen Großteil der absoluten Weideruhezonen wieder auszuweiten. Als wissenschaftliche Referenzflächen werden 4 Areale mit einer Gesamtfläche von 150 ha weiterhin als ganzjährige Weideruhezone belassen. 575 ha, vorrangig in bevorzugten Aufenthaltsbereichen des Birkhuhns, sind als zeitlich befristete Weideruhezonen für die Zeit von 01.04. bis 31.07. von einer Beweidung ausgeschlossen.

Neben der Wiederaufnahme der Beweidung in den ehemaligen Weideruhezonen wird 2003/2004 auch die insgesamt zu pflegende Fläche deutlich ansteigen und eine Ausweitung der Pflegekapazitäten erfordern. In Teilbereichen (Osterheide 170 ha) wird dabei auf die Mitarbeit eines privaten Schäfers gesetzt, der diese Flächen zukünftig pflegen wird. Für die 520 ha Heide- und Magerrasenflächen auf der Roten Fläche 3a/b, einer ehemaligen Panzerübungsfläche im Süden des NSG, baut der VNP im Herbst 2004 eine weitere Herde aus Heidschnucken und einigen Ziegen auf. Gemessen an den oben genannten Beweidungsintensitäten wird sich daher kurz- und mehr noch mittelfristig, wenn die ehemaligen Panzerübungsflächen im Futterwert an die alten Heideflächen herangekommen sind, dennoch eine Unterbeweidung ergeben, die durch Kombination der Beweidung mit den anderen Pflegeverfahren (vgl. Kapitel 6) auszugleichen ist. Flächen, die mit vertretbarem Aufwand nur durch Beweidung gepflegt werden können, wie einige hängige Flächen und einige sehr dicht mit Wacholder bestandene Areale, werden zukünftig von

den Schäfern mit erster Priorität beweidet werden müssen, während bevorzugt stallferne, ebene, steinarme Flächen mechanisch oder durch kontrolliertes Brennen gepflegt werden sollen. Für die Zukunft wurde außerdem mit den Schäfern eine intensivere Beweidung einiger Sonderbiotope wie Wehsandbereiche und einiger flechtenreicher Heidebestände vereinbart, da diese z. T. bereits in der Vergangenheit nicht intensiv genug beweidet wurden.

Ab Frühjahr 2004 werden die Heidschnuckenherden des VNP außerdem ergänzt durch eine kleine Rinder- und Pferdeherde, mit der das Radenbachtal im Osten des NSG „Lüneburger Heide" durch ganzjährige Beweidung als halboffene Weidelandschaft erhalten bzw. entwickelt werden soll. Von der rund 150 ha großen Fläche sind etwa 70 ha Heide, die zwischen den zum Teil isoliert liegenden Grünlandflächen u. a. die Funktion eines Verbindungskorridors übernimmt, daneben aber auch eine wichtige Rückzugsfläche für feuchtere Witterungsperioden darstellt.

6 Mechanische Pflegeverfahren und kontrolliertes Brennen

6.1 Einleitung

Nach den Ergebnissen des Gutachtens von *Wilkens* (1981) und der Empfehlung zu einer drastischen Einschränkung der Beweidung im NSG „Lüneburger Heide" wurden seit 1985 im NSG „Lüneburger Heide" systematisch Versuche durchgeführt, überalterte und vergrasende Heideflächen durch mechanische Pflegeverfahren zu revitalisieren. Die erprobten Pflegeverfahren lassen sich unterteilen in solche, die einen direkten Biomasseaustrag aus den Flächen bewirken und solchen, die eine Durchmischung der Humusauflagen mit dem mineralischen Untergrund bewirkten.

6.2 Pflügen und Fräsen

Die Durchmischung der Humusauflage wurde mit Fräsen, Pflügen und Grubbern vorgenommen. Die intensive Durchmischung des Bodens führt zunächst zur Entwicklung von Pionierstandorten, die in Einzelfällen auch seltenen Arten Lebensraum boten, so dem Natternzungenfarn (*Ophioglossum vulgatum*), dem Gewöhnlichen und dem Großen Odermennig (*Agrimonia eupatoria* bzw. *A. procera*), dem Ackerfilzkraut (*Filago arvensis*) und der Hirsensegge (*Carex panicea*). In der Mehrzahl der Fälle kam es jedoch zu unerwünschten Vegetationsentwicklungen mit starker Vergrasung und zum Auftreten von heideuntypischen Störzeigern (*Kaiser & Stubbe* 2004). Einige dieser Arten wie das Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) zeigen sich auch noch 15 Jahre nach der Durchführung der Maßnahme als sehr konkurrenzstark. Zumindest das tiefe Fräsen und Pflügen nivellierte außerdem in besonderem Maße das Mikrorelief der Flächen.

Insgesamt waren die Erfahrungen mit den durchmischenden Verfahren so negativ, dass sie nur kurzfristig durchgeführt und heute nicht mehr angewendet werden.

6.3 Mahd

Beschreibung des Verfahrens und praktische Aspekte

Die Mahd von Heideflächen ist ein Verfahren, das bereits in der historischen Heidebauernwirtschaft eine große Rolle spielte. Heutzutage wird diese Technik mit landwirtschaftlichen Maschinen (Zugmaschine, Kreiselmäher) durchgeführt. Das Mahdgut wird aufgeschwadet und mit einer normalen Hochdruckpresse zu Bunden gepresst, dann aufgeladen und abtransportiert. Obschon die feuchte Winterwitterung im Durchschnitt der Jahre nur ein Zeitfenster von ca. 3 Wochen zur Gewinnung von abgetrocknetem, vermarktungsfähigem Heidemahdgut bietet, konnte die Mahd aus Artenschutzgründen bisher vollständig im Winter durchgeführt werden. Von diesem Ziel soll auch künftig nicht abgewichen werden.

Die Heidemahd ist das mit Abstand am flächigsten eingesetzte maschinelle Pflegeverfahren im NSG „Lüneburger Heide". Mahdgut aus vitalen Beständen kann in der Region an Dachdeckereien verkauft werden, wo es auf den Dachfirsten von Reetdächern eingesetzt wird. Eine weitere Verwendungsmöglichkeit besteht im Bereich der Biofilter, die in Stallanlagen (Schweine- und Geflügelhaltung) eingebaut werden. Der Erlös des Heidemahdguts deckt in etwa die Kosten des Mähens. Die Ansprüche an das Mahdgut (besonders reich verzweigt, trocken, geringer Moos- oder Grasanteil) sind in den vergangenen Jahren kontinuierlich gestiegen. Hinzu kommt, dass Mahdgut von Truppenübungsplatzflächen wesentlich günstiger erworben werden kann als aus dem NSG „Lüneburger Heide", da dort kaum Höchstflächenbegrenzungen bestehen und auch eine Sommermahd genehmigt wird. Zur Zeit kann das Mahdgut von ca. 40 ha pro Jahr vermarktet werden. Ergänzend zur Mahd kann der Pflegeeffekt bzw. Biomasseaustrag aus Mahdflächen durch das Entfernen eines Teils der Rohhumus- und Moosschicht mittels Schwader oder Bandharke deutlich erhöht werden.

Einschätzung der Effekte

Die Mahd von Heideflächen führt nur dann zu einem flächigen, vitalen Wiederaustrieb der *Calluna*-Pflanzen, wenn die Flächen wenig vergrast oder vermoost sind und die Rohhumusauflage nur geringmächtig ist. Die in der Vergangenheit in einigen Flächen durchgeführte Mahd stark vergraster und vermooster Flächen (meist nach Absterben der Heide durch Heidekäferfraß) hat sich häufig nicht bewährt. Die Kosten der Kompostierung des anfallenden Materials und diejenigen der nachfolgenden Ausbringung auf Ackerflächen liegen bedingt durch die geringeren Volumina zwar deutlich unter denjenigen einer Schoppermaßnahme, im Ergebnis kommt es jedoch nur bei weniger als 50 % der Flächen zu einer zufriedenstellenden Revitalisierung der Heide. Selbst Heidebestände, die vor der Mahd noch vital wirken, jedoch bereits starke Rohhumusauflagen aufweisen, vergrasen nach einem Mahdeingriff häufig dauerhaft. Dennoch lassen sich anhand von Luftbildanalysen Mahdflächen auch nach 15 Jahren noch von ihrer Umgebung abgrenzen und weisen häufig im Gegensatz zum nicht gemähten Umfeld noch sehr vitale Heidebestände auf. Der Pflegehythmus, in dem sich Heideflächen durch eine alleinige Mahd dauerhaft erhalten lassen wird anhand von Flächenbeobachtungen auf ca. 5 bis 7 Jahre geschätzt.

6.4 Plaggen

Beschreibung des Verfahrens und praktische Aspekte

Das Abplaggen der Heide ist wie die Mahd ein Pflegeverfahren, das sich an historische Vorbilder aus der Heidebau-

ernwirtschaft anlehnt. Es wird im NSG seit 1986 wieder eingesetzt. Beim Plaggen werden Vegetationsschicht, Rohhumusauflage und ein mehr oder weniger großer Anteil des Mineralbodens entnommen, aufgeladen und abtransportiert. In der Regel wird angestrebt, den O-Horizont möglichst exakt bis an die Obergrenze des Ah-Horizonts abzutragen, um das Austragungsvolumen aus Kostengründen auf das unbedingt notwendige Maß zu beschränken.

Während die Heidebauern das Abplaggen früher in Handarbeit durchführen mussten, wird es heute ausschließlich mit Maschinen durchgeführt. Zunächst kamen dabei Baumaschinen wie Raupen und Grader in Kombination mit Radladern und Muldenkippern zum Einsatz, die die Arbeiten preisgünstig durchführen konnten. In einigen Fällen (siehe Tab. 3) werden bis heute auch Bagger zum Plaggen von vergrasten Heidebeständen eingesetzt. Seit etwa 1995 wird im NSG „Lüneburger Heide" durch eigens entwickelte Plaggmaschinen im größeren Umfang maschinell geplaggt. Hierbei können Rohhumusauflagen bis etwa 10 cm Stärke in einem Arbeitsgang abgetragen werden. Das abgefräste Rohhumusmaterial wird direkt auf parallel fahrende Ladewagen (heute zumeist Mulden mit einem Fassungsvermögen von 20 bis 40 m³) verladen. Wichtig ist eine Niederdruckbereifung der Mulden, um Spurschäden zu vermeiden. Die Technik der Plaggmaschinen wurde in den vergangenen 10 Jahren ständig weiter entwickelt. Speziell die Anpassung an das Bodenrelief und die Fördertechnik bei entsprechend großen Mengen losgefräster Biomasse standen hierbei im Vordergrund. Der abgetragene O-Horizont sowie die obersten Bereiche des Ah-Horizonts wurden in den Anfangsjahren zunächst als Mieten im Randbereich der Flächen abgelagert. Einige dieser Mieten bestehen noch heute im direkten Umfeld dieser Plaggflächen. Später wurde das Material grundsätzlich aus den Heideflächen abtransportiert.

Einschätzung der Effekte

Bezüglich des Ergebnisses einer Revitalisierung der Heide zeigen sich besonders die mit Gradern und Raupen geplaggten Bereiche heute als besonders gelungen (vgl. auch *Kaiser & Stubbe* 2004). Auf einigen dieser Flächen ist auch über 10 Jahre nach ihrer Durchführung ein gewisser Offenbodenanteil neben der vitalen und fast im Reinbestand auftretenden Besenheide sichtbar. Rohhumusakkumulationen, wie sie in einigen der älteren, durch Plaggmaschinen bearbeiteten Flächen durchaus bereits wieder zu beobachten sind, fehlen hier gänzlich.

Der entscheidende Nachteil bei der Durchführung des Plaggens durch Grader und Raupen liegt in der geringen Anpassung dieser Maschinen an das vorhandene Bodenrelief. Da jede Erhebung, manchmal gar bis in den B-Horizont, mit abgehobelt wurde, mussten enorme Bodenvolumina extrem kostenträchtig aus den Flächen abgefahren werden. Die verbliebenen Flächen wiesen danach häufig ein deutlich verarmtes Kleinrelief auf. Die Wiederbesiedlung bis zur optisch fast geschlossenen Heide dauerte häufig sehr lange (bis über 5 Jahre), weshalb nur kleinere Flächen in dieser Form bearbeitet werden konnten.

Das Arbeiten mit Gradern und Raupen ist ökonomisch nur dann gegenüber dem Plaggen mit Baggern oder gar speziellen Plaggmaschinen sinnvoll, wenn das anfallende Bodenvolumen direkt vor Ort entsorgt wird. Da auch die Düngung der benachbarten Wälder durch Plaggmaterial relativ bald als nicht vertretbar gegenüber den Belangen des Naturschutzes erkannt wurde, wurden die Verfahren, die auf ein „Abhobeln" des Oberbodens setzen, in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre kaum noch eingesetzt.

Gegenüber Gradern und Raupen besteht bei Baggern der Vorteil einer wesentlich besseren Anpassung an das Relief. Der Anteil des ausgetragenen Mineralbodens ist somit deutlich geringer. Auch die Tiefenführung kann hier wesentlich flexibler erfolgen. In schwer zugänglichem Gelände mit Neigungen über 15 %, bei hohem Gehölzanteil und besonders bei stark bewegtem Relief (etwa durch Dampfpflugrinnen) sowie bei Flächengrößen unter 2.000 m² stellen Bagger auch heute noch gegenüber den modernen Plaggmaschinen eine konkurrenzfähige Alternative bzw. gar die einzige Möglichkeit des effektiven Biomasseaustrags dar.

Aufgrund der zunehmenden Probleme durch Ausbreitung des tief wurzelnden Pfeifengrases in den letzten Jahren wurde z.B. 2003/04 die Tiefenführung einer Plaggmaschine derart verbessert, dass während der Fahrt auch kleinflächig ein Wechsel der Abtragstiefe möglich ist.

Das Volumen des Biomasseaustrags beim Plaggen mit der Plaggmaschine schwankt je nach Ausgangssituation zwischen 400 und 900 m³/ha (vgl. *Sieber* et al. 2004). Um hier das Abrechnungswesen transparenter und für die Firmen fairer zu machen, wurde ab der Pflegeperiode 2003/04 die Abrechnung von einer flächenbezogenen Vergütung auf eine volumenbezogene Vergütung umgestellt.

Plaggflächen, die durch Plaggmaschineneinsatz entstanden sind, weisen zumeist eine deutlich verfestigte Oberfläche auf. Da sie in der Regel bereits nach 3 bis 5 Jahren wieder vollständig durch Heide bedeckt sind, bilden sie vermutlich für einige Offenbodenarten (z.B. Zauneidechsen), die auf eine gewisse Habitatkontinuität angewiesen sind, nur suboptimale Habitate. Um hier günstige Lebensbedingungen zu erhalten, werden die mit Plaggmaschinen gepflegten Flächen durch kleine, tiefe Baggerplaggflächen ergänzt und in ihrer Verteilung in der Fläche in Anlehnung an die Vorschläge von *Kaiser* (2004a) angelegt.

6.5 Schoppern

Beschreibung des Verfahrens und praktische Aspekte

Ab Mitte der 1990er Jahre wurde als weiteres, in der Bearbeitungsintensität und in den Kosten zwischen Plaggen und Mahd vermittelndes Pflegeverfahren, das Schoppern eingeführt.

Bei diesem Verfahren verbleibt im Durchschnitt eine maximal 0,5 cm dicke Rohhumusauflage auf der Fläche. Die Wurzelstöcke der Besenheide werden nicht vollständig beseitigt, so dass diese, sofern sie noch vital sind, bereits in der ersten Vegetationsperiode nach der Maßnahme wieder Triebe bilden, die zu einem großen Anteil zur Blüte kommen.

Das Schoppermaterial eignet sich grundsätzlich gut zur Vermarktung als Torfersatz (entsprechende unveröffentlichte Daten zu Analysen und Pflanzversuchen können beim Verein Naturschutzpark eingesehen werden). Bislang ist es jedoch im NSG „Lüneburger Heide"

noch nicht gelungen, eine ortsnahe Verarbeitung (Kompostierung) und Verwertung dieses nur mit hohem Aufwand zu transportierenden Materials zu finden.

Einschätzung der Effekte

Einige vitale Heidebestände mit stärkeren Rohhumusauflagen konnten trotz einer verbleibenden Rohhumusauflage von mehr als 0,5 cm durch Schoppern sehr erfolgreich verjüngt werden. In der Praxis gelang es jedoch nicht, die Bearbeitungskosten pro Flächeneinheit durch weitgehendes Ersetzen des Plaggens durch das wesentlich kostengünstigere Schoppern (vgl. *Müller & Schaltegger* 2004) zu minimieren. Auf vielen Flächen, die bereits Rohhumusauflagen von mehr als 3 cm oder mehr als 30 % Vergrasung aufwiesen, war es nicht möglich, die Besenheide zu revitalisieren. Häufig nahm der Anteil noch vorhandener, wenn auch überalterter Heide, nach Jahren gegenüber dem Grasanteil deutlich ab. Während ein kurzzeitiges Anwachsen des Grasanteils im optischen Erscheinungsbild von mechanischen Pflegeflächen in den ersten 2 bis 3 Jahren nach der Maßnahmendurchführung typisch ist (*Fottner* et al. 2004), vergrasten einige Schopper- und Mahdflächen auch nach Ablauf dieser Zeit wieder vollständig.

Mulchmahd und Bandharke

Ein Verfahren, welches in der Wirkungsweise zwischen Schoppern und der tiefen Mahd vermittelt, ist die Mulchmahd bzw. das oberflächliche Fräsen in Kombination mit einer Konzentration des gelösten Materials mittels Bandharke. Hier wird das durch eine Böschungsfräse oder einen Mulchmäher aufgelockerte Material nach dem Zusammenkratzen durch die Bandharke mittels Ladewagen, Bagger oder Schoppermaschine aufgenommen und entsorgt.

Der Vorteil dieses Verfahrens liegt in der hohen Anpassungsfähigkeit an das Mikrorelief. Somit kann es unter Umständen auch in Bereichen mit historischen Wagenspuren und andern Bodendenkmälern eingesetzt werden. Bei starker Vergrasung bringt die Bandharke jedoch nur unbefriedigende Ergebnisse.

Im NSG „Lüneburger Heide" kam diese Verfahrenskombination bisher nur kleinflächig zum Einsatz.

6.6 Kontrolliertes Brennen

Beschreibung des Verfahrens und praktische Aspekte

Zu Zeiten der Heidebauernwirtschaft wurde die Heide von den Schäfern auf Teilflächen gebrannt, um die *Calluna*-Pflanzen zu verjüngen und besseres Futter für die Schnucken zu erzeugen (*Peters* 1862). Während das Brennen von Heideflächen z. B. in Großbritannien bis heute zu den gängigen Pflegeverfahren gehört (*Symes & Day* 2003), wurde es in Deutschland über lange Zeit nicht mehr eingesetzt, da schwere Schäden insbesondere an der Tierwelt befürchtet wurden.

Seit seiner Wiedereinführung im Jahr 1993 ist das kontrollierte Brennen im Winterhalbjahr im NSG „Lüneburger Heide" mit geringem Flächenumfang als Pflegemaßnahme zum Einsatz gelangt. Erfahrungen aus diesen Bränden (*Lütkepohl* et al. 1997, *Lütkepohl & Stubbe* 1997, *Melber & Prüter* 1997, *Mirsch* 1996, *Nieden* 2002) sowie die Beobachtungen der Vegetationsentwicklung auf einer Brandfläche in der Wümmeheide von 1996 (unkontrollierter Frühjahrsbrand, vgl. *Stubbe* 2000) und der Blick in die auf Truppenübungsplätzen und Schießplätzen gelegenen Heideflächen (die in Folge des Schießbetriebs häufig brennen oder auf denen das Brennen als Pflegeverfahren eingesetzt wird) führten zu der Zielvorstellung, dieses Pflegeverfahren zukünftig vermehrt anzuwenden. Die durchschnittliche Flächengröße eines kontrollierten Brands im NSG liegt bei etwa einem Hektar. Gebrannt werden vorrangig Hanglagen und steinreiche Flächen sowie Flächen mit stark bewegtem Relief, bei denen eine Mahd als Pflegemaßnahme ausgeschlossen ist.

Einschätzung der Effekte

Die Ergebnisse der Beobachtungen älterer Brandflächen lassen darauf schließen, dass durch kontrollierten Feuereinsatz ein deutlich nachhaltigerer Pflegeeffekt erreicht werden kann als durch Mahd. Entscheidend ist die Intensität des Brandes. Bei zwergstrauchreichen Beständen können Gegenwindfeuer sehr gute Ergebnisse erbringen, gras- und moosreichere Bestände können nur durch Mitwindfeuer halbwegs flächig abgeflämmt werden. Begrenzend für das angestrebte Flächenvolumen beim Winterbrand ist die kühl-feuchte Witterung der Region, durch die ein Abtrocknen der Heideflächen bis zu einem Zustand, der befriedigende Brandintensitäten zulässt, nur selten zustande kommt. Im Durchschnitt der vergangenen Winter ergab sich in der Zeit von November bis März eine Phase von 3 bis 4 Tagen, an denen die Witterung einen Brand zuließ.

Da die Witterung den entscheidenden Faktor für den Erfolg des Brennens als Pflegemaßnahme darstellt, wurde 2003 erstmals ab September gebrannt. So konnte die jährliche Flächengröße für diesen Pflegetyp deutlich auf bisher ca. 30 ha ausgeweitet werden.

Zahlreiche entomologische Veröffentlichungen stellen die Auswirkungen von kontrolliertem Feuereinsatz sehr differenziert dar (vgl. z. B. *Schmidt & Melber* 2004 mit weiteren Quellennachweisen). Teilweise wird das Feuer als wichtiger Faktor für das Vorkommen heidetypischer Arten gewertet. So kommt beispielsweise die Heideschrecke heute nur noch in militärischen Übungsarealen vor, in denen regelmäßig gebrannt wird (*Clausnitzer* 2003, weitergehende Publikation in Vorbereitung).

Die Ergebnisse der Vegetationsentwicklung in den unkontrolliert gebrannten Flächen von 1996 belegen eindrucksvoll die Effektivität des Feuers als Mittel zum Erhalt großräumiger Heideflächen auch im NSG „Lüneburger Heide". Der Verlust des Wacholders in diesen Brandflächen, der erst nach vielen Jahrzehnten wieder einigermaßen ausgeglichen werden kann (bisher keimen nur sehr vereinzelt Jungpflanzen innerhalb der Brandfläche) belegt jedoch, dass auch bei dieser Maßnahme einzelne Arten stark in ihrem Bestand geschädigt werden. Ähnlich schädigend werden sich Brände beispielsweise auf die Bestände von Krustenflechtenarten auf Findlingen innerhalb der Brandflächen bzw. in deren näherem Umfeld auswirken.

Wie der Nachweis einzelner erstickter Reptilien innerhalb von Brandflächen belegt, ergeben sich bei einem herbstlichen Brand neben den witterungsbedingten Vorteilen auch Nachteile gegenüber einem Winterbrand. Hier sind zukünftig Strategien zu entwickeln, um die Schäden an der Fauna möglichst gering zu halten. In jedem

Fall ist auf ein rasches Wiederbesiedlungspotenzial aus ähnlich strukturierten Flächen der Umgebung zu achten, die entsprechend vom Brand auszusparen sind (vgl. *Kaiser* 2004a).

7 Dokumentation der jüngeren Flächenentwicklung am Beispiel des Untersuchungsgebiets „Auf dem Töps"

Mit dem im Norden des NSG „Lüneburger Heide" isoliert gelegenen „Töps" wurde 1994 ein etwa 100 ha großes Heidegebiet aus der Beweidung genommen und seither ausschließlich mechanisch gepflegt. Dieses Gebiet wurde 1992/93 und 2002 vollflächig unter floristischen Aspekten und unter Berücksichtigung von Strukturparametern und der Rohhumusauflagen kartiert (*Kaiser* et al. 1995, *Kaiser* 2002).

Um die Entwicklung der Fläche seither nachvollziehen zu können und Grundlagen für ein zukünftiges Monitoring mit geringerem Aufwand zu schaffen, wurden Transekte angelegt, entlang derer im September/Oktober 2003 in Anlehnung an die von *Kaiser* et al. (1995) sowie *Kaiser* (2002) entwickelte Methodik (siehe *Kaiser* 2004b) Kartierungen durchgeführt wurden.

Auch wenn damit zwei unterschiedliche Methoden zum Einsatz kamen, deuten sich Möglichkeiten zum Vergleich ausgewählter Vegetations- und Strukturparameter an, die Hinweise darauf geben können, ob und ggfs. wie die seither durchgeführten Pflegemaßnahmen in der Summe die Situation der Heide beeinflusst haben (Tab. 3)

Folgende Methode wurde bei der aktuellen Erfassung angewandt: In einem Abstand von ca. 150 m wurden elf parallele, in Nordsüd-Richtung verlaufende Transekte per GPS eingemessen und dauerhaft mit Magneten im Gelände markiert. Der Abstand zu den Wanderwegen am Süd- und Nordrand betrug ca. 5 m, um zu starke Randeffekte zu vermeiden. Die Kartierung wurde auf einem 10 m breiten Streifen (5 m zu beiden Seiten der Lauflinie) durchgeführt. Jedes Transekt wurde hinsichtlich der Vegetation in annähernd homogene Abschnitte unterteilt. Jeder Beginn eines neuen Abschnitts wurde mittels des GPS-Geräts eingemessen. Außerdem wurde von jedem Abschnitt ein Foto angefertigt.

Für jeden Abschnitt wurden in Anlehnung an die von *Kaiser* et al. (1995) vollflächig angewandte Methode folgende Parameter erfasst (vgl. *Kaiser* 2004b):

- Exposition,
- Geländeneigung,
- Vegetationstypen und deren Flächenanteil,
- Flächenanteil mit Vorkommen der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*),
- durchschnittlicher Deckungsgrad der Drahtschmiele auf den Flächen mit Drahtschmielen-Vorkommen,
- durchschnittlicher Gesamt-Deckungsgrad von Pfeifengras (*Molinia caerulea*) sowie Wuchsformen des Pfeifengrases (älter und bultig bzw. Jungpflanzen),
- Flächenanteil mit generativer Verjüngung der Besenheide (*Calluna vulgaris*),
- Flächenanteil mit vegetativer Regeneration der Besenheide,
- Flächenanteil mit Schädigung durch Heideblattkäfer-Befall,
- Höhe der Zwergsträucher in Zentimeter,
- Deckungsgrad der Krautschicht,
- Deckungsgrad der Moosschicht,
- Ausdehnung von Lücken in der Krautschicht in Zentimeter,
- Dichte des Aufkommens von Waldgehölzen (getrennt nach Gehölzarten),
- Flächenanteil mit Rohhumusauflagen von mindestens 1 cm Mächtigkeit.

Vegetationstypen:

- ***HCS:*** trockene Sandheiden in typischer Ausprägung mit vitaler Besenheide und ohne auffällige Vergrasung,
- ***HCF:*** trockene Sandheiden mit auffälligem Flechtenreichtum, Vegetation vielfach lückig und niedrigwüchsig,
- ***HCV:*** von der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) dominierte Sandheiden,
- ***HCD:*** mit Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) deutlich vergraste Sandheiden,
- ***HCM:*** feuchte Sandheiden, angezeigt durch das Auftreten von Pfeifengras (*Molinia caerulea*) und/oder Glockenheide (*Erica tetralix*),
- ***RA:*** artenarme Heide-Sukzessionsstadien, in denen Gräser der Heiden und Magerrasen zur Vorherrschaft gelangen (zumeist Drahtschmiele, tw. Rotes Straußgras [*Agrostis capillaris*], Pfeifengras hier nur beigemischt),
- ***MP:*** artenarme Pfeifengras-Dominanzbestände,
- ***DO:*** offener Rohboden auf frisch durch eine mechanische Pflegemaßnahme behandelten Flächen.

Für die Auswertung der Transektdaten hinsichtlich ihrer Vegetationsausstattung wurde jeweils der mit dem höchsten Anteil vertretene Vegetationstyp als Haupttyp definiert. Für jedes Transekt wurde die Gesamtfläche berechnet und der Flächenanteil der Haupttypen der Abschnitte ermittelt. Von den Transekten werden etwa 7,3 % der Gesamtfläche abgedeckt.

Eine Auswertung aller erhobenen Strukturparameter kann und soll in diesem Rahmen nicht erfolgen. Sie bilden die Grundlage zukünftiger Entwicklungskontrolle. Die Aussagen konzentrieren sich im Folgenden auf die für die Praxis relevanten Anteile von Deschampsia flexuosa an den *Calluna*-Beständen und auf die organischen Auflagehorizonte (Rohhumusauflagen).

Unter den Einschränkungen, die unterschiedliche methodische Ansätze zwangsläufig mit sich bringen, zeigt sich, dass der Anteil nahezu reiner *Deschampsia*-Bestände mit nur gelegentlich auftretenden oder abgestorbenen *Calluna*-Pflanzen (HCD im Sinne von *Kaiser* et al. [1995]: 32 %, RA gemäß der Transektkartierung von 2003: 27 %) im Verlauf der letzten zehn Jahre etwa konstant geblieben ist. *Calluna*-Bestände mit geringen bis höheren *Deschampsia*-Anteilen (HCS im Sinne von *Kaiser* et al. [1995]: 61 %, HCS und HCD im Sinne der Kartierung von 2003: 51 %) haben sich in ihrem Flächenanteil ebenfalls nur geringfügig geändert. Eine weitere Aufgliederung der *Calluna*-Bestände in solche mit geringerem und höherem Anteil der Drahtschmiele ist aufgrund des geänderten Kartieransatzes nicht möglich.

Es ist somit kein Trend bezüglich einer flächenmäßigen Zu- oder Abnahme von Vegetationsbeständen mit hohem bis sehr hohem *Deschampsia*-Anteil in den letzten zehn Jahren erkennbar.

Eine Auswertung der Daten für den erhobenen Parameter „Durchschnittlicher Deckungsgrad der Drahtschmiele auf den Flächen mit Drahtschmielen-Vorkommen" unterstützt diese Aussage. In den Größenklassen „Deckungsgrad 11-25 %", „Deckungsgrad 26–50 %" und „Deckungsgrad 51–100 %" finden sich mit Wertepaaren von 21 %/12 %, 0 %/24 % und 40 %/42 % (erste Zahl jeweils für die Kartierung nach *Kaiser* et al. [1995], zweite Zahl gemäß Transekt-

kartierung 2003) vergleichbare Flächenverhältnisse, aus denen unter den gegebenen methodischen Unsicherheiten kein Trend der Zu- oder Abnahme ableitbar ist.

Als weitere praxisrelevante Komponente tritt die organische Bodenauflage (Rohhumusauflage) hinzu. Ihre Mächtigkeit wird als ein besonders wichtiger Indikator für die langfristige Entwicklung der Flächen betrachtet (vgl. beispielsweise *Lindemann* 1989). Je geringer die Rohhumusauflage ist, desto jünger und vitaler sind i.d.R. die darauf stockenden Heidepflanzen und desto günstiger sind die Bedingungen für eine Verjüngung der Pflanzen. Eine zunehmende Rohhumusauflage deutet dagegen auf einen Übergang zum Degenerationsstadium der Heide hin. Eine Verjüngung der Heidepflanzen ist bei stärkerer Rohhumusauflage nur noch durch intensive Pflegeeingriffe (vgl. Kapitel 6) möglich.

Im Vergleich der beiden Kartierungen zeigt sich ein Anstieg des diesbezüglichen Strukturparameters „Flächenanteil mit Rohhumusauflagen von mindestens 1 cm Mächtigkeit" im Verlauf der letzten zehn Jahre. Hatten 1992/93 noch 22 % der Gesamtfläche Rohhumusauflagen von mehr als 1 cm auf mehr als 50 % der jeweils abgegrenzten Teilflächen, so wurde 2003 ein Wert von ca. 60 % ermittelt.

Bei der vorgegebenen Messeinheit von ± 1 cm ist im Gelände bei unterschiedlichen Kartierern jedoch mit methodisch bedingten Unschärfen zu rechnen, die einen unmittelbaren Vergleich relativieren können. Für zukünftige Kartierungen sollte ein auch für die Planung von Pflegemaßnahmen relevanterer Wert von 3 cm Rohhumusauflage als Maß Verwendung finden.

Anhand der beim VNP vorhandenen Aufzeichnungen konnten die auf dem Töps von 1987 bis Oktober 2003 durchgeführten Heidepflegemaßnahmen und die damit verbundenen Kosten sowie Biomasseausträge quantifiziert werden (Tab. 3). Bis 1994 wurde der Töps zusätzlich beweidet.

Hinsichtlich der Kostenaufstellung ist zu beachten, dass es sich teilweise um Schätzwerte handelt, da für die Zeit vor 1993 keine vollständigen Unterlagen mehr einsehbar waren. Vermutlich liegen die aufgewendeten Kosten real eher höher als hier kalkuliert. Eine, wie beim „Töps", im großen Maßstab flächendeckende und ausschließliche Durchführung maschineller Pflegeverfahren erscheint vor diesem Hintergrund in Zeiten knapper Kassen schwer realisierbar, zumal es allein auf Basis mechanischer Pflegemaßnahmen und Feuereinsatz offensichtlich nicht möglich war, innerhalb von etwa zehn Jahren den Vergrasungsgrad der Flächen erkennbar zu reduzieren und der Rohhumusanteil sogar gestiegen ist. Zudem sind Teilflächen des „Töps" nicht maschinell zu pflegen, da sie ein sehr welliges Relief besitzen. Aus diesen Gründen wird vom VNP eine Wiedereinführung der Beweidung angestrebt.

Tab. 3: Heidepflegemaßnahmen und deren Kosten sowie Biomasseausträge im Heidegebiet „Auf dem Töps" von 1987 bis 2003.

Art der Pflege	Fläche gesamt (ha)	Kosten gesamt €	Biomasse-austräge (t)
Brand	6,4	2.229	51,8
Mahd	39,3	14.432	318,3
Plaggen	7,3	40.930	477,4
Schoppern	13,0	16.578	630,5
Entkusseln	74	43.911	
Gesamt:	**140**	**117.540**	**1.478**

8 Aus der praktischen Erfahrung des VNP abgeleitete Empfehlungen für den Einsatz unterschiedlicher Pflegeverfahren im NSG „Lüneburger Heide"

Die im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps" erzielten wissenschaftlichen Ergebnisse und die im gesamten NSG „Lüneburger Heide" gesammelten praktischen Erfahrungen zeigen, dass alle Pflegeverfahren jeweils sehr spezifische Vor- und Nachteile aus ökologischer und aus ökonomischer Sicht haben (*Kaiser* 2004c, *Müller & Schaltegger* 2004). Zum Erhalt der Vielfalt heidetypischer Arten und zur Vermeidung unerwünschter Begleitwirkungen ist es erforderlich, Pflegemaßnahmen mit starker Eingriffsintensität immer nur kleinflächig anzuwenden. Vor diesem Hintergrund kommt der exakten Dokumentation der durchgeführten Pflegeeingriffe mit möglichst genauer Lageabgrenzung eine besondere Bedeutung zu. Der Umstieg auf ein GIS/GPS gestütztes Dateneingabe- und Verwaltungsverfahren wird die Arbeit des VNP in dieser Beziehung zukünftig erleichtern. Als wichtig wird hierbei erachtet, gewisse Konzentrationszentren für einzelne Pflegemaßnahmentypen herauszuarbeiten. So kann eine gewisse Kontinuität der Lebensraumentwicklungen erreicht werden.

Im Folgenden wird dargestellt, welche Flächentypen mit welchen Verfahren unter den praktischen Bedingungen des NSG „Lüneburger Heide" zukünftig gepflegt werden sollen. Diese Vorgehensweisen berücksichtigen die von *Kaiser* (2004c) abgeleiteten naturschutzfachlichen Ziele und Maßnahmenhinweise. Tabelle 4 zeigt zusammenfassend auf, unter welchen Ausgangsbedingungen die jeweiligen Verfahren erfolgversprechend eingesetzt werden können.

Durch die Aufgabe der militärischen Nutzung in den ehemaligen Roten Flächen hat sich der Anteil an Heideflächen, die durch den VNP zu pflegen sind, in etwa verdoppelt. Zukünftig werden etwa 5.100 ha durch geeignete Pflegemaßnahmen zu erhalten sein. Neben der Beweidung, welche den flächenhaftesten Ansatz zum Erhalt dieser Kulturlandschaft darstellt und die höchste Akzeptanz durch Besucher erfährt, wird die Anwendung weiterer Pflegeverfahren besonders wichtig werden. Die ehemaligen Panzerübungsflächen weisen bisher noch keine stärkeren Rohhumusauflagen auf. Hier können besonders effektiv das Brennen und das Mähen die Beweidung ergänzen.

In den „alten Heideflächen" gilt es, einen hohen Strukturreichtum zu erhalten bzw. zu schaffen sowie auch Pionierstadien in hinreichendem Umfang zu entwickeln. Hier sind Mahd und Brand alleine häufig nicht ausreichend, um gemeinsam mit der Beweidung einer Vergrasung und sonstigen Degradierung der Heideflächen entgegenzuwirken. In mehr oder minder vitalen Heidebeständen kommt hier das Schoppern zum Einsatz. Auf Flächen, auf

Tab. 4: Einsatz von Heidepflegeverfahren in Abhängigkeit unterschiedlicher Ausgangssituationen.

Ausgangssituation	Plaggen (Plaggmaschine)	Plaggen (Bagger)	Schoppern	Mulchmahd + Bandharke	Mahd	Kontrolliertes Brennen
Rohhumusauflage größer 3 cm und/oder Grasanteil größer 30 %. Absterbende und abgestorbene Heidebestände. Pfeifengrasreiche Bestände	typische Plaggfläche bei geringen Gehölzdichten bei mäßig bewegtem Relief	Kleinflächen unter 2000 m² Hanglagen größer 15 % Steigung stark bewegtes Relief (Dampfpflugrinnen) Dominantes Auftreten von Drahtschmiele oder Landreitgras				in Pfeifengrasbeständen bei nachfolgender Beweidung
Rohhumusauflage geringer als 3 cm unter 30 % Vergrasung Heide z.B. durch Heidekrautblattkäfer frisch abgestorben		gezielte Anlage kleinflächiger Offenbodenbereiche	typische Schopperfläche in vitalen, gleichaltrigen aber überalterten Heidebeständen kann die Rohhumusauflage bis 4 cm betragen (dann Mahd vorgeschaltet)	mögliche Nachpflege von Schopperflächen mit anzureichernder Rohhumusentnahme (oder moosreichen Mahdflächen)	in vitalen bzw. frisch durch Heidekrautkäferfraß geschädigten Beständen mit geringer Rohhumusauflage	in durch Trockenheit oder Heidekrautkäferfraß geschädigten Beständen ohne extremen Moos- oder Grasfilz
Vitale, jedoch gleichaltrige, monotone Heidebestände steinarmes, nur leicht geneigtes Gelände, nicht zu unebenes Gelände Vergrasungsanteil unter 10 % geringe Gehölzdichte	Zur Erhöhung der Strukturvielfalt kleinflächig auch in vitalen, jedoch rohhumusreichen Beständen	gezielte Anlage kleinflächiger Offenbodenbereiche	typische Schopperfläche Erhalt des Artenrechtums z.B. im Hinblick auf Schwarzwurzel und Quendelseide eine Vergrasung vorbeugend		typische Mahdfläche Heidemahd, da vermarktungsfähiges Mahdgut	Brand zur Erweiterung der Strukturvielfalt gegenüber einem alleinigen Einsatz der Mahd
Hanglagen, findlingsreiches Gelände, Vergrasungsanteil bis 50 % (jedoch nicht bei starker Verfilzung)						Typische Brandfläche Brand bei besonders lang anhaltender, trockener Witterung

denen die Rohhumusanreicherung bereits fortgeschritten ist, bzw. die schon stark vergrast sind, wird in den kommenden Jahren noch ein flächenhaftes Plaggen erfolgen müssen. Vor dem Hintergrund der hohen Kosten dieser Maßnahme und der Intensität dieses Eingriffs muss es auf längere Sicht jedoch Ziel der Pflegeplanung sein, das Plaggen nur noch relativ kleinflächig zur Schaffung von Offenbodenstandorten und deren Sukzessionsstadien durchzuführen. Wie in der Vergangenheit kommt dem Beweidungsmanagement die Schlüsselrolle beim Erhalt der Heidelandschaft zu.

9 Zusammenfassung

Das Untersuchungsgebiet „Lüneburger Heide" wird hinsichtlich seiner naturräumlichen Lage und seiner Landschaftsgeschichte charakterisiert. Die vom Verein Naturschutzpark e.V. (VNP) durchgeführten Heidepflegemaßnahmen Beweidung mit Heidschnucken, kontrolliertes Brennen, maschinelles Mähen, Schoppern und Plaggen werden beschrieben und aus Praxissicht beurteilt.

Summary

The study area "Lüneburger Heide" nature reserve is characterized with respect to its position in northwest Germany and to its landscape history. The management tools which are used by the private nature conservation association "Verein Naturschutzpark" (VNP) to safeguard remaining heathlands of a total size of approx. 5.000 ha, such as sheep grazing, prescribed burning and mechanical measures like mowing, "schoppern" and "plaggen", are described and assessed from a practical point of view.

Literatur

Becker, K., 1995: Paläoökologische Untersuchungen in Kleinmooren zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte der zentralen Lüneburger Heide. – Diss., FB Biologie der Univ. Hannover, 152 S. + Anh.

Brandes, W., 1998: Durch die „öde Heyde". – Jb. d. Landkrs. Soltau-Fallingbostel 1998, 48–55.

Buchwald, K., 1974: Funktionswandel und landespflegerische Problematik

eines nordwestdeutschen Naturschutzgebietes. – Nachrichten der Technischen Universität Hannover 1. Hj., 23–36.

Clausnitzer, H.-J., 2003: Gampsocleis glabra in heathlands of Northern Germany. – 8th European Heathland Workshop, Abstracts of talks and posters. Excursion guide, 27.

Cordes, H., 1997: Naturschutz in der Lüneburger Heide. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. Hauschild, Bremen, 307–316.

Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.), 1981: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – künftige Behandlung des Schutzgebietes. – Stellungnahme mit Anlage an Ministerpräsident Dr. Albrecht vom 16.5.78. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 38, 742–747.

Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.), 1985: Zur weiteren Entwicklung von Heide und Wald im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 48, 745–774.

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

Gröll, W., 1998: Zum Landschaftserlebnis der Heide. – In: *Brockhoff, H., Wiese, G., Wiese, R.* (Hrsg.): Ja, grün ist die Heide … Aspekte einer besonderen Landschaft – Schriften des Freilichtmuseums am Kiekeberg 33, Ehestorf, 133–156.

Hammann, W., 1962: Die Kulturlandschaft im südlichen Einzugsbereich der Schmalen Aue, einem Teilgebiet der Lüneburger Heide. – Diss. Hamburg, 357 S.

Hanstein, U., 1997: Die Wälder. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v.d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild, Bremen, 113–126.

Hanstein, U., Kaiser, T., Koopmann, A., 1997: Historische Nutzungen. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild, Bremen, 63–72.

Härdtle, W., Frischmuth, M., 1998: Zur Stickstoffbilanz nordwestdeutscher Zwergstrauchheiden und ihre Störung durch atmogene Einträge (dargestellt am Beispiel des NSG Lüneburger Heide). – Jb. d. Nat.wiss. Ver. Fst. Lbg. 41, 197–204.

Jankuhn, H., 1969: Vor- und Frühgeschichte vom Neolithikum bis zur Völkerwanderungszeit. – Deutsche Agrargeschichte, Bd. 1. – Ulmer, Stuttgart, 300 S.

Kaiser, T., 2002: Monitoringuntersuchungen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Arbeitsgruppe Land & Wasser, Gutachten im Auftrage des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie [unveröffentlicht].

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

Kaiser, T., 2004b: Floristische und vegetationskundliche Erfolgskontrolle auf den Sandheiden und Magerrasen im Projektgebiet „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, im Druck.

Kaiser, T., 2004c: Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Operationalisierung der Forschungsergebnisse für die naturschutzfachliche Planung. – NNA-Berichte, 17, 2, 213–221.

Kaiser, T., Stubbe, A., 2004: Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 17, 2, 137–144.

Kaiser, T. et al., 1995: Pflege- und Entwicklungsplan Lüneburger Heide. – Gutachten im Auftrage des Vereins Naturschutzpark e.V., Celle, 2940 S. [unveröffentlicht].

Kersten, K., 1964: Urgeschichte des Naturparkes Wilsede. – Lax, Hildesheim, 68 S. und 38 Tafeln.

Koopmann, A., 1997: Dreeschwirtschaft. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild, Bremen, 68–69.

Koopmann, A., 2001: An Naturschutzzielen und historischer Heidebauernwirtschaft orientierte Landwirtschaft auf Sandböden. Fallstudie Landschaftspflegehof Tütsberg (Lüneburger Heide). – Göttinger Bodenkundliche Berichte 114, 209 S.

Koopmann, A., Brandt, H., Jüttner, E., Prüter, J., 1997: Der Landschaftspflegehof Tütsberg. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild, Bremen, 155–162.

Lindemann, K., 1989: Ursachen der Veränderung von Heidegesellschaften – Folgerungen für Pflegemaßnahmen. – NNA-Berichte 2, 3, 162–165.

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, 10–17.

Lütkepohl, M., 2001: Die Entwicklung von Sandheiden, Moorheiden und Ackerbrachen unter dem Einfluss der Beweidung durch Heidschnucken. – Natur- und Kulturlandschaft 4, 217–223.

Lütkepohl, M., 2002: Die Heidelandschaft im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Entwicklungsgeschichte, Ökologie und Management. – Oldenburger Geoökologische Studien 5, 135–160.

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. – Hauschild, Bremen, 87–100.

Lütkepohl, M., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 229–238.

Lütkepohl, M., Prüter, J., 1998: Naturschutz – Geschichte und Aufgaben im Wandel der Zeit. – In: *Brockhoff, H., Wiese, G., Wiese, R.* (Hrsg.): Ja, grün ist die Heide … Aspekte einer besonderen Landschaft, Schriften des Freilichtmuseums am Kiekeberg 33, Ehestorf, 217–243.

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

Meisel, S., 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg Süd. – Geografische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. – Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Institut für Landeskunde (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg.

Melber, A., Prüter, J., 1997: Zu den Auswirkungen eines kontrollierten Winterfeuers auf die Wirbellosenfauna einer Calluna-Sandheide – erste Ergebnisse. – NNA-Berichte 10, 5, 115–118.

Mirsch, A., 1997: Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brandflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme. – NNA-Berichte 10, 5, 119–128.

Mockenhaupt, M., 2004: Beobachtungen zur Heidschnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Jb. Naturwiss. Ver. Fürstentum Lüneburg 43, im Druck.

Mockenhaupt, M., Keienburg, T., 2004: Ansätze zur Untersuchung von Stickstoffbilanzen der Hüteschafhaltung im NSG. – NNA-Berichte 17, 2, 116–122.

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

Nieden, A., 2002: Untersuchungen an ausgewählten Wirbellosengruppen zum Einfluss von Brennen und Beweidung in einer *Calluna*-Heide – Hannover: Universität, Hausarbeit im Rahmen der Ersten Staatsprüfung für das Gymnasium [unveröffentlicht].

Peters, A., 1928: Die Wirtschaftssysteme der Lüneburger Heide. – Diss., Landwirtschaftl. Hochschule Berlin, 83 S.

Peters, W., 1862: Die Heidflächen Norddeutschlands – Eine vom Centralausschuß der Königlich Hannoverschen Landwirtschaftsgesellschaft zu Celle zum Abdruck ausgewählte Preisschrift. Carl Meyer, Hannover, 150 S.

Pintschovius, H.-J., 1998: Heidebauernwirtschaft. – In: *Brockhoff, H., Wiese, G., Wiese, R.* (Hrsg.): Ja, grün ist die Heide ... Aspekte einer besonderen Landschaft. – Schriften des Freilichtmuseums am Kiekeberg 33, Ehestorf, 57–71.

Roeder, B. v., 1997: Die Naturschutzgebietsverordnung. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. Hauschild, Bremen, 317–321.

Salfeld, A., 1882: Die Kultur der Haidflächen Nord-West-Deutschlands. – 3. Ausgabe. Gerstenberg, Hildesheim, 192 S.

Schmidt, L., Melber, A., 2004: Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands. – NNA-Berichte 17, 2, 145–164.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

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

Stubbe, A., 2000: Die Entwicklung der Brandfläche in der Wümmeheide. – Naturschutz- und Naturparke 179, 32–36.

Symes, N. C., Day, J., 2003: A practical guide to the restoration and management of lowland heathland. – The RSPB, Sandy, 307 S.

Thaer, A., 1799: Beschreibung des Herzogthums Lüneburg in landwirthschaftlicher Hinsicht. – Annalen der Niedersächsischen Landwirthschaft 11, 1–92.

Tüxen, R., 1967: Die Lüneburger Heide. Werden und Vergehen einer Landschaft. – Rotenburger Schriften, Rotenburg/W., 26.

Tüxen, R., 1973: Zum Birken-Anflug im Naturschutzpark Lüneburger Heide. Eine pflanzensoziologische Betrachtung. – Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Neue Folge 15/16, 203–209.

Tüxen, R., 1979: Zur Birkenfrage in der Heide. – Natur und Landschaft 54, 5, 158.

Völksen, G., 1993: Die Entstehung der Kulturlandschaft „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 6, 3, 4–9.

Völksen, G., 1998: Entstehung und Wandel der Kulturlandschaft Lüneburger Heide. – In: *Brockhoff, H., Wiese, G., Wiese, R.* (Hrsg.): Ja, grün ist die Heide ... Aspekte einer besonderen Landschaft. – Schriften des Freilichtmuseums am Kiekeberg 33, Ehestorf, 9–31.

Wicke, G., 2003: Blühende Heide – ProLand macht es möglich. Mitteilungen aus der NNA 14, 1, 36–37.

Wilkens, H., 1981: Faunistisch-ökologische Charakterisierung und Bewertung der Heidegebiete im „Naturschutzpark Lüneburger Heide". – Band 1: Zusammenfassende Darstellung, ökologischer Intaktheitsgrad, Leitlinien eines Pflegeplanes. – Hamburg: Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Lüneburg.

Anschriften der Verfasser

Dr. Andreas Koopmann
Verein Naturschutzpark e.V.
Landschaftspflegehof Tütsberg
D-29640 Schneverdingen-Heber

Dipl.-Ing. Dirk Mertens
Verein Naturschutzpark e.V.
Niederhaverbeck 7
D-29646 Bispingen

unter Mitarbeit von

Dr. Heike Brenken
Verein Naturschutzpark e.V.
Landschaftspflegehof Tütsberg
D-29640 Schneverdingen-Heber

Dipl.-Ing. Ursula Englert
Verein Naturschutzpark e.V.
Niederhaverbeck 7
D-29646 Bispingen

Zur Nährstoff- und Vegetationsdynamik von Heideökosystemen – Grundlagen und Forschungskonzeption

von Werner Härdtle*

1 Rahmenbedingungen

Magere Offenlandschaften wie Zwergstrauchheiden und Sandtrockenrasen sind charakteristische Kulturlandschaften im nordwestlichen Mitteleuropa. Ihre Enstehung lässt sich pollenanalytisch und historisch bis in die Jungsteinzeit zurückverfolgen, besonders großflächig verbreitet waren diese aber zur Blütezeit des Heidebauerntums in den Geestgebieten Nordwestdeutschlands (*Völksen* 1993, *Lütkepohl & Kaiser* 1997).

In Heidelandschaften sind anspruchslose Chamaephyten wie *Calluna vulgaris, Erica tetralix* oder *Empetrum nigrum* vegetationsbestimmend. Ihre Standorte sind Podsole oder podsolige Böden unterschiedlicher Hydrologie mit Boden-pH-Werten im Aluminium- oder Eisen-Pufferbereich. Hinsichtlich ihrer Morphologie und Stoffwechselphysiologie sind diese Arten an geringste Nährsalz-, insbesondere Stickstoff- und Phosphornachlieferungsraten adaptiert. Ihre generative und vegetative Verjüngung hängt zugleich aber auch von der über Jahrhunderte praktizierten Wirtschaftsweise der Heidebauern ab.

Zwergstrauchheiden sind heute nicht nur bundesweit, sondern auch in Niedersachsen stark gefährdete Phytocoenosen (*v. Drachenfels* 1996). Vorgaben des Bundes- und des niedersächsischen Landesnaturschutzgesetzes verpflichten demgemäß zum Schutz der bis heute erhaltenen Zwergstrauchheiden. Auch im NSG „Lüneburger Heide" mit den bundesweit noch größten zusammenhängenden Heideflächen des Tieflands gilt die Pflege und Erhaltung zwergstrauchdominierter Bestände als prioritäres Ziel der Gebietsentwicklung. Demgemäß sieht der Pflege- und Entwicklungsplan zum Naturschutzgebiet vor, vorhandene Heideflächen durch geeignete Maßnahmen künftig um etwa 27 % zu vergrößern (*Kaiser* 1997).

Neben dem Rückgang an Heideflächen durch Aufforstung haben sich diese während der vergangenen Jahrzehnte auch qualitativ verändert. Eine Vielzahl jüngerer Studien belegt, dass am Wandel des Artengefüges – neben veränderten Nutzungsbedingungen – atmogene Nährstoff-, insbesondere Stickstoffeinträge ursächlich beteiligt sind (vgl. *Heil & Diemont* 1983, *Helsper* et al. 1983, *Heil & Bruggink* 1987, *Engel* 1988, *Berendse* et al. 1987, 1989, *Steubing & Buchwald* 1989, *Berendse* 1990, *Webb* 1990, *van der Eerden* et al. 1991, *Mickel* et al. 1991, *Heil & Bobbink* 1993, *Iason & Hester* 1993, *Marrs* 1993, *Steubing* 1993, *Biermann* et al. 1995, *Caporn* et al. 1994, 1995). Vor diesem Hintergrund ist die Frage bedeutsam, wie gegenwärtig bestehende, atmogene Stickstoffdepositionen den N-Haushalt der Systeme verändern und inwieweit heute praktizierte Pflegemaßnahmen einer Nährstoff- beziehungsweise N-Akkumulation entgegenzuwirken oder diese zu kompensieren vermögen.

2 Zur Wirkung atmogener Depositionen auf die Nährstoff- und Vegetationsdynamik von Heide-Ökosystemen

Es ist davon auszugehen, dass im Rahmen einer historischen Heidenutzung Heidelandschaften als **Nährstoffquelle** fungierten, in Anbetracht des Nutzungswandels und heute bestehender Depositionsraten diese sich aber möglicherweise zu einer **Nährstoffsenke** entwickelten (*Härdtle* et al. 2004). Ein solcher **source-sink-Funktionswandel** würde zwangsläufig zu veränderten Nährstoffkreisläufen und -bilanzen führen, die u. a. in einem Umbau des Artengefüges Ausdruck fänden.

Bislang vorliegende Untersuchungen geben bereits gute Vorstellungen über Größenordnungen atmogener Stickstoffeinträge in Heideökosysteme Nordwestdeutschlands (*Matzner & Ulrich* 1980, *Steubing* 1993, *Pitcairn & Fowler* 1995). Diese verteilen sich, bei jährlichen Gesamtdepositionen zwischen 20 und 28 kg pro Hektar, zu etwa gleichen Teilen auf NO_x- und NH_y-Verbindungen (*Steubing* 1993). Im Gegensatz dazu fehlen Untersuchungen, welche die heute bestehenden P-, K-, Ca- und Mg-Einträge quantifizieren und eine Wirkungsabschätzung auf Vegetation und Fauna versuchen. Wenig bekannt ist überdies, welche der genannten Nährelemente limitierend oder auch kolimitierend auf die Primärproduktion der Ericaceen wirken. Vielfach beschrieben sind Phänomene, nach denen insbesondere Stickstoffeinträge eine „Vergrasung" von Heiden begünstigen, indem die vormals vegetationsbestimmenden Chamaephyten durch verschiedene Süßgräser verdrängt werden (vgl. u. a. *Engel* 1988, *Dierssen* 1993, *Lindemann* 1989, 1993, *Steubing* 1993). In diesem Konkurrenzprozess sind besonders zwei Arten bedeutsam, einerseits die Besenheide (*Calluna vulgaris*) als wichtigste Vertreterin der Zwergsträucher, und andererseits die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) als das in trockenen Zwergstrauchheiden derzeit expansivste Süßgras. Hervorzuheben ist, dass sich während der vergangenen Jahre die Konkurrenzbedingungen nicht nur infolge atmogener Nährstoffeinträge zugunsten von *Deschampsia* verschoben haben, sondern auch Änderungen beziehungsweise die Aufgabe traditioneller Nutzungsformen neue Rahmenbedingungen schufen, von denen *Deschampsia* profitierte (*Härdtle & Frischmuth* 1998). Es läßt sich resümieren, dass nicht nur atmogene N-Einträge, sondern auch Nutzungsänderungen und -aufgabe (mit Rohhumusakkumulation, Bestandsüberalterung und Verbuschung als häufige Folgen) die Wuchsbedingungen für *Deschampsia* entscheidend verbesserten.

3 Forschungsansatz und -konzeption

Kernziel des an der Universität Lüneburg angesiedelten Teilprojekts war, die Auswirkungen tradierter Pflegeverfahren, vorrangig Beweidung und kontrollierter Feuereinsatz, zusätzlich aber auch die moderne maschinelle Umset-

* 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".

zung althergebrachter Methoden des Nährstoffentzugs über Mahd und Plaggen, auf die Nährstoff- und Vegetationsdynamik in zwergstrauchdominierten Offenlandschaften Nordwestdeutschlands zu untersuchen. Im Vordergrund stand dabei die Frage, wie atmogene Nährstoffeinträge die in den Systemen in verschiedenen Kompartimenten vorhandenen Vorräte verändern und welche Nährstoffmengen durch einzelne Pflegeverfahren oder Maßnahmenkombinationen entzogen werden. Nur wenn alle Input- und Outputmengen bekannt sind, lässt sich bezüglich einzelner Verfahren abschätzen, inwieweit diese einer Nährstoffakkumulation in Heiden entgegenzuwirken bzw. diese zu kompensieren vermögen. Mit Bezug auf diese Maßnahmen können zugleich Möglichkeiten und Grenzen des Heidemanagements analysiert und diskutiert werden.

Ein besonderes Augenmerk wurde bei den Untersuchungen deshalb auf solche Input- bzw. und Output-Prozesse gelegt, die bislang wenig untersucht und deren Wirkung bislang lediglich in grober Näherung kalkulierbar war. Hierzu gehören Einträge und Entzüge im Rahmen einer Schafbeweidung (Kot- und Harnstoffeinträge, Biomasseentzüge durch Verbiss), des kontrollierten Brennens sowie allgemein Auswaschungsvorgänge in Heideböden, die besonders auf Sandböden oder frisch geplaggten Flächen Maximalwerte erreichen dürften, bislang aber nicht quantifiziert wurden.

Vor diesem Hintergrund waren die folgenden Teilfragestellungen von besonderem Interesse:

Kontrolliertes Brennen:

- Wie effizient und in welcher Menge lassen sich mittels Feuer Nährstoffe (insbesondere Stickstoff) aus Heideökosystemen entziehen und welche Bedeutung hat Feuereinsatz diesbezüglich im Vergleich zu den anderen Pflegemaßnahmen (Plaggen, Beweidung, Mahd)?
- Wie groß ist beim Feuereinsatz die im Oberboden mobilisierte Nährstoffmenge, die dadurch induzierte Auswaschungsrate mit dem Sickerwasserstrom und die Rückfuhr von Nährstoffen durch Ascheposition?
- Wie ändert sich durch das Brennen einer Heidefläche die Gesamtnährstoffbilanz (bezogen auf N und P) des Ökosystems und kann Brennen in dieser Hinsicht als effiziente Maßnahme beurteilt werden, mittels derer sich Eutrophierungseffekte zumindest partiell kompensieren lassen?

Beweidung:

- Wie ändert sich durch eine Schafbeweidung die Gesamtnährstoffbilanz (insbesondere N und P) eines Heideökosystems und welche Größenordnungen haben die Nährstoffzufuhr durch Harn und Kot im Vergleich zum Nährstoffentzug durch Biomasseentnahme infolge eines Verbisses der Heidepflanzen?

Mahd, Schoppern, Plaggen:

- Wie groß sind die Nährstoffentzüge durch die Maßnahmen Mahd, Plaggen, und Schoppern und wie groß sind die Vorräte in verschiedenen Humushorizonten (O-Lagen und A-Horizonte), die bei diesen Pflegeverfahren in unterschiedlichem Maße aus den Systemen entfernt werden?

Ergebnisse der zur Beantwortung dieser Fragen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" und z.T. auch im „Neustädter Moor" in der Diepholzer Moorniederung durchgeführten Felduntersuchungen sowie ein integrierender nährstoffbezogener Vergleich der Pflegemaßnahmen sind in diesem Band den Arbeiten von *Niemeyer* et al. (2004), *Sieber* et al. (2004), *Fottner* et al. (2004), *Falk* et al. (2004), *Jirjahn* et al. (2004), *Mockenhaupt & Keienburg* (2004) sowie *Härdtle* et al. (2004) zu entnehmen.

4 Zusammenfassung

Die aktuell zu beobachtenden Veränderungen im Artengefüge atlantischer, durch menschliche Nutzung entstandener Zwergstrauchheiden werden z.T. durch atmogene Nährstoffeinträge verursacht. Bestimmte Pflegeverfahren sollen diesen Veränderungen entgegenwirken. In einem Verbundforschungsvorhaben wurden die Auswirkungen solcher Verfahren auf die Nährstoffdynamik in Zwergstrauchgesellschaften in Nordwestdeutschland untersucht. Die im Vorhaben verfolgten Fragestellungen und Forschungsansätze werden vorgestellt.

Summary

Changes in the vegetation of heathlands in atlantic Europe which can currently be observed are partly caused by nutrient deposition. Specific management measures aim to counteract these changes. In a research project in northwest Germany the impacts of such measures on nutrient cycling in heathlands were investigated. Pursued questions and research concepts of the project are presented.

Literatur

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

Berendse, F., Bobbink, R., Rouwenhorst, G., 1989: A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. II. Litter decompostion and nutrient mineralization. – Oecologia 78, 338–348.

Berendse, F., Oudhof, H., Bol, J., 1987: A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. – Oecologia 74, 174–184.

Biermann, R., Breder, Chr., Daniels, F., Kiffe, K., 1995: Flechten und Moose als Indikatoren bei der Bewertung von Heiden. – Natur und Landschaft 70, 247–251.

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

Caporn, S. J. M., Song, W., Read, D. J., Lee, J. A., 1995: The effect of repeated nitrogen fertilization on mycorrhizal infection in heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull]. – New Phytol. 129, 605–609.

Dierssen, K., 1993: Binnenländische und küstengebundene Heiden im Vergleich. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 183–197.

Drachenfels, O. v., 1996: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. – Natursch. u. Landschaftspfl. in Nieders. 34, 1–146.

Eerden, L. J. van der, 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 Bot. Neerl. 40, 4, 281–296.

Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoff-haltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide (Verdrängung von

Calluna vulgaris durch *Deschampsia flexuosa*). – Inaugural-Diss., Univ. Gießen.

Falk, K., Härdtle, W., Mohamed, A., 2004: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe in Podsol-Böden (NSG „Lüneburger Heide"). – NNA-Berichte 17, 2, 108–111.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

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

Härdtle, W., Frischmuth, M., 1998: Zur Stickstoffbilanz von Zwergstrauchheiden Nordwestdeutschlands und ihre Störung durch atmogene Einträge. – Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg. 41,197–204.

Heil, G. W., Bobbink, R., 1993: „Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. – Ecological Modelling 68, 161–182.

Heil, G. W., 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. – Vegetation 53, 113–120.

Helsper, H. P. G., Glenn-Lewin, D., Werger, M. J. A., 1983: Early regeneration of Calluna heathland under various fertilization treatments. – Oecologia 58, 208–214.

Iason, G. R., Hester, A. J., 1993: The response of heather (Calluna vulgaris) to shade and nutrients – predictions of the carbon-nutrient balance hypothesis. – Journal of Ecology 81, 75–80.

Jirjahn, B., Härdtle, W., Mohamed, A., 2004: Auswirkungen von Brand und Mahd auf die Ernährungssituation von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* in Heideökosystemen. – NNA-Berichte 17, 2, 112–115.

Kaiser, T., 1997: Der Pflege- und Entwicklungsplan. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild, Bremen, 341–352.

Lindemann, K.-O., 1989: Ursachen der Veränderung von Heidegesellschaften – Folgerungen für Pflegemaßnahmen. – NNA-Berichte 2, 3, 162–165.

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

Marrs, R. H., 1993: An Assessment of change in Calluna heathlands in Breckland, Eastern England, between 1983 and 1991. – Biological Conservation 65, 133–139.

Matzner, E., Ulrich, B., 1980: The Transfer of Chemical Elements within a Heath-Ecosystem (Calluna vulgaris) in Northwest Germany. – Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 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. – Angew. Botanik 65, 359–372.

Mockenhaupt, M., Keienburg, T., 2004: Ansätze zur Untersuchung von Stickstoffbilanzen der Hüteschafhaltung im NSG „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 116–122.

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.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

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

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

Völksen, G., 1993: Die Entstehung der Kulturlandschaft „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 6, 3, 4–9.

Webb, N. R., 1990: Changes on the Heathlands of Dorset, England, between 1978 and 1987. – Biological Conservation 51, 273–286.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Werner Härdtle
Universität Lüneburg
Institut für Ökologie und
Umweltchemie
D-21332 Lüneburg

Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden

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

1 Einführung

Zwischen Feuer und Heide besteht seit alters her ein enger Zusammenhang. So lässt sich die Entstehung von Heidelandschaften durch Feuer bis in die Steinzeit zurück verfolgen (*Goldammer* et al. 1997, *Lütkepohl & Stubbe* 1997, *Haaland* 2002). In der Lüneburger Heide war der Einsatz von Feuer ein traditionelles Instrument der Heidebauern zur Schaffung, Erhaltung und Verjüngung von Heideflächen (*Lütkepohl & Stubbe* 1997, *Lütkepohl & Kaiser* 1997). Vorrangiges Ziel war es, in überalterten Heiden einen Verjüngungsprozess einzuleiten, um anschließend eine nutzbare Weidefläche zu erhalten. Mit Aufgabe der Heidebauernwirtschaft wurden auch die überalterten Heideflächen nicht mehr regelmäßig abgebrannt. Lediglich unkontrollierte Wildfeuer und Feuer auf Truppenübungsplätzen setzten diese „Tradition" fort. Eine einseitige konservierende Pflege der Flächen ist nicht in der Lage, die gewachsene Mannigfaltigkeit, die aus früheren Nutzungsformen hervorgegangen ist, zu erhalten, und führte in der Vergangenheit zu monotonen Strukturen und einer Artenverarmung (*Prüter* 1993, *Lütkepohl* 1993). Vor diesem und vor dem Hintergrund der gestiegenen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in den vergangenen Jahrzehnten gewann das kontrollierte Brennen als geeignete Pflegemaßnahme für den Naturschutz an Bedeutung und wird seit 1993 mit Erfolg auch im Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide" wieder angewendet (*Lütkepohl* et al. 1997). Um die negativen Auswirkungen auf Flora und Fauna zu minimieren, wird das kontrollierte Brennen fast ausschließlich im Winterhalbjahr durchgeführt (*Gimingham* 1992). In Bezug auf die gestiegenen atmogenen Nährstoffeinträge (insbesondere Stickstoff), welche für eine Artenverschiebung und unerwünschte Sukzessionsprozesse auf mageren Standorten verantwortlich gemacht werden (*Heil & Diemont* 1983, *Engel* 1988, *Berendse* 1990, *Heil & Bobbink* 1993, *Steubing* 1993, *Carpon* et al. 1995), ist es für die landschaftspflegerische Praxis von besonderem Interesse, in welchen Mengen Nährelemente durch kontrolliertes Brennen aus einem System entfernt werden können, dessen Arten an meso- und oligotrophe Verhältnisse adaptiert sind. Im Folgenden wird anhand von vier untersuchten, kontrollierten Bränden (jeweils zwei im NSG „Lüneburger Heide" und im „Neustädter Moor") beispielhaft beschrieben, welchen Einfluss das Brennen der Vegetationsdecke in Heidelandschaften auf die Nährstoffdynamik, bezogen auf die Elemente N, Ca, K, Mg und P, hat. Zur Beantwortung dieser Frage wurden atmogene Einträge, Nährstoffgehalte in Vegetation und Boden sowie die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser untersucht. Auf zwei Versuchsflächen wurden die Temperaturen während des Brennens in unterschiedlichen Höhen über dem Erdboden bzw. Tiefen in der Humusauflage gemessen. Im Sommer 2002 wurden die Temperaturunterschiede auf dem Erdboden zwischen einer gebrannten und einer ungebrannten Fläche über einen Zeitraum von zwei Monaten aufgezeichnet.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Für die Untersuchung des kontrollierten Brennens wurden zwei Flächen im NSG „Lüneburger Heide" (Sandheiden) und zwei weitere im „Neustädter Moor" (Moorheiden) ausgewählt. In unmittelbarer Nachbarschaft zu den Brandflächen wurde jeweils eine Referenzfläche mit dem gleichen Untersuchungsdesign eingerichtet. Die Lage der Flächen ist in Abbildung 1 dargestellt.

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

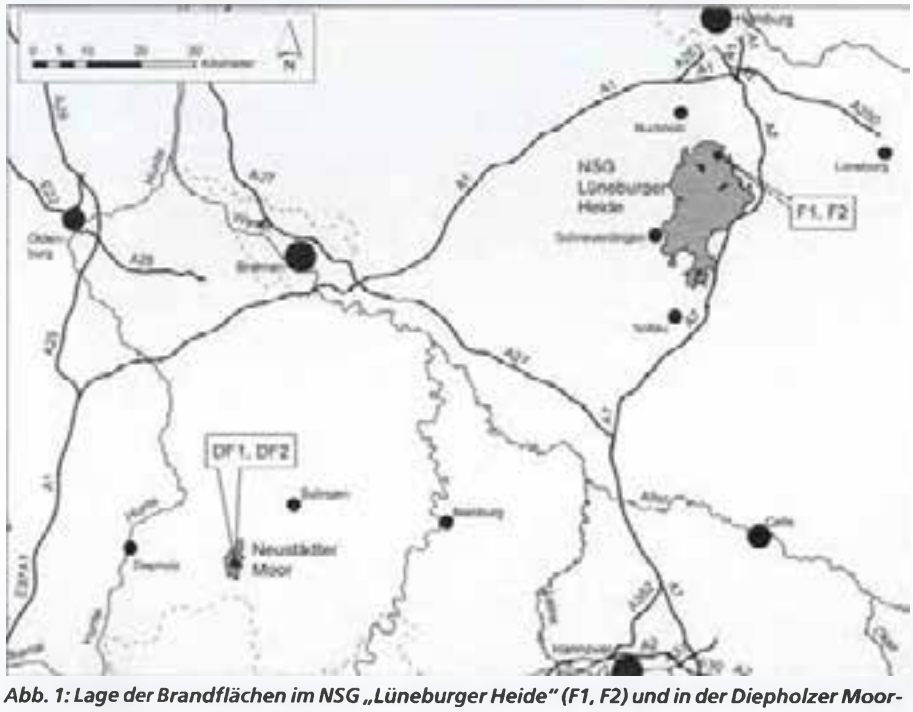


Abb. 1: Lage der Brandflächen im NSG „Lüneburger Heide" (F1, F2) und in der Diepholzer Moorniederung (DF1, DF2) (Kartengrundlage Geografisches Informationssystem Umwelt des Landes Niedersachsen).

Naturraum und Geologie

Die Brandflächen im NSG „Lüneburger Heide" befinden sich nahe der Ortschaften Hanstedt und Dierkshausen. Sie liegen im Naturraum „Hohe Heide" in ca. 105 m NN. Die Hohe Heide ist durch saaleeiszeitliche Endmoränenaufschüttungen gekennzeichnet, die nach heutiger Auffassung durch die Eisrandlage des Drenthestadiums entstanden sind und später durch das dünne Eis der etwa gleich weit vorgestoßenen Gletscher des Warthestadiums nur noch schwach überformt und wenig erhöht wurden (*Seedorf & Meyer* 1992). Vorwiegend bestehen die Böden der Hohen Heide aus groben Kiesen und Sanden. Nur vereinzelt treten kleine Geschiebelehminseln auf (*Meisel* 1964). Die Böden der Untersuchungsfächen sind als Eisen-Humus-Podsole anzusprechen.

Das „Neustädter Moor" befindet sich im Naturraum Diepholzer Moorniederung nahe der Ortschaft Wagenfeld-Ströhen. Es handelt sich hier um die Reste eines abgetorften Hochmoorkomplexes mit einer Größe von ca. 1.600 ha (*F. Niemeyer* 1997, 2004). Die Böden sind als Torf-Böden mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad anzusprechen.

Klima

Niedersachsen befindet sich im feuchtgemäßigten Westwindgürtel der Nordhalbkugel. Durch den Einfluss des Golfstroms und die vorherrschenden Westwinde werden zu allen Jahreszeiten milde und feuchte Luftmassen herangetragen. Gemäßigte Winter und verhältnismäßig kühle, niederschlagsreiche Sommer sind die Folge. In den Wintermonaten kann es aber auch häufig zu einem Wechsel zwischen niederschlagsbringenden Westwinden und kühlen, trockenen Ostwinden kommen, wodurch das Klima eine kontinentale Tönung bekommt, die in den östlichen Landesteilen an Bedeutung zunimmt (*Seedorf & Meyer* 1992). In der Lüneburger Heide ist die Höhe des Endmoränenzugs (Hohe Heide) von über 100 m NN für die Bildung von Stau- und Steigungsregen ausreichend. Die langjährige durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge beträgt im etwas südlich gelegeneren Sellhorn 854 mm/a (*Hanstein & Wübbenhorst* 2001). Für die Jahre 1981 bis 1992 wird von *Lancken* (1997) eine durchschnittliche Jahrestemperatur von ca. 8°C angegeben.

Die Diepholzer Moorniederung im westlichen Niedersachsen weist Höhen von 30–40 m NN auf. Für die ca. 15 km westlich gelegene Stadt Diepholz wird ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 695,4 mm und eine mittlere Tagestemperatur von 8,9°C angegeben (*Müller-Westermeier* 1996).

2.2 Temperaturmessung

Auf zwei Versuchsflächen wurde exemplarisch für die Winterbrände im NSG „Lüneburger Heide" der Temperaturverlauf während des Brennens am 25. 02. 03 untersucht. Für die Messung wurden Temperaturfühler (Thermoelement NiCr-Ni, 1 mm Durchmesser der Fa. Dressel Temperatur-Meßtechnik GmbH) und Datalogger (C-Control der Fa. Conrad Electronic GmbH) verwendet. Vor dem Brennen wurden die Thermoelemente auf unterschiedlichem Niveau im Gelände installiert. Auf der ersten Fläche (vgl. Abb. 2a) wurde die Temperatur in 60 cm, 3 cm und 0 cm über dem Erdboden und in 1 cm und 2 cm Tiefe im O-Horizont gemessen. Dabei lag der in 0 cm angebrachte Temperaturfühler etwas geschützt in einem Moospolster. Auf der zweiten Fläche (vgl. Abb. 2b) wurden die Temperaturfühler in 60 cm und 0 cm über dem Erdboden und in 1 cm und 2 cm Tiefe im O-Horizont installiert. Der Temperaturfühler auf Erdbodenniveau war in diesem Fall nicht durch ein Moospolster geschützt. Während des Brennens dieser Flächen wurde die Temperatur in einem Messintervall von fünf Sekunden aufgezeichnet.

Im Sommer 2002 wurde eine weitere Temperaturmessung durchgeführt. Dabei wurden nicht die Temperaturen eines Brands, sondern die Temperaturen auf einer bereits gebrannten und somit vegetationsfreien Fläche im Vergleich zu einer ungebrannten Fläche untersucht. Die Temperatur wurde in der Zeit vom 06. 06. 02 bis zum 01. 08. 02 in 60 cm und 0 cm über dem Erdboden auf der Fläche F1 (Brandtermin: 16. 02. 01) und in den gleichen Höhen auf der benachbarten ungebrannten Fläche FR1 vier mal täglich um 00 Uhr, 06 Uhr, 12 Uhr und 18 Uhr aufgezeichnet. Dabei wurden ebenfalls die oben angeführten Thermoelemente und Datalogger verwendet.

2.3 Probennahme und Probenvorbereitung

Niederschlagswasser

Der Nährstoffeintrag über die Atmosphäre wurde mit bulk-Sammlern erfasst, die in Anlehnung an den Niederschlagssammler „Münden 200" (*DVWK* 1994a, *Brechtel & Hammes* 1984) angefertigt wurden. Die Probennahme erfolgte halbmonatlich. Die Menge jeder gewonnenen Probe wurde gravimetrisch bestimmt. Ein Teil jeder Probe wurde bis zur Analyse ohne Zusatz von konservierenden Substanzen im Kühlschrank bei einer Temperatur von weniger als 4°C gelagert (*DVWK* 1994a). Insgesamt wurde im NSG „Lüneburger Heide" an fünf und in der Diepholzer Moorniederung an zwei Messstellen das Niederschlagswasser gesammelt.

Sickerwasser

Die Untersuchungen zur Auswaschung der Nährelemente wurde nur auf den Flächen im NSG „Lüneburger Heide" durchgeführt. Die hydrologischen Verhältnisse sind im „Neustädter Moor" grundlegend anders als im Gebiet der Lüneburger Heide. Wasserundurchlässige geologische Schichten bilden eine natürliche Grenze zum Grundwasser und hindern das Sickerwasser daran, das System zu verlassen. Die Form des Untergrunds gleicht dem eines Beckens, und da es auch weder einen Zulauf in noch einen Ablauf aus dem Moor gibt, muss davon ausgegangen werden, dass sämtliche Nährstoffeinträge im System akkumulieren. Dies bedeutet aber auch, dass Nährstoffe, die durch kontrolliertes Brennen mobilisiert werden, nicht mit dem Sickerwasser aus dem System ausgetragen werden können. Allenfalls kann es zu einer kurzfristigen Verlagerung in tiefere Bereiche des Torfkörpers kommen. Durch die jahreszeitlich bedingten Schwankungen des Moorwasserstands können diese Stoffe bei steigendem Wasserstand wieder in den Wurzelraum gelangen. Aus diesem Grunde erschien es nicht sinnvoll, auch auf diesen Untersuchungsflächen entsprechende Messvorrichtungen zu installieren.

Um den Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser zu ermitteln, wurden auf den Untersuchungsflächen im NSG „Lü-

neburger Heide" verschiedene Geräte in den Boden eingebracht. Die Sickerwassermengen wurden mit Kleinstlysimetern bestimmt. Diese bestehen aus einem PVC-Rohr mit 10 cm Innendurchmesser, in dem sich ein Bodenmonolith von 100 cm Länge befindet. Zur Bestimmung der Elementkonzentrationen wurden Saugkerzen mit einem sorptionsfreien Filterkopf aus PE-Sinter mit Nylonmembran (Porenweite 0,45 µm) und einem Acrylglas-Sammelrohr der Fa. Umwelt-Geräte-Technik GmbH (UGT) verwendet. Die Saugkerzen wurden mit dem Saugkopf in 100 cm Bodentiefe eingesetzt und an eine tensionsgesteuerte Vakuumpumpe angeschlossen. Lysimeter und Saugkerzen wurden halbmonatlich zum selben Zeitpunkt beprobt. Ebenso wie die Niederschlagsproben wurden die Saugkerzenproben bis zur Analyse ohne Zusatz von konservierenden Substanzen im Kühlschrank bei einer Temperatur von weniger als 4 °C gelagert.

Biomasse

Der Nährstoffaustrag aus der oberirdischen Biomasse wurde durch den Vergleich der Mengen vor und nach dem Brennen ermittelt. Dazu wurden jeweils drei bis fünf 1 m² große Flächen beerntet. Das Pflanzenmaterial wurde in die Kompartimente Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen aufgetrennt, soweit dies als sinnvoll erachtet wurde. Dem Kompartiment Ericaceen wurden die Arten Besenheide (*Calluna vulgaris*) und in geringen Anteilen auch Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) zugeordnet. Unter Poaceen werden hier die am häufigsten vorkommende Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), aber auch das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) und die vereinzelt vorkommende Pillensegge (*Carex pilulifera*) gefasst. Mit dem Kompartiment Kryptogamen sind hier alle epigäischen Moose und Flechten inklusive der in ihnen verfangenen Streu gemeint. Alle genannten Untersuchungen wurden sowohl auf den Maßnahmen- als auch auf den dazugehörigen Referenzflächen durchgeführt.

Boden

Die Bodenproben wurden alle der organischen Auflage (O-Horizont) volumenbezogen, durch Ausstechen von 10 cm × 10 cm Quadraten, entnommen. Jede Fläche wurde einmal vor der Maßnahme, einmal unmittelbar nach der Maßnahme und ein weiteres Mal ein Jahr nach Durchführung der Maßnahme beprobt. Die Anzahl der Proben je Fläche variierte zwischen 4 und 10 Proben.

2.4 Aufschluss und Analytik

Niederschlag und Sickerwasser

Für die Stickstoffanalyse (Gesamt-N) der Depositions- und Sickerwasserproben wurden alle Stickstoffverbindungen nach dem Prinzip der Koroleffmethode (vgl. *Grashoff* et al. 1983) in einer Labormikrowelle (MLS-ETHOS der Fa. MLS-GmbH) zu Nitrat oxidiert und anschließend die Konzentration mit einem Ionenchromatographen (DX 120 der Fa. Dionex) bestimmt. Die Konzentrationen der Elemente Ca, Mg, K und P wurden direkt mit einer ICP-OES (Fa. Perkin Elmer) gemessen.

Biomasse und Boden

Die Biomasse wurde luftgetrocknet, gewogen und dann mechanisch in einer Schneidmühle (SM 100 S der Fa. Retsch) vorzerkleinert. Das Material wurde auf seinen Gehalt an Restfeuchte untersucht und dann in einer Kugelmühle (Planeten Mikromühle „pulverisette 7" der Fa. Fritsch) gemahlen und im Trockenschrank (Fa. Memmert) bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Alle Bodenproben wurden zunächst im Trockenschrank (Fa. Memmert) bei 105 °C ca. 48 Stunden lang getrocknet und anschließend in einer Kugelmühle mit Achatbecher (Planeten Mikromühle „pulverisette 7" der Fa. Fritsch) homogenisiert.

Für die Bestimmung der C/N-Verhältnisse und N-Gehalte wurden die homogenisierten Proben der Biomasse und des Bodens mit einem C/N-Analyser (Vario EL der Fa. Elementar) analysiert. Für die Bestimmung der Elemente Ca, K, Mg und P wurden die gemahlenen Proben in einer Labormikrowelle (MLS-ETHOS der Fa. MLS-GmbH) mit einem Säure-Druckaufschluss in Anlehnung an *Wong* et al. (1997) und *Lamble & Hill* (1998) aufgeschlossen. Die Konzentrationen der Nährelemente Ca, K, Mg und P in den gewonnenen Extrakten wurden mit einer ICP-OES (Fa. Perkin Elmer) bestimmt.

2.5 Auswertungsverfahren

Die in 100 cm über dem Erdboden gemessenen Niederschlagswerte wurden unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Regenmengen in 100 cm Höhe und am Erdboden, die an der Wettermessstelle Bockheber gemessen wurden (*Glatzel* 2003), um +12,7 % korrigiert, um die Niederschlagsmenge auf Erdbodenniveau zu erhalten (*DVWK* 1994b). Konstruktionsbedingt sammelt ein bulk-Sammler auch einen Teil der trockenen Deposition der untersuchten Nährelemente. Dieser Anteil wurde nach *Gauger* et al. (2000) herausgerechnet und um die trockene Deposition der einzelnen Elemente nach *Bleeker* et al. (2002) und *Power* (2003) zur Gesamtdeposition ergänzt.

Für alle Messwerte der untersuchten Medien (Niederschlagswasser, Sickerwasser, Vegetation und Boden) wurde eine arcsin-Transformation vorgenommen, um Mittelwerte und Standardabweichung zu berechnen. Die so erhaltenen Werte wurden rücktransformiert und sind im Ergebniskapitel dargestellt. Signifikanzen wurden mit dem Mann-Whitney U-Test berechnet. Für alle statistischen Auswertungen wurde SPSS 11.5 für Windows verwendet.

In der Bilanz werden alle Einträge den Austrägen durch das Brennen gegenübergestellt. Als jährlicher Eintrag wird dabei die ermittelte Gesamtdeposition 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. In der Bilanz wird dieser Wert als Nettoeintrag bezeichnet. Für die Berechnung der Nettoausträge aus der Vegetation wurde die Nährstoffmenge in den nicht verbrannten Vegetationsresten und die Menge, die nach dem Brand mehr im O-Horizont gemessen wurde, vom zuvor ermittelten Nährstoffgehalt der Biomasse subtrahiert. Ein weiterer Austrag findet mit dem Sickerwasser statt. Der erhöhte Austrag auf den gebrannten Flächen nimmt mit zunehmendem Aufwuchs und der damit positiv korrelierten Evapotranspiration ab, bis er nach einer bestimmten Zeit das Niveau der Referenzfläche erreicht hat. Es wird davon ausgegangen, dass dies nach ca. fünf Jahren der Fall

sein wird. Daher wird für die ersten fünf Jahre nach dem Brennen eine lineare Abnahme des erhöhten Nährstoffaustrags mit dem Sickerwasser angenommen. Der errechnete Wert für den erhöhten Nährstoffaustrag in fünf Jahren, im Vergleich zum Austrag auf den Referenzflächen, fließt in die Bilanz ein.

Wird die Summe der Austräge durch die jährlichen Einträge dividiert, erhält man die theoretische Wirkungsdauer der Pflegemaßnahme in Jahren. Dabei handelt es sich um einen errechneten Zeitraum, für den der Nährstoffentzug größer als der Nährstoffeintrag über die Atmosphäre ist.

3 Ergebnisse

3.1 Temperaturmessungen

Temperaturverlauf während des kontrollierten Brennens im Winter

Der Temperaturverlauf wurde exemplarisch für Winterbrände während zwei Bränden am 25.02.03 im NSG „Lüneburger Heide" gemessen. Für dieses Experiment wurden zwei Flächen mit unterschiedlich alten Heidebeständen ausgewählt. Abbildung 2a zeigt den Temperaturverlauf in einem ca. 10 Jahre alten Bestand und Abbildung 2b den in einem ca. 15 Jahre alten Bestand während des Brennens. Beim Brennen des 10-jährigen Bestands wurden in 60 cm und 3 cm Höhe über dem Erdboden Temperaturen von 450 °C bis 500 °C für die Dauer von ein bis zwei Minuten gemessen. Auf dem Erdboden, etwas geschützt in einem Moospolster, kam es kurzzeitig zu einem Temperaturanstieg auf etwa 70 °C. Insgesamt lag dort die Temperatur jedoch nicht länger als vier Minuten über 50 °C. In 1 cm und 2 cm Tiefe des O-Horizonts blieb die Temperatur über den gesamten Messzeitraum unverändert. Der Verlauf dieser Temperaturkurve ist gleich der Nulllinie des Diagramms, weshalb deren Verlauf nicht erkennbar ist. Im Vergleich dazu konnten in 60 cm und 0 cm über dem Erdboden während des Brennens des 15-jährigen Bestands Temperaturen von 750 °C bis nahezu 850 °C für eine Dauer von ein bis zwei Minuten gemessen werden. Auch bei diesem Brand, der ca. 350 °C höhere Temperaturen erzeugte als der Brand des 10-jährigen Bestands, konnte keine Temperaturerhöhung innerhalb des O-Horizonts in 1 cm und 2 cm Tiefe festgestellt werden.

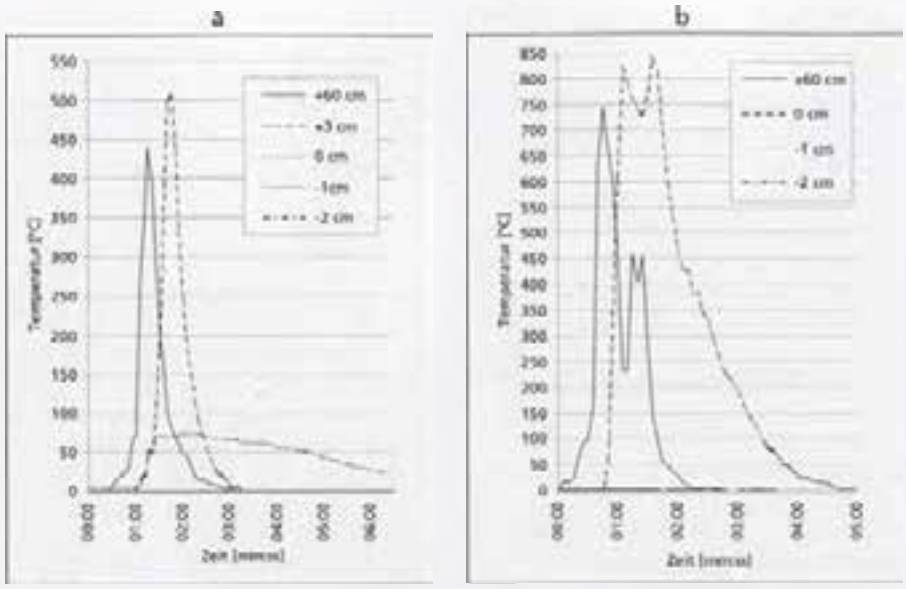


Abb. 2: Temperaturprofil zweier Brände vom 25.02.03 im NSG „Lüneburger Heide"; a = ca. 10-jähriger Bestand und b = ca. 15-jähriger Bestand mit Fraßschäden, verursacht durch Lochmaea.

Temperaturen auf einer gebrannten und einer nicht gebrannten Fläche im Tagesverlauf

Im Sommer 2002 (06.06.02–01.08.02) wurden auf der am 16.02.01 gebrannten Versuchsfläche F1 und der zugehörigen Referenzfläche FR1 die Temperaturen im Tagesverlauf in 0 cm, unmittelbar auf dem Erdboden (Abb. 3a), und in 60 cm über dem Erdboden (Abb. 3b) gemessen. Vergleicht man die Temperaturen auf dem Erdboden der gebrannten Fläche (F1) mit denen auf der nicht gebrannten Fläche (FR1), so lassen sich deutliche Unterschiede feststellen. Die Tageshöchstwerte, gemessen jeweils um 12.00 Uhr, der Fläche F1 liegen alle über denen der Fläche FR1. Durch-

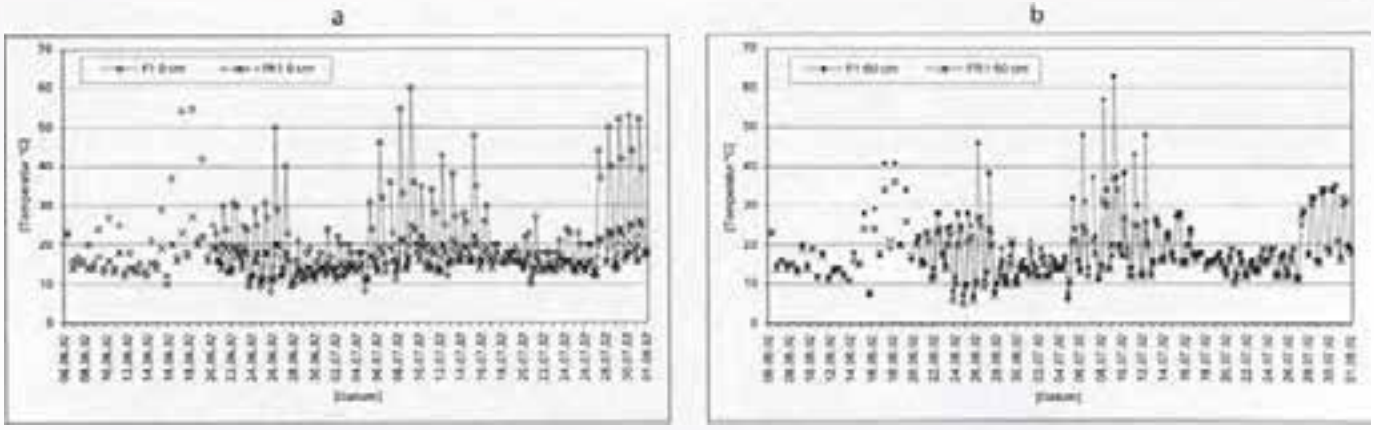


Abb. 3: Vergleich der Temperaturen im Tagesverlauf in der Zeit vom 06.06.02 bis 01.08.02 auf einer gebrannten (F1) und einer ungebrannten (FR1) Fläche im NSG „Lüneburger Heide"; a = Erdbodenniveau (0 cm) und b = 60 cm über dem Erdboden.

schnittlich sind die Temperaturen auf der gebrannten Fläche 10–20°C über denen, die auf der nicht gebrannten Fläche gemessen wurden. An sehr heißen Tagen, wie z. B. am 09.07.02, wurde hier ein Temperaturunterschied von 35°C festgestellt. Auch die in 60 cm über dem Erdboden gemessenen Temperaturen zeigen auf der Fläche F1 höhere Werte als auf der Fläche FR1, wobei die Unterschiede hier nicht so stark ausgeprägt sind wie bei der Vergleichsmessung auf dem Erdboden.

3.2 Atmogener Eintrag von Nährelementen

Für den nördlichen Bereich des NSG „Lüneburger Heide" wurde über einen Messzeitraum von einem Jahr (22.11.01 bis 18.11.02) eine Niederschlagsmenge von 1.333,6 mm ermittelt. Gemessen als bulk-Deposition konnten Eintragsmengen von 17,5 kg/ha N, 3,3 kg/ha Ca, 2,7 kg/ha K und 1,8 kg/ha Mg ermittelt werden. Für Phosphor lagen alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze von 0,03 mg/l P, woraus sich ein maximaler Eintrag von weniger als 0,5 kg P/ha*a errechnen lässt (s. Abb. 4). Nach Korrektur der Werte um die trockene Deposition ergibt sich für das Gebiet „Auf dem Töps" eine Gesamtdeposition von 22,8 kg/ha N, 5,1 kg/ha Ca, 3,6 kg/ha K und 2,8 kg/ha Mg. Der Phosphoreintrag bleibt unverändert bei < 0,5 kg P/ha*a.

Im „Neustädter Moor" wurde in der Zeit vom 24.08.2001–26.08.2002 ein Jahresniederschlag von 816,2 mm gemessen. Die gemessene bulk-Deposition für ein Jahr beträgt dort 25,3 kg/ha*a N, 3,5 kg/ha*a Ca, 3,3 kg/ha*a K, 1,4 kg/ha*a Mg und für P < 0,5 kg/ha*a (s. Abb. 5). Nach Korrektur der Werte um die trockene Deposition ergibt sich für das Gebiet „Neustädter Moor" eine Gesamtdeposition von 33,7 kg/ha N, 5,2 kg/ha Ca, 3,5 kg/ha K und 2,5 kg/ha Mg. Der Phosphoreintrag bleibt auch hier unverändert bei < 0,5 kg P/ha*a. Im Gebiet des „Neustädter Moors" ist der Gesamteintrag von Stickstoff um mehr als 10 kg/ha*a höher als im NSG „Lüneburger Heide". Die Eintragsmengen der anderen Elemente sind im Vergleich dazu nahezu identisch mit den ermittelten Werten für das NSG „Lüneburger Heide". Die Ursache für die höheren Stickstoffeinträge im „Neustädter Moor" ist in der sehr intensiv betriebenen Landwirtschaft, insbesondere der Viehhaltung, in dieser Region und in den benachbarten Staaten Niederlande und Belgien zu sehen (*NLÖ* 2000).

3.3 Nährelemente im Sickerwasser

Auf der Brandfläche F1 und der zugehörigen Referenzfläche FR1 wurden die Austragsmengen der Nährelemente zwei Jahre lang (28.02.01–27.02.03) nach dem Brennen der Versuchsfläche F1 am 16.02.01 untersucht. Die Ergebnisse dieser zweijährigen Untersuchung sind in Abbildungen 6 und 7 dargestellt. Für das erste Untersuchungsjahr konnte auf der gebrannten Fläche ein Austrag von 4,8 kg/ha*a N, 2,2 kg/ha*a Ca, 7,5 kg/ha*a K, 1,0 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P und auf der nicht gebrannten Fläche ein Austrag von 2,6 kg/ha*a N, 1,0 kg/ha*a Ca, 4,1 kg/ha*a K, 0,5 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P festgestellt werden. Im zweiten Jahr nach dem Brennen wurden auf der Brandfläche 6,2 kg/ha*a N, 1,5 kg/ha*a Ca, 6,1 kg/ha*a K, 1,3 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P und auf der nicht gebrannten Fläche 1,7 kg/ha*a N, 0,5 kg/ha*a Ca, 3,0 kg/ha*a K, 0,5 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P mit dem Sickerwasser ausgetragen (s. Abb. 6).

Die ausgetragenen Mengen sind in beiden untersuchten Jahren auf der gebrannten Fläche signifikant höher als auf der Referenzfläche. Während im ersten Jahr auf der gebrannten Fläche im Vergleich zur Referenzfläche die doppelte Menge an Nährstoffen, mit Ausnahme von Phosphor, ausgetragen wurde, wurde im zweiten Jahr der Untersuchung auf der gebrannten Fläche drei mal so viel Stickstoff und Calcium ausgetragen. Bei den Elementen K und Mg wurde wie im ersten Jahr die doppelte Menge ausgetragen. Für Phos-

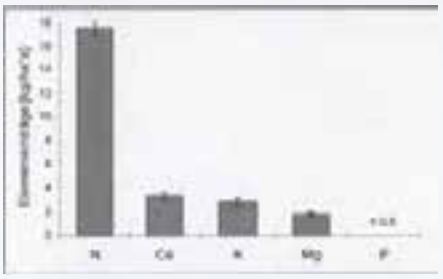


Abb. 4: Atmogene Nährstoffeinträge im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps" in der Zeit vom 22.11.01–18.11.02 (n = 5). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der einzelnen Jahressummen aufgetragen.

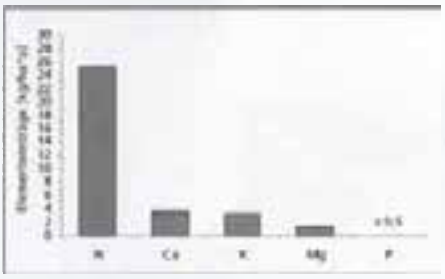


Abb. 5: Atmogene Nährstoffeinträge im Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor" in der Zeit vom 24.08.01–26.08.02 (n = 2). Aufgetragen ist der Mittelwert der Jahressumme zweier Messstationen.

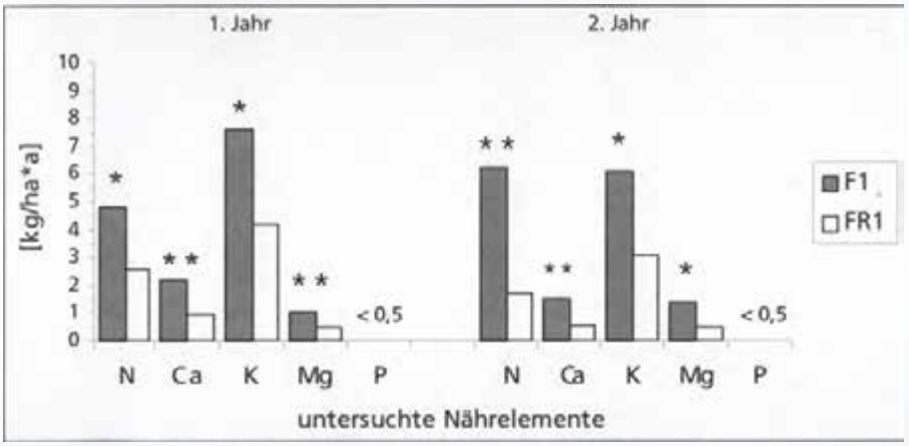


Abb. 6: Nährelementaustrag mit dem Sickerwasser auf der Brandfläche F1 und der Referenzfläche FR1 im ersten Jahr (28.02.01–26.02.02) und im zweiten Jahr (26.02.02–27.02.03) nach dem Brennen der Fläche F1 (n = 2). Aufgetragen sind die Mittelwerte der Jahressummen.
** = signifikant (p< 0,05), ** = signifikant (p< 0,005)*

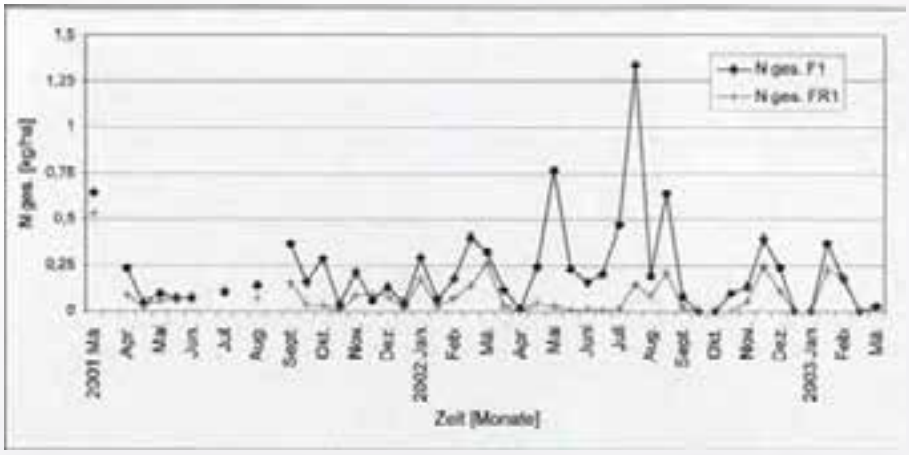


Abb. 7: Stickstoffaustrag auf den Flächen F1 und FR1 in der Zeit vom 28.02.01–27.02.03. Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Saugkerzen je Fläche.

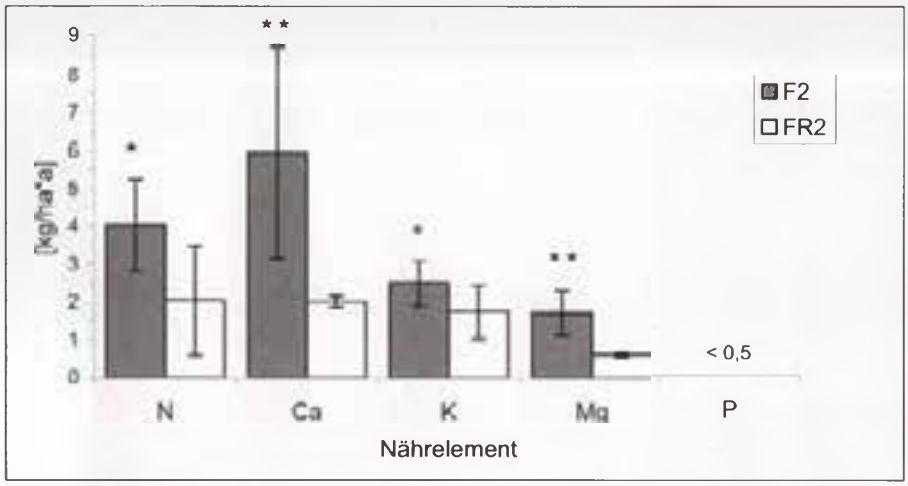


Abb. 8: Nährelementaustrag mit dem Sickerwasser auf der Brandfläche F2 und der Referenzfläche FR2 im ersten Jahr (12.10.01–10.10.02) nach dem Brennen der Fläche F2 am 18.10.01 (n = 4). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der Jahresummen aufgetragen.
** = signifikant (p< 0,05), ** = signifikant (p< 0,005).*

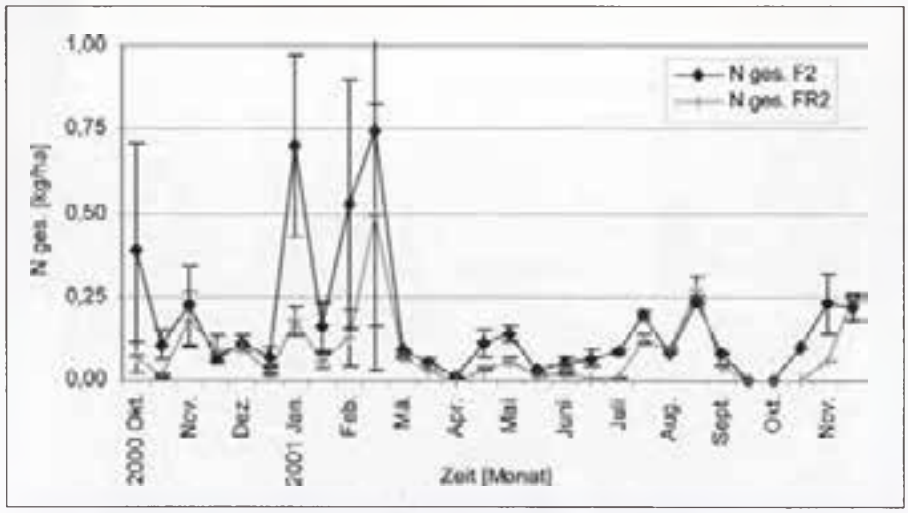


Abb. 9: Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser auf der Brandfläche F2 und der Referenzfläche FR2 im ersten Jahr nach dem Brennen der Fläche F2 am 18.10.01 (n = 4) in der Zeit vom 12.10.01–10.10.02. Aufgetragen sind die Mittelwerte von vier Saugkerzen je Fläche. Der Fehlerbalken zeigt die Standardabweichung an den einzelnen Messterminen.

phor konnte kein Unterschied in der Austragsmenge im Vergleich zur Referenzfläche festgestellt werden. Der höhere Nährstoffaustrag der Elemente Calcium, Kalium und Magnesium auf der Brandfläche ist auf den Ascheeintrag zurück zu führen, der größere Stickstoffaustrag auf eine erhöhte Mineralisationsrate in der Streu und im Ah-Horizont (*Mallik & FitzPatrick* 1996, *Müller* et al. 1997). Ein erhöhter Stickstoffaustrag konnte vor allem in den Sommermonaten des zweiten Jahrs nach dem Brennen festgestellt werden (s. Abb. 7).

Die Elementausträge mit dem Sickerwasser auf der Fläche F2, die am 18.10.01 kontrolliert abgebrannt wurde, und der zugehörigen Referenzfläche FR2 wurden ein Jahr lang vom 12.10.01–10.10.02 untersucht. Es wurde festgestellt, dass auf der Brandfläche 4,0 kg/ha*a N, 5,9 kg/ha*a Ca, 2,5 kg/ha*a K, 1,7 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P und auf der Referenzläche 2,0 kg/ha*a N, 2,0 kg/ha*a Ca, 1,7 kg/ha*a K, 0,6 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P mit dem Sickerwasser ausgewaschen wurden (s. Abb. 8). Der Austrag an Nährelementen ist auf der gebrannten Fläche signifikant höher als auf der Referenzfläche und war für alle untersuchten Elemente etwa doppelt so hoch. Im zweiten Jahr nach dem Brennen konnte der Austrag auf dieser Fläche nicht mehr untersucht werden. Es ist aber auch hier mit einem Anstieg der ausgetragenen Mengen zu rechnen, da große Mengen abgestorbener Moose (s. Abb. 16) auf der Fläche verblieben sind. Die Verteilung der Stickstoffausträge innerhalb des untersuchten Zeitraums ist in Abbildung 9 dargestellt. Es ist erkennbar, dass es zu einem deutlich höheren Austrag in den Monaten Januar und Februar und einem etwas erhöhten Austrag in den Monaten April bis August kommt.

3.4 Nährelemente in der Biomasse

Die Untersuchungsfläche F1 war vor dem kontrollierten Brennen durch einen homogenen *Calluna*-Bestand charakterisiert. Durch Auszählung der Jahrringe von *Calluna vulgaris* wurde ein Bestandsalter von ca. 10 Jahren ermittelt. Es wurde hier zu drei Zeitpunkten der Nährstoffgehalt in den Ericaceen untersucht. Zeitpunkt 0 zeigt die Situa-

tion vor dem Brennen. Zu diesem Zeitpunkt waren 95,3 kg/ha N, 34,3 kg/ha Ca, 26,6 kg/ha K, 9,6 kg/ha Mg und 4,8 kg/ha P in der Vegetation gebunden. Nach dem Brennen der Fläche (Zeitpunkt 1) wurde in den nicht verbrannten Resten ein Nährstoffgehalt von 13,9 kg/ha N, 1,9 kg/ha Ca, 0,6 kg/ha K, 0,3 kg/ha Mg und 0,5 kg/ha P festgestellt. In der folgenden Vegetationsperiode kam es zu einer guten vegetativen Regeneration der Besenheide, die dann ein Jahr nach dem Brennen, zum Zeitpunkt 2, erneut hinsichtlich des Nährstoffgehalts untersucht wurde. Zu diesem Zeitpunkt wurde in der Vegetation ein Gehalt von 36,7 kg/ha N, 12,9 kg/ha Ca, 13,1 kg/ha K, 3,7 kg/ha Mg und 2,1 kg/ha P ermittelt (s. Abb. 10).

Auf der Referenzfläche FR1 wurde die Biomasse nur zum Zeitpunkt 0 (vor dem Brennen der Fläche F1) und zum Zeitpunkt 2 (ein Jahr danach) untersucht. Zum Zeitpunkt 0 waren dort 100,5 kg/ha N, 34,3 kg/ha Ca, 23,4 kg/ha K, 9,4 kg/ha Mg und 4,8 kg/ha P in den Ericaceen gebunden. Ein Jahr danach wurden nur geringe Unterschiede gemessen, und zwar 93,1 kg/ha N, 36,6 kg/ha Ca, 30,0 kg/ha K, 10,1 kg/ha Mg und 5,0 kg/ha P (s. Abb. 11).

Auf der Fläche F2 und ihrer Referenzfläche war vor dem Brandereignis am 18.10.01 ein älterer *Calluna*-Bestand vorhanden. Das Erscheinungsbild war durch einen hohen Grasanteil und mächtige Moospolster geprägt. Die geerntete Biomasse wurde daher getrennt nach Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen analysiert. Abbildung 12 zeigt die Nährstoffgehalte der Ericaceen auf der Fläche F2 zum Zeitpunkt 0 (Okt. 2001 vor dem Brennen) mit den Werten 94,2 kg/ha N, 37,6 kg/ha Ca, 35,4 kg/ha K, 10,7 kg/ha Mg und 6,1 kg/ha P und die Nährstoffgehalte der nicht verbrannten Reste der Ericaceen unmittelbar nach dem Brennen im Oktober 2001 (Zeitpunkt 1), die nun einen Nährstoffgehalt von 15,5 kg/ha N, 3,4 kg/ha Ca, 1,1 kg/ha K, 0,8 kg/ha Mg und 0,7 kg/ha P aufwiesen. Da nach einem Jahr auf dieser Fläche noch keine nennenswerte Regeneration der Ericaceen stattgefunden hat, konnte zu diesem Zeitpunkt auch keine Probennahme vorgenommen werden.

Auf der Referenzfläche FR2 wurde die Biomasse einmal vor dem Brand der Fläche F2 und einmal ein Jahr danach beerntet und analysiert. Die Ergebnisse

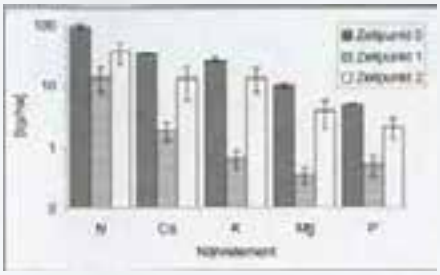


Abb. 10: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Versuchsfläche F1 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Dez. 2000), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (März 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

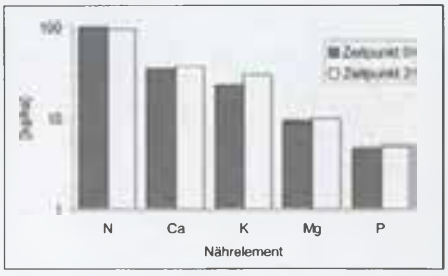


Abb. 11: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Referenzfläche FR1 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Versuchsfläche F1 (Dez. 2000) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

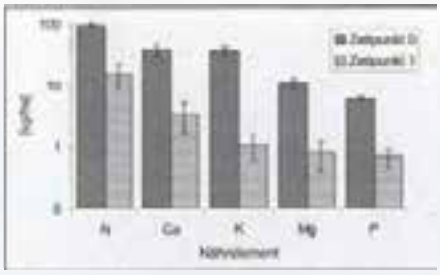


Abb. 12: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Versuchsfläche F2 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Okt. 2001). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

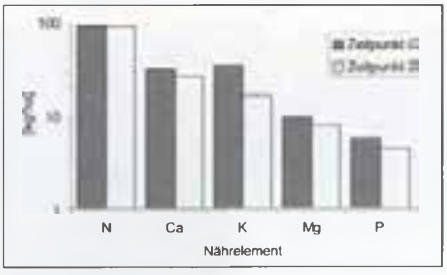


Abb. 13: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Referenzfläche FR2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Versuchsfläche F2 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

sind in Abbildung 13 dargestellt. Zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) lag der Nährstoffgehalt bei 94,1 kg/ha N, 31,9 kg/ha Ca, 35,3 kg/ha K, 9,6 kg/ha Mg und 5,8 kg/ha P. Nach einem Jahr, zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002), wurde auf der gleichen Fläche ein Nährstoffgehalt von 91,9 kg/ha N, 27,3 kg/ha Ca, 16,5 kg/ha K, 8,0 kg/ha Mg und 4,5 kg/ha P in den Ericaceen ermittelt.

Die Poaceen wurden auf der Brandfläche F2 zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten beprobt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 14 dargestellt. Zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001 vor dem Brennen) waren 6,5 kg/ha N, 1,0 kg/ha Ca, 3,8 kg/ha K, 0,4 kg/ha Mg und 0,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001 nach dem Brennen) waren 10,4 kg/ha N, 1,3 kg/ha Ca, 5,2 kg/ha K, 0,5 kg/ha Mg und 0,5 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) waren 8,9 kg/ha N, 1,0 kg/ha Ca, 4,9 kg/ha K, 0,4 kg/ha Mg und 0,4 kg/ha P in den Gräsern gebunden.

Auf der Referenzfläche FR2 wurden Proben der Poaceen zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001 vor dem Brennen) und

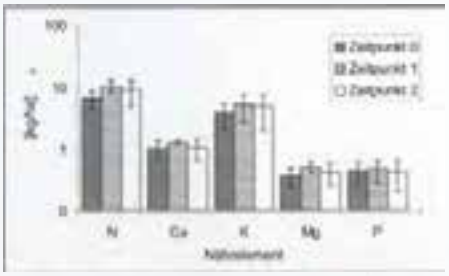


Abb. 14: Nährstoffgehalt in den Poaceen auf der Versuchsfläche F2 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen dieser Fläche am 18.10.02 (Okt. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) genommen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 15 dargestellt. Zum Zeitpunkt 0 waren 8,3 kg/ha N, 1,3 kg/ha Ca, 5,4 kg/ha K, 0,5 kg/ha Mg und 0,6 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 waren 16,6 kg/ha N, 2,5 kg/ha Ca, 7,1 kg/ha K, 0,9 kg/ha Mg und 1,0 kg/ha P in den Gräsern gebunden.

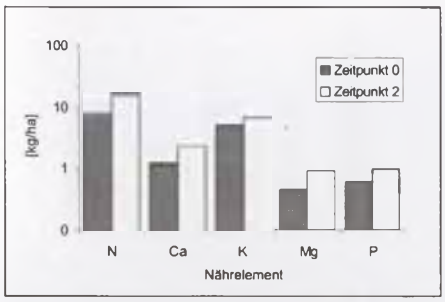


Abb. 15: Nährstoffgehalt in den Poaceen auf der Fläche FR2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F2 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

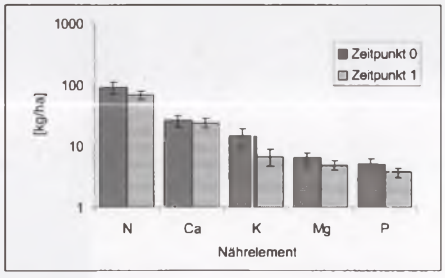


Abb. 16: Nährstoffgehalt in den Kryptogamen auf der Fläche F2 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

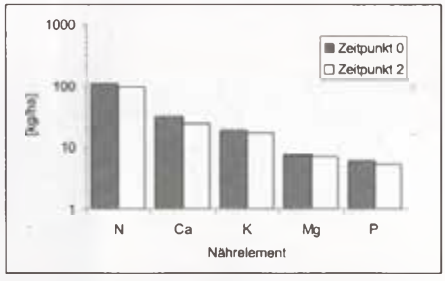


Abb. 17: Nährstoffgehalt in den Kryptogamen auf der Fläche FR2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F2 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

In den Moosen auf der Versuchsfläche F2 waren vor dem Brennen zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) 89,4 kg/ha N, 25,9 kg/ha Ca, 14,5 kg/ha K, 6,3 kg/ha Mg und 5,0 kg/ha P und unmittelbar nach dem Brennen zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001) 67,0 kg/ha N, 23,6 kg/ha Ca, 6,7 kg/ha K, 4,9 kg/ha Mg und 3,7 kg/ha P gebunden. Die Werte sind in Abbildung 16 dargestellt.

Auf der Referenzfläche FR2 wurden die Moose, entsprechend der Ericaceen und Poaceen auf dieser Fläche, einmal vor dem Brennen der Fläche F2 und ein Jahr danach untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 17 dargestellt. Der Nährstoffgehalt lag zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) bei 106,6 kg/ha N, 31,3 kg/ha Ca, 18,3 kg/ha K, 7,6 kg/ha Mg und 6,1 kg/ha P und ein Jahr nach dem Brennen zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) bei 94,1 kg/ha N, 24,7 kg/ha Ca, 16,9 kg/ha K, 7,1 kg/ha Mg und 5,4 kg/ha P.

Auf den Untersuchungsflächen im „Neustädter Moor" wurden nur Ericaceen untersucht. Wegen einer sehr ungleichen Verteilung anderer Spezies, darunter auch Baumarten, erschien die Beprobung der anderen Kompartimente bei einem vergleichsweise geringen Probenumfang (n = 2–3) nicht sinnvoll, um repräsentative Ergebnisse zu erzeugen. Auf der südlich gelegenen Fläche DF1 wurde zum Zeitpunkt 0 (November 2001 vor dem Brennen der Fläche am 15.02.2002) in den Ericaceen ein Nährstoffgehalt von 89,2 kg/ha N, 31,6 kg/ha Ca, 23,6 kg/ha K, 10,7 kg/ha Mg und 3,6 kg/ha P und unmittelbar nach dem Brennen zum Zeitpunkt 1 (März 2002) ein Nährstoffgehalt von 11,5 kg/ha N, 2,8 kg/ha Ca, 0,8 kg/ha K, 0,7 kg/ha Mg und 0,4 kg/ha P ermittelt (s. Abb. 18).

Auf der Referenzfläche DFR1 wurde die Biomasse einmal vor dem Brennen der Fläche DF1 zum Zeitpunkt 0 (Nov. 2002) und einmal ein Jahr später zum Zeitpunkt 2 (Nov. 2002) untersucht. Zum Zeitpunkt 0 betrug der Nährstoffgehalt 99,6 kg/ha N, 26,4 kg/ha Ca, 25,6 kg/ha K, 10,7 kg/ha Mg und 5,2 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 betrug er 113,4 kg/ha N, 34,0 kg/ha Ca, 28,3 kg/ha K, 13,6 kg/ha Mg und 5,9 kg/ha P (s. Abb.19).

Der Nährstoffgehalt der Ericaceen auf der Fläche DF2 betrug zum Zeitpunkt 0 im November 2001 vor dem Brennen dieser Fläche 95,4 kg/ha N, 29,2 kg/ha Ca, 27,8 kg/ha K, 12,1 kg/ha Mg und 4,7 kg/ha P. Nach dem Brennen der Fläche am 14.02.2002, zum Zeitpunkt 2 (März 2002), betrug der Nährstoffgehalt der nicht verbrannten Reste 27,2 kg/ha N, 6,3 kg/ha Ca, 2,0 kg/ha K, 1,9 kg/ha Mg und 0,9 kg/ha P (s. Abb. 20).

3.5 Nährelemente im Boden

Bodenuntersuchungen fanden auf allen Flächen (Versuchs- und Referenzflächen) zu drei Zeitpunkten (0 = vor dem Brennen, 1 = unmittelbar nach dem Brennen,

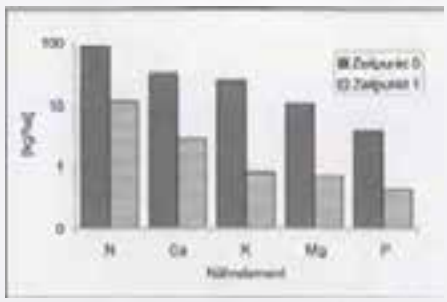


Abb. 18: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Fläche DF1 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Nov. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (März 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von drei Stichproben.

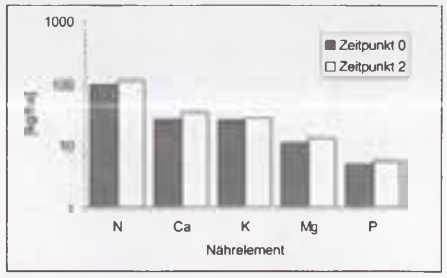


Abb. 19: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Fläche DFR1 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche DF1 am 15.02.2002 (Nov. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

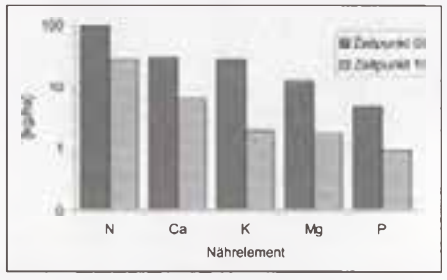


Abb. 20: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Fläche DF2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen dieser Fläche am 14.02.03 (Nov. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = nach dem Brennen (März 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von drei Stichproben.

2 = ein Jahr nach dem Brennen) statt. Die erhöhten Nährstoffmengen auf den Brandflächen zum Zeitpunkt 1 kommen durch den Ascheeintrag der verbrannten Biomasse zustande. Über den Vergleich der Mittelwerte der Nährstoffmengen von Zeitpunkt 1 zu Zeitpunk 0 lässt sich der Nährstoffeintrag mit der Asche quantifizieren. Der Vergleich mit den Nährstoffmengen zum Zeitpunkt 2 lässt Aussagen über die Aushagerung

des O-Horizonts zu. Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F1 betrug zum Zeitpunkt 0 (Dezember 2000) vor dem Brennen dieser Fläche am 16.02.2001 771,8 kg/ha N, 77,8 kg/ha Ca, 30,6 kg/ha K, 17,7 kg/ha Mg und 25,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Februar 2001) unmittelbar nach dem Brennen 766,5 kg/ha N, 103,8 kg/ha Ca, 49,7 kg/ha K, 26,8 kg/ha Mg und 28,7 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (März 2002) 772,2 kg/ha N, 101,9 kg/ha Ca, 38,1 kg/ha K, 20,9 kg/ha Mg und 28,8 kg/ha P (s. Abb. 21). Es lässt sich festhalten, dass bei diesem Brand kein Stickstoff (– 5,3 kg/ha) in den O-Horizont gelangt ist, dafür aber 26,0 kg/ha Calcium, 19,1 kg/ha Kalium, 9,4 kg/ha Magnesium und 3,4 kg/ha Phosphor. Der Unterschied in den Gehalten ist für Calcium, Kalium und Magnesium signifikant. Nach einem Jahr ließen sich geringere Mengen feststellen, die nur noch wenig über den Nährstoffmengen der Ausgangssituation lagen und nicht mehr signifikant sind.

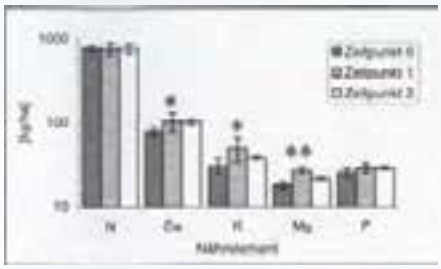


*Abb. 21: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F1 (n = 5) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen dieser Fläche (Dez. 2000), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Feb. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, * = signifikant (p< 0,05), ** = signifikant (p< 0,005).*

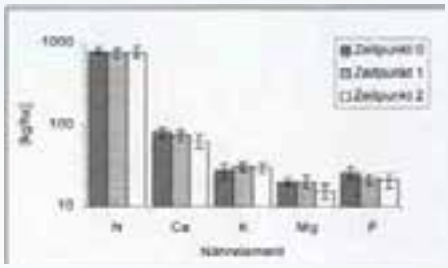


Abb. 22: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR1 (n = 5) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F1 (Dez. 2000), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Feb. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR1 betrug zum Zeitpunkt 0 (Dezember 2000) vor dem Brennen der Fläche F1 806,8 kg/ha N, 80,4 kg/ha Ca, 27,2 kg/ha K, 19,63 kg/ha Mg und 26,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Februar 2001) unmittelbar nach dem Brennen 752,4 kg/ha N, 72,7 kg/ha Ca, 30,7 kg/ha K, 19,9 kg/ha Mg und 21,6 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (März 2002) 782,6 kg/ha N, 36,7 kg/ha Ca, 28,7 kg/ha K, 15,4 kg/ha Mg und 21,3 kg/ha P (s. Abb. 22). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen nur geringfügige Schwankungen auf, die nicht signifikant sind.

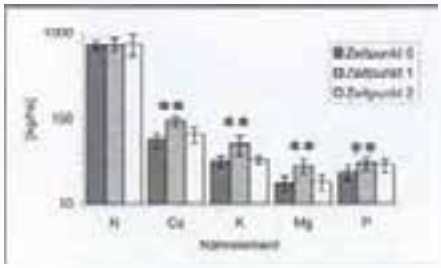


*Abb. 23: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F2 (n = 10) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche (Okt. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen dieser Fläche am 18.10.2001 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, ** = signifikant (p< 0,005).*

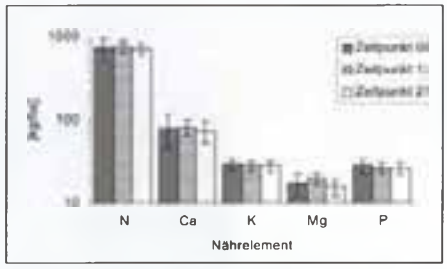


Abb. 24: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR2 (n = 6) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F2 (Okt. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche F2 am 18.10.2001 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F2 betrug zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) vor dem Brennen dieser Fläche am 18.10.2001 736,1 kg/ha N, 56,1 kg/ha Ca, 31,2 kg/ha K, 16,9 kg/ha Mg und 23,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001) unmittelbar nach dem Brennen 741,3 kg/ha N, 91,57 kg/ha Ca, 49,3 kg/ha K, 27,8 kg/ha Mg und 29,9 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) 757,9 kg/ha N, 65,5 kg/ha Ca, 32,9 kg/ha K, 17,9 kg/ha Mg und 28,4 kg/ha P (s. Abb. 23). Für diesen Brand lässt sich festhalten, dass eine vernachlässigbar geringe Menge Stickstoff (5,2 kg/ha) in den O-Horizont gelangt ist, wohl aber 35,4 kg/ha Calcium, 18,1 kg/ha Kalium, 10,9 kg/ha Magnesium und 6,4 kg/ha Phosphor. Die Nährstoffkonzentration ist für alle Elemente außer Stickstoff signifikant höher als zum Zeitpunkt vor dem Brennen. Nach einem Jahr ließen sich ebenso wie auf der Fläche F1 geringere Mengen feststellen, die wenig über den Nährstoffmengen der Ausgangssituation lagen und auch nicht mehr signifikant höher sind.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR2 betrug zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) vor dem Brennen der Fläche F2 746,2 kg/ha N, 82,2 kg/ha Ca, 29,8 kg/ha K, 17,4 kg/ha Mg und 28,5 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001 nach dem Brennen der Fläche F2) 780,4 kg/ha N, 83,3 kg/ha Ca, 28,3 kg/ha K, 19,6 kg/ha Mg und 26,2 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) 742,0 kg/ha N, 75,7 kg/ha Ca, 28,2 kg/ha K, 15,7 kg/ha Mg und 26,2 kg/ha P (s. Abb. 24). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen, wie auf der Fläche FR1, nur geringfügige Schwankungen auf, die nicht signifikant sind.

Die Flächen in der Diepholzer Moorniederung weisen ähnliche Nährstoffgehalte im O-Horizont auf. Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF1 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen dieser Fläche am 15.02.2002 662,1 kg/ha N, 44,3 kg/ha Ca, 26,8 kg/ha K, 14,4 kg/ha Mg und 20,0 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Brennen 668,9 kg/ha N, 64,3 kg/ha Ca, 37,0 kg/ha K, 16,3 kg/ha Mg und 22,8 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 624,3 kg/ha N, 42,7 kg/ha Ca, 18,6 kg/ha K, 12,6 kg/ha Mg und 13,2 kg/ha P (s. Abb. 25). Für diesen Brand lässt sich festhalten, dass eine vernachlässigbar geringe Menge

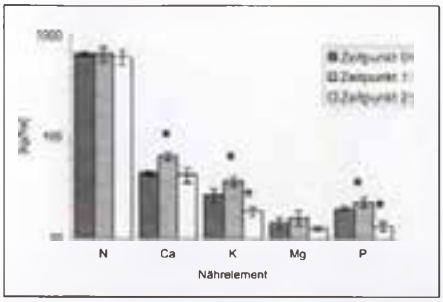


Abb. 25: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF1 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche am 15.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, * = signifikant (p< 0,05).

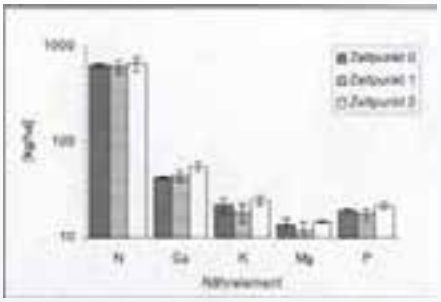


Abb. 26: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR1 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche DF1 (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche DF1 am 15.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

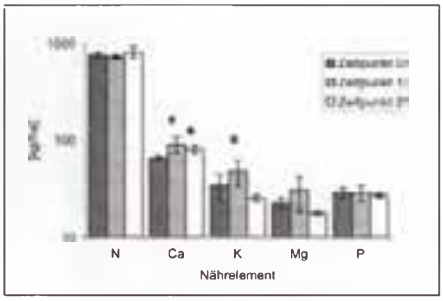


Abb. 27: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF2 (n = 6) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche am 14.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, * = signifikant (p< 0,05).

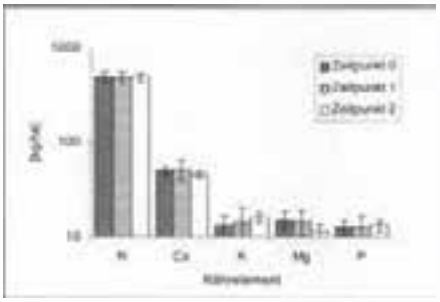


Abb. 28: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR2 (n = 6) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche DF2 (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche DF1 am 14.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

Stickstoff (6,8 kg/ha) in den O-Horizont gelangt ist, und 20,8 kg/ha Calcium, 10,2 kg/ha Kalium, 1,9 kg/ha Magnesium und 2,9 kg/ha Phosphor in die organische Auflage gelangt sind.

Der Unterschied zur Ausgangssituation ist für die Elemente Calcium, Kalium und Phosphor signifikant, nicht aber für Magnesium. Nach einem Jahr ließen sich noch geringere Mengen feststellen, die z. T. unter den Nährstoffmengen der Ausgangssituation lagen. Die Gehalte an Kalium und Phosphor sind diesbezüglich sogar signifikant geringer.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR1 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen der Fläche DF1 636,2 kg/ha N, 43,4 kg/ha Ca, 22,1 kg/ha K, 13,7 kg/ha Mg und 19,5 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Brennen der Fläche DF1 613,6 kg/ha N, 45,5 kg/ha Ca, 18,5 kg/ha K, 12,0 kg/ha Mg und 17,9 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 659,8 kg/ha N, 56,9 kg/ha Ca, 25,0 kg/ha K, 14,8 kg/ha Mg und 21,8 kg/ha P (s. Abb. 26). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen zwar geringfügige Schwankungen auf, die aber unter Berücksichtigung hoher Standardabweichungen nicht signifikant sind.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF2 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen dieser Fläche am 14.02.2002 765,5 kg/ha N, 66,1 kg/ha Ca, 34,3 kg/ha K, 22,3 kg/ha Mg und 29,3 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Brennen 737,54 kg/ha N, 91,7 kg/ha Ca, 48,4 kg/ha K, 30,8 kg/ha Mg und 29,4 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 824,87 kg/ha N, 81,5 kg/ha Ca, 25,0 kg/ha K, 17,8 kg/ha Mg und 27,18 kg/ha P (s. Abb. 27). Nach dem Brand wurde eine geringere Menge Stickstoff (–28,2 kg/ha) und Phosphor (–0,2 kg/ha) im O-Horizont festgestellt, für die anderen Elemente aber wieder eine größere Menge. So konnten 25,6 kg/ha Calcium, 14,1 kg/ha Kalium und 8,5 kg/ha Magnesium mehr in der Streu gemessen werden. Für Calcium und Kalium sind die Unterschiede signifikant, nicht aber für die anderen Elemente. Nach einem Jahr ließen sich wiederum geringere Mengen feststellen, die z.T., wie auch auf der Fläche DF1 unter den Nährstoffmengen der Ausgangssituation liegen, aber nicht signifikant niedriger sind. Der Gehalt an Calcium ist zu diesem Zeitpunkt noch signifikant höher als vor dem Brennen.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR2 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen der Fläche DF2 502,0 kg/ha N, 51,3 kg/ha Ca, 13,4 kg/ha K, 15,3 kg/ha Mg und 12,6 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Brennen der Fläche DF2 492,2 kg/ha N, 52,6 kg/ha Ca, 14,6 kg/ha K, 14,8 kg/ha Mg und 13,1 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 505,8 kg/ha N, 45,8 kg/ha Ca, 16,3 kg/ha K, 11,6 kg/ha Mg und 13,4 kg/ha P (s. Abb. 28). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen, wie auf der Fläche DF1, geringfügige Schwankungen auf, die aber unter Berücksichtigung hoher Standardabweichungen nicht signifikant sind.

Die Bodenuntersuchungen auf den gebrannten Flächen zeigen eine deutliche Zunahme bei den Nährelementen Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor zum Zeitpunkt 1 (jeweils nach dem Brennen) durch den Ascheeintrag des verbrannten Pflanzenmaterials und eine Abnahme der Nährstoffmengen zum Zeitpunkt 2 (ein Jahr nach dem Brennen). Für Stickstoff ist dies nicht zu beobachten, da dieser in die gasförmige Phase sublimiert und als NO_x in die Atmosphäre entweicht. Die Messwerte auf den Referenzflächen zeigen für alle Elemente nur geringfügige Schwankungen.

4 Nährstoffbilanz für das kontrollierte Brennen

Aus den in Kapitel 3 dargestellten Ergebnissen lässt sich nun für jedes Brandereignis/Versuchsfläche eine Nährstoffbilanz für jedes untersuchte Nährelement erstellen. Das Ergebnis jeder Bilanz ist eine theoretische Wirkungsdauer der untersuchten Einzelfälle, definiert als Zeitraum, innerhalb dessen auf atmogenem Wege die Nährelementmengen in eine Heidefläche eingetragen werden, die dieser Fläche durch eine einmalige Anwendung des kontrollierten Brennens entzogen werden.

Mit dem Brennen der Fläche F1 wurde dem System die Menge Stickstoff entzogen, die bei gleichbleibenden Depositionsraten innerhalb von 4,7 Jahren über die Atmosphäre eingetragen wird. Der Austrag der Menge Calcium wird in 2,0 Jahren wieder eingetragen sein, der Austrag von Kalium erst in 26,5 Jahren und der Austrag von Magnesium in 1,2 Jahren. Geht man für das Element Phosphor davon aus, dass die Einträge bei 0,5 kg/ha*a und die Austräge mit dem Sickerwasser gleich Null sind, lässt sich eine Mindestwirkungsdauer berechnen. Für diesen Brand ist sie > 1,8 Jahre (s. Tab. 1). Der Nettoaustrag für die einzelnen Nährelemente liegt für dieses Brandereignis bei 100,3 kg/ha N, 9,2 kg/ha Ca, 15,9 K, 1,2 kg/ha Mg und < 2,4 kg/ha P.

Die Bilanz für die Versuchsfläche F2 zeigt ein ähnliches Muster, obwohl die Ausgangssituation und der Brandzeitpunkt im Vergleich zum kontrollierten Brand der Fläche F1 verschieden waren. Es war eine größere Menge Nährstoffe in der Vegetation, verteilt auf Ericaceen, Poaceen und Kryptogame, gebunden, und die Fläche wurde bereits im Herbst gebrannt. Die errechnete theoretische Wirkungsdauer für Stickstoff beträgt bei diesem Brand 4,7 Jahre, für Calcium 0,5 Jahre, für Kalium 13,5 Jahre und für Magnesium 1,7 Jahre. Für Phosphor konnte einen minimale Wirkungsdauer von > 0,4 Jahren errechnet werden (s. Tab 2). Der Nettoaustrag für diesen Brandversuch ist mit 98,0 kg/ha N, 12,5 kg/ha Ca, 25,2 kg/ha K, 3,6 kg/ha Mg und < 0,7 kg/ha P zu beziffern.

Die Bilanzen der Flächen im „Neustädter Moor" fallen grundsätzlich anders aus. Dies hat mehrere Ursachen. Zum einen werden hier jährlich ca. 11 kg/ha mehr Stickstoff im Vergleich zu den Flächen des NSG „Lüneburger Heide" eingetragen, zum anderen fehlen Austräge (aus dem im Kapitel 2.2 angeführten Grund) mit dem Sickerwasser. Eine weitere Ursache liegt in den unterschiedlichen Witterungsverhältnissen und den dadurch anders verlaufenen Bränden. Letztlich hatten die Flächen im „Neustädter Moor" auch andere Ausgangssituationen in Form geringerer Nährstoffmengen, die zum Zeitpunkt des Brands in der Vegetation gebunden waren. So kommt es, dass der errechnete Austrag durch das Brennen auf der Fläche DF1 für Stickstoff nur 2,1 Jahre, für Calcium 1,7 Jahre, für Kalium 3,6 Jahre und für Magnesium 3,2 Jahre vorhält. Für Phosphor konnte eine minimale Wirkungsdauer von > 0,6 Jahren errechnet werden (s. Tab. 3). Auf dieser Fläche kam es zu einem Nettoaustrag von 70 kg/ha N, 8,7 kg/ha Ca, 3,6 kg/ha K, 8,1 kg/ha Mg und 0,3 kg/ha P.

Für die Fläche DF2 ist die theoretische Wirkungsdauer für alle Elemente noch geringer. Wegen zu hoher Feuchtigkeit in der Vegetation wurde diese

Tab. 1: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche F1.

		N	Ca	K	Mg	P
Nettoeintrag [kg/ha*a]	Deposition	22,8	5,1	3,6	2,8	<0,5
	Sickerwasser der Referenzfläche	–1,7	–0,5	–3,0	–0,5	–<0,5
Nettoaustrag [kg/ha]	Biomasse	–86,7	–6,4	–6,9	–0,3	–0,9
	Sickerwasser der Brandfläche (mehr in 5 J.)	–13,5	–2,8	–9,0	–2,5	–<1,5
Theor. Wirkungsdauer in Jahren		**4,7**	**2,0**	**26,5**	**1,2**	**>1,8**

Tab. 2: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche F2.

		N	Ca	K	Mg	P
Nettoeintrag [kg/ha*a]	Deposition	22,8	5,1	3,6	2,8	<0,5
	Sickerwasser der Referenzfläche	–2,0	–2,0	–1,7	–0,6	–<0,5
Nettoaustrag [kg/ha]	Biomasse	–92,0	–0,7	–22,9	–0,3	–0,2
	Sickerwasser der Brandfläche (mehr in 5 J.)	–6,0	–11,8	–2,3	–3,3	–<1,5
Theor. Wirkungsdauer in Jahren		**4,7**	**4,0**	**13,5**	**1,7**	**>0,4**

Tab. 3: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche DF1.

		N	Ca	K	Mg	P
Nettoeintrag [kg/ha*a]	Deposition	33,7	5,2	3,5	2,5	<0,5
Nettoaustrag [kg/ha]	Biomasse	–70,9	–8,7	–12,6	–8,1	–0,3
Theor. Wirkungsdauer in Jahren		**2,1**	**1,7**	**3,6**	**2,2**	**>0,6**

Tab. 4: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche DF2.

		N	Ca	K	Mg	P
Nettoeintrag [kg/ha*a]	Deposition	33,7	5,2	3,5	2,5	<0,5
Nettoaustrag [kg/ha]	Biomasse	–40,2	–2,7	–11,7	–1,7	–4,0
Theor. Wirkungsdauer in Jahren		**1,2**	**0,5**	**3,3**	**0,5**	**>8,0**

nur sehr unvollständig verbrannt, was zur Folge hatte, dass größere Mengen nicht verbranntes Pflanzenmaterial nach dem Brennen als Rest auf der Fläche zurückgeblieben sind. Die errechnete theoretische Wirkungsdauer dieses Brandereignisses beträgt für Stickstoff 1,2 Jahre, für Calcium 0,5 Jahre, für Kalium 3,3 Jahre und für Magnesium 0,5 Jahre. Für Phosphor konnte einen minimale Wirkungsdauer von > 8,0 Jahren errechnet werden (s. Tab. 4). Trotz der ungünstigen Bedingungen während des Brennens kam es bei diesem Brandversuch zu einem Nettoaustrag von 40,2 kg/ha N, 2,7 kg/ha Ca, 11,7 kg/ha K, 1,7 kg/ha Mg und 4 kg/ha P.

5 Diskussion

Beim kontrollierten Brennen von Heideflächen im Winter verbrennt in der Regel der größte Teil der oberirdischen Biomasse, die im Laufe der Jahre vor allem von Besenheide (*Calluna vulgaris*) aufgebaut wurde. Sie verbrennt aber in der Regel nicht vollständig. Die dicken, verholzten Teile und z.T. das Astwerk der Besenheide bleiben in mehr oder weniger großen Mengen, je nach Verlauf des Feuers, als Reste auf der Fläche zurück. Der Verlauf des Feuers wird von unterschiedlichen Faktoren wie Feuchtigkeitsgehalt der Vegetation, Witterung sowie Alter und Dichte des Bestands beeinflusst. Moospolster werden bei Winterbränden in der Regel nur zu einem geringen Teil mit verbrannt, und zwar dann, wenn sie sehr mächtig sind und bereits von unten in die *Calluna*-Sträucher hineingewachsen sind. Genau an solchen Stellen frisst sich das Feuer punktuell in die Moosschicht hinein. Diese Situation kann man besonders auf Flächen beobachten, die einen älteren *Calluna*-Bestand aufweisen. Die Moose, die zwischen den einzelnen Besenheidepflanzen wachsen, und solche, die sich in jüngeren *Calluna*-Beständen unmittelbar auf der Erdoberfläche befinden, werden in der Regel nicht mit verbrannt. Fast die gesamte Moosschicht stirbt aber aufgrund der Hitzeeinwirkung im oberen Bereich vollständig ab. Lediglich solche Bereiche der Moosschicht können ein Feuer überleben, die nicht unmittelbar der Hitzeeinwirkung ausgesetzt sind, etwa dort, wo das Feuer sehr schnell über diese hinwegläuft, oder sich das Moos in einer tieferen Stelle im Mikrorelief des Bodens befindet. Die Gräser, hier vor allem die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und das Pfeifengras (*Molinia caerulea*), werden von einem kontrollierten Winterbrand nicht unmittelbar beeinträchtigt. Sie können nach einem Brand aus ihren unterirdischen und somit geschützten Überdauerungsorganen rasch wieder austreiben. Ebenso wenig wird der O-Horizont des Bodens, vor allem wohl wegen seines hohen Wassergehalts, durch das Feuer beeinträchtigt.

Die Regeneration von *Calluna vulgaris* nach dem Brennen, und damit auch der Erfolg der Maßnahme, hängt im Wesentlichen von zwei sich gegenseitig beeinflussenden Faktoren ab. Zum einen ist es die Temperatur (Höhe und Dauer) während des Brennens und zum anderen ist es das Alter des Bestands. Wie bei *Gimingham* (1972) beschrieben, steigt die Temperatur während des Brennens mit zunehmendem Alter der Besenheide von ca. 500 °C bei 10 Jahre alten bis ca. 800 °C bei 20–30 Jahre alten Beständen, was mit einem höheren Holzanteil und einem geringeren Wassergehalt in Verbindung gebracht wird. Temperaturen von über 500 °C für die Dauer von mehr als einer Minute an der Stammbasis von *Calluna* sind jedoch, unabhängig vom Alter, für diese von letaler Wirkung. Mit zunehmenden Alter verliert *Calluna* an Vitalität, was in einer herabgesetzten Regenerationsfähigkeit zum Ausdruck kommt. Die Wahrscheinlichkeit, dass solche für die Verjüngung ungünstigen Umstände während des Brennens eintreten, ist also in älteren Heide-Beständen größer als in jüngeren. In Beständen, die ein Alter von ca. 10 Jahren aufweisen, kann dies bei Winterbränden nahezu ausgeschlossen werden. Die in Abbildungen 2a und b dargestellten Temperaturverläufe sind gut auf die untersuchten Brände übertragbar. Im ersten Beispiel (10-jähriger Bestand, Abb. 2a) ist die Temperatur moderat, und es ist hier mit einer guten Regeneration der Heide zu rechnen, wie sie nach dem Brand auf der Fläche F1 beobachtet wurde. Im zweiten Beispiel (15-jähriger Bestand, Abb. 2b) wurde länger als eine Minute eine Temperatur von über 500 °C auf dem Erdboden gemessen, weshalb hier mit einer langsameren und nur generativen Regeneration zu rechnen ist. Dieser Brand- und Sukzessionsverlauf trifft auch auf die Fläche F2 zu.

Die Ergebnisse der vier untersuchten kontrollierten Brände zeigen große Unterschiede in der Menge der ausgetragenen Nährelemente, aber auch Übereinstimmungen hinsichtlich der Relationen der ausgetragenen Nährelemente untereinander. Generell ist anzumerken, dass der Austrag auf den Flächen im NSG „Lüneburger Heide" höher ist als auf den Flächen im „Neustädter Moor", was vor allem durch den im „Neustädter Moor" fehlenden Austrag mit dem Sickerwasser und der geringeren Nährstoffmenge im „standing crop" zum Zeitpunkt des Brennens zu begründen ist. Die geringere Nährstoffmenge in den Ericaceen auf den Flächen im „Neustädter Moor" ergibt sich aus der Tatsache, dass diese Flächen ein bis zwei Jahre zuvor noch intensiv mit Moorschnucken beweidet wurden, wodurch die Heide sehr viel niedrigwüchsiger war als auf den Flächen „Auf dem Töps", auf denen schon ca. 10 Jahre vor dem Brennen die Beweidung eingestellt wurde. Der vergleichsweise geringe Nährstoffaustrag auf der Versuchsfläche DF2 im „Neustädter Moor" zeigt, wie sehr ungünstige Witterungsverhältnisse die gewünschte Aushagerung der Flächen minimieren. So wird deutlich, wie abhängig der gewünschte Nährstoffaustrag vom Zustand der Fläche und den Bedingungen zum Zeitpunkt des Brennens ist.

Verglichen mit den von *Allen* (1964) publizierten Daten, der Nährstoffverluste von durchschnittlich 45 kg/ha N, < 0,1 kg/ha Ca, 1 kg/ha K, < 0,2 kg/ha Mg und 0,1 kg/ha P ermittelt hat (die er selber auch nur als grobe Schätzwerte bezeichnet), ist der hier ermittelte Austrag der Nährelemente deutlich größer. Es hat sich jedoch gezeigt, dass auf den hier untersuchten Flächen vor dem Brennen mehr Nährstoffe in der Vegetation gebunden waren, als bei den Versuchen von *Allen*, wodurch vor allem die höheren Stickstoffausträge zu erklären sind. Eine Erklärung für die höheren Verluste bei den anderen untersuchten Nährelementen in dieser Studie ist darin zu sehen, dass der Sickerwasseraustrag auf sandigen Böden, wohl auch wegen unterschiedlicher Sorptionseigenschaften, ein anderer als bei den von *Allen* untersuchten Torfböden ist. Unterschiede zwischen den Ergebnissen eines

Laborexperiments (*Allen* 1964) und eines Freilandversuchs können auch darin begründet sein, dass durch die starke Thermik eines realen Flächenbrands kleinste Aschepartikel und damit auch Nährelemente in die Atmosphäre gelangen (*Allen* et al. 1969, *Evans & Allen* 1971, *Gimingham* 1972) und auf diesem Weg das System verlassen. Im Vergleich dazu ermittelte *Chapman* (1967) einen Nährstoffaustrag von 173,1 kg/ha Stickstoff, 12,5 kg/ha Calcium, 8,3 kg/ha Kalium, 4,0 kg/ha Magnesium und 2,2 kg/ha Phosphor bei dem Brand eines 12 Jahre alten Bestands bei Dorset in Süd-England. Diese Mengen entsprechen in etwa den hier vorgestellten Ergebnissen, wenn man berücksichtigt, dass bei der Untersuchung von *Chapman* ein Teil des O-Horizonts mit verbrannt ist, wodurch sich der höhere Stickstoffaustrag erklären lässt. Eine Unschärfe der in dieser Untersuchung ermittelten Austräge ergibt sich aus der langfristigen Kalkulation des Sickerwasseraustrags in der Zeit nach dem Brennen. Hier wurde davon ausgegangen, dass sich der erhöhte Austrag mit dem Sickerwasser nach dem Brennen kontinuierlich dem Austrag der Referenzfläche angleicht. Diese Annahme stützt sich auf die Unterschiede in den Wassermengen, die in den Boden versickern. Wegen der fehlenden Vegetation findet auf den gebrannten Flächen keine Transpiration statt, weshalb hier ca. 85 % des Niederschlagswassers versickert, auf den Referenzflächen hingegen lediglich 60 %. Mit zunehmendem Aufwuchs der Vegetation auf den gebrannten Flächen verringert sich der Unterschied. *Mallik & FitzPatrick* (1997) konnten auf gebrannten Flächen im Boden eine höhere mikrobielle Aktivität in Folge milderer pH-Werte und höherer Temperaturen feststellen. In dieselbe Richtung weisen Befunde von *Mohamed* (i. Prep.), der einen engen Zusammenhang zwischen Temperatur und Streumineralisation auf einer Fläche im NSG „Lüneburger Heide" ermitteln konnte (s. Abb. 29). Die Grafik lässt erkennen, dass in den Monaten von Mai bis September die Ammoniumkonzentration im O-Horizont auf der vegetationsfreien, gebrannten Fläche in gleicher Weise wie die Monatsdurchschnittstemperatur zunimmt, während die Ammoniumkonzentration auf der nicht gebrannten Fläche über das gesamte Jahr hinweg auf einem niedrigen Niveau bleibt. Vergleicht man dieses Ergebnis mit der Temperaturmessung, die in Abbildung 3 dargestellt ist, wird klar, warum es gerade in den Sommermonaten zu einem erhöhten Austrag an Stickstoff auf den gebrannten Flächen kommt. Durch die fehlende Beschattung der Vegetation kommt es dann zu deutlich höheren Temperaturen auf dem Boden der gebrannten Flächen, woraus eine höhere Stickstoffmineralisation resultiert. Berücksichtigt man die Menge an Nährstoffen, die in der organischen Auflage gebunden ist (500–800 kg/ha Stickstoff), besteht hier ein enormes Austragspotenzial. Es ist daher vorstellbar, dass es auch bei einer geringeren Sickerwassermenge durch erhöhte Stoffkonzentrationen zu einem größeren Nährstoffaustrag kommen kann, als hier angenommen wird. Dies lässt sich jedoch nur mit langfristigen Sickerwasseruntersuchungen (5–10 Jahre) quantifizieren.

Die Bedeutung der Nettoausträge beim kontrollierten Brennen muss vor dem Hintergrund der Stoffeinträge in die jeweiligen Untersuchungsgebiete bewertet werden. Die ermittelte theoretische Wirkungsdauer zeigt, dass die ausgetragenen Nährstoffmengen die Einträge aus der Atmosphäre nur für eine kurze Zeit kompensieren können. Um das gegebene Niveau der Nährstoffversorgung im Ökosystem Heide zu erhalten oder dieses gar zu verringern, erscheint diesen Ergebnissen zufolge kontrolliertes Brennen allein nicht als geeignetes Pflegeverfahren. Die Maßnahmen müssten in so kurzen zeitlichen Abständen aufeinander folgen, dass ökologische Funktionen des Systems in vermutlich unerwünschter Richtung verändert würden. Im Vergleich zu anderen Pflegeverfahren ist der Stoffaustrag durch kontrolliertes Brennen am ehesten dem einer Mahd vergleichbar (*Sieber* et al. 2004). Mit den Pflegeverfahren Plaggen, Schoppern (*Sieber* et al. 2004) und unter bestimmten Bedingungen auch bei der Beweidung (*Fottner* et al. 2004) kommt es zu einem weitaus höheren Nährstoffaustrag.

6 Zusammenfassung

Auf vier Untersuchungsflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" und im „Neustädter Moor" wurde die Auswirkung des kontrollierten Brennens von *Calluna*-dominierten Heidebeständen auf die Nährstoffdynamik untersucht. Die Untersuchungen erstreckten sich über ein und zwei Jahre. Es wurden der atmogene Nährstoffeintrag, der unmittelbare Austrag von Nährstoffen durch das Brennen und der sekundäre Austrag mit dem Sickerwasser untersucht und festgestellt, dass ein erhöhter Austrag an Nährelementen mit dem Sickerwasser nicht unmittelbar nach dem Brennen stattfindet, sondern erst als Folge einer erhöhten Mineralisation

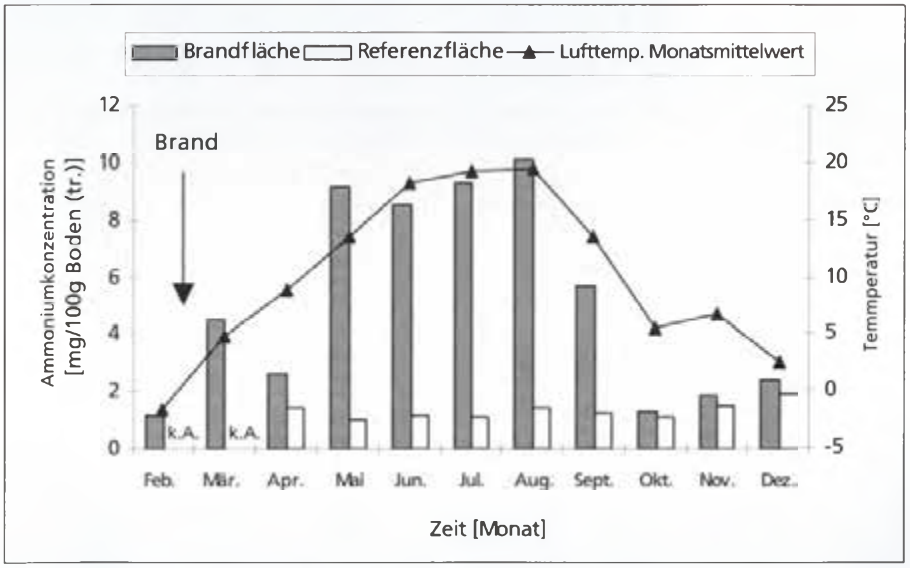


Abb. 29: Vergleich der Ammoniumkonzentrationen im O-Horizont auf einer gebrannten (Brandtermin 25.02.03) und einer nicht gebrannten Fläche im NSG „Lüneburger Heide" in der Zeit von Februar bis Dezember 2003 (Quelle: **Mohamed, *i. Prep.*).**

der Streu in den folgenden Jahren. Es konnte ein Nettoaustrag für die untersuchten Nährelemente von 40–100 kg/ha Stickstoff, 3–12 kg/ha Calcium, 12–25 kg/ha Kalium, 2–8 kg/ha Magnesium und 0–3 kg/ha Phosphor festgestellt werden. Im Durchschnitt entspricht dies der Menge an Nährelementen, die in ein bis fünf Jahren über die Atmosphäre eingetragen werden.

Summary

The impact of prescribed burning of *Calluna* dominated heathlands on nutrient cycling was investigated on four plots in the "Lüneburger Heide" nature reserve and in the "Neustädter Moor" in Lower Saxony, Germany. Investigation periods were one to two years. Atmospheric nutrient deposition, immediate nutrient output by burnt biomass and secondary nutrient output by leachate were measured. It was found out that an increased nutrient output by leachate does not occur directly after burning, but only as a consequence of increased mineralisation of litter in the following years. Net outputs of 40–100 kg/ha of nitrogen, 3–12 kg/ha of calcium, 12–25 kg/ha of potassium, 2–8 kg/ha of magnesium and 0–3 kg/ha of phosphorus were measured, being equivalent to atmospheric nutrient input during about one to five years.

Literatur

Allen, S. E., 1964: Chemical aspects of heather burning. – Journal of Applied Ecology 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.

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.

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.

Caporn, S. J. M., Song, W., Read, D. J., Lee, J. A., 1995: The effect of repeated nitrogen fertilisation on mycorrhizal infection in heather [Calluna vulgaris (L.) Hull]. – New Phytol., 129, 605–609.

Chapman, S. B., 1967: Nutrient budget for a dry heath ecosystem in the south of England. – Journal of Ecology 58, 445–452.

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 Immisionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Inaugural-Diss., Univ. Gießen, 187 S.

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

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

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. – Univ. Göttingen.

Goldammer, J. G., Montag, S., Page, H., 1997: Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften. – NNA-Berichte 10, 5, 18–38.

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

Haaland, S., 2002: Feuer und Flamme für die Heide – 5000 Jahre Kulturlandschaft in Europa. – Deutsche Bearbeitung und Übersetzung der norwegischen Originalausgabe: *Grottian, T., Prüter, J.*; Herausgegeben vom Heathcult-Projekt der EU, vertreten durch die Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Verlag H. M. Hauschild, Bremen, 160 S.

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

Heil, G. W., Bobbink, R., 1993: "Calluna", a simulation modell for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. – Ecological Modelling 68, 161–182.

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

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.

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.

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., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 229–238.

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.

Mohamed, A., i. Prep.: Nährstoffverfügbarkeit nach kontrolliertem Brennen von Sandheiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Universität Lüneburg.

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.

Müller-Westermeier, G., 1996: Klimadaten von Deutschland im Zeitraum 1961–1990. – Offenbach, 431 S.

Müller, J., Vagts, I., Frese, E., 1997: Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen Calluna-Heiden nach Brand. – NNA-Berichte 10, 5, 87–104.

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

Niemeyer, F., 2004: Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. – NNA-Berichte 17, 2, 34–43.

NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (Hrsg.), 2000: Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen. – Nachhaltiges Niedersachsen – Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung 14, 84 S.

Power, S. A., 2003: schriftliche Mitteilung vom 10.12.03. – Imperial College of Science, Tecnology & Medicine, Berkshire, UK.

Prüter, J., 1993: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege – Zur Einführung. – NNA Berichte 6, 3, 3.

Seedorf, H. H., Meyer, H. H., 1992: Landeskunde Niedersachsen. Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes. Bd. 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. – Neumünster, 517 S.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

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

Wong, M.-K., Gu, W., Ng, T.-L., 1997: Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction tecniques. – Analytical Science 13, 97–102.

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

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

Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden

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

1 Einleitung

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

Eine Vielzahl von Untersuchungen beschäftigt sich mit den Folgen erhöhter Nährstoffzufuhr in Heideökosystemen und belegt eine ursächliche Beteiligung des atmogenen Stickstoffeintrags an der Verschiebung der Artenspektren (u.a. *Britton* et al. 2001, *Power* et al. 1998, *Biermann* et al. 1994, *Heil & Bobbink* 1993, *Iason & Hester* 1993, *van der Eerden* et al. 1991, *Webb* 1990, *Steubing & Buchwald* 1989). Einer Nährstoffanreicherung ist mit angepassten Pflegekonzepten zu begegnen. Folglich ist das Interesse gestiegen, die bekannten Pflegeverfahren in ihrer Effektivität diesbezüglich zu verstehen. Verschiedene Unteruchungen der letzten Jahre zum Nährstoffhaushalt in Heideökosystemen (u.a. *Aerts* 1993, *van Vuuren* 1992, *Schlieske* 1992, *Groves* 1981, *Matzner* 1980) oder zur Regeneration von *Calluna vulgaris* als dominierender Art der trockenen Sandheiden (u.a. *Britton* et al. 2000, *Gimingham* 1996, *Berdowski & Siepel* 1988) liegen vor. Untersuchungen zur Beweidung von Heideflächen beschränken sich in der Regel auf die Beschreibung und Ermittlung der Beweidungsintensität und deren Auswirkungen auf die Vegetation sowie entsprechende Methodendiskussionen (u.a. *Palmer* 1997, *Grant & Armstrong* 1993, *Armstrong & MacDonald* 1992) oder sie zielen auf die Entwicklung verschiedener Beweidungsmodelle ab (u.a. *Read* et al. 2002, *Armstrong* et al. 1997, *Welch* 1984, *Milne* et al. 1979, *Muhle & Röhrig* 1979, *Grant* 1971). Untersuchungen, in denen konzeptionelle Fragen der Beweidung von Heideökosystemen mit nährstoffdynamischen Aspekten verbunden werden, sind bisher nicht bekannt.

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

Ziel der vorliegenden Untersuchung im NSG „Lüneburger Heide" ist es, für die Beweidung als Instrument der Heidepflege Daten zu einer Nährstoffbilanzierung beizutragen. Für die verschiedenen Bilanzkomponenten wurden die Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor quantifiziert. Atmogene Nährstoffeinträge wurden über die Deposition erfasst, die Nährstoffausträge über das Sickerwasser und den Biomasseentzug quantifiziert und die Rückführung von Nährstoffen über die Exkremente der Schafe berechnet. Die Ergebnisse sollen eine Beschreibung der Nährstoffdynamik in beweideten Sandheiden ermöglichen und diese Managementmaßnahme, orientiert an der traditionellen Nutzungsform, in ihrer Effektivität bezüglich der Kompensation der Nährstoffeinträge beurteilen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide"

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

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

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

2.1.2 Beweidung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide"

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

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

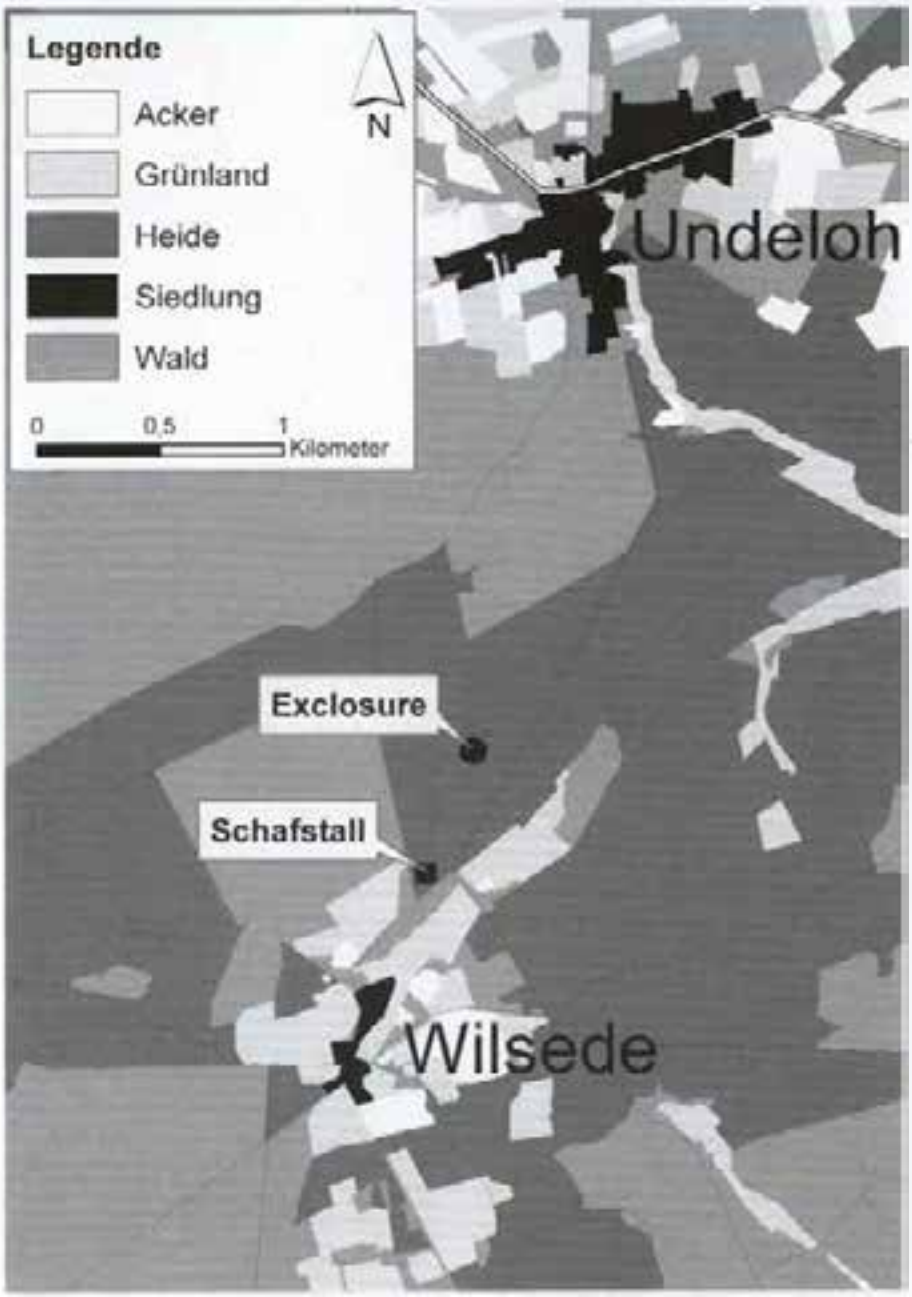


Abb.1: Karte der Untersuchungsfläche im NSG „Lüneburger Heide" (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen [LGN], Kartengrundlage ATKIS, 2004).

ger Heide" eine ganzjährige standortgebundene Hüteschafhaltung, d. h. jede Herde hat für die Nacht einen eigenen Stall. Die Schnucken weiden den ganzen Tag auf den Heideflächen. Während der täglichen Mittagsrast wird die Herde vom Schäfer aus den Heideflächen herausgeführt. Das Beweidungsmanagement ist darauf ausgerichtet, möglichst einen Großteil der Nährstoffeinträge über die Exkremente der Tiere aus den Heideflächen herauszuhalten. Dem Schäfer kommt die wichtige Aufgabe zu, entsprechend einem grundlegenden Konzept die zu beweidenden Flächen jeweils so auszuwählen, dass einerseits die Gesundheit der Schnucken gewährleistet ist und andererseits die Heideflächen hinreichend gepflegt werden. Bei größeren Abweichungen von der optimalen bzw. notwendigen Beweidungsintensität kann es zu einer „Über- oder Unterbeweidung" kommen. Durch den Verbiss der Schafe wird die Regeneration von *Calluna vulgaris* gefördert. Einerseits verholzen die Pflanzen weniger stark, andererseits bilden sie vermehrt Triebe und somit Samen. Ist die Beweidungsintensität zu stark (Überbeweidung), kann die Produktivität des Pflanzenbestands beeinträchtigt und die Vegetation teilweise zerstört werden. Die Besenheide *Calluna vulgaris* kann durch verbisstolerantere Arten verdrängt werden (*Bullock & Pakeman* 1996). Eine Unterbeweidung durch zu geringe Beweidungsintensität kann dazu führen, dass das Pflegeziel der Vegetationsverjüngung nicht mehr erreicht wird. Nach *Muhle & Röhrig* (1979) fördert zwar eine mäßige Beweidung die Bildung einer geschlossenen Heidedecke, aber nur eine intensive Beweidung kann das Eindringen von Gräsern und Hölzern verhindern. Wichtig ist daher, die optimale Beweidungsintensität zu erreichen. Grundlage hierfür ist eine boden- und vegetationskundliche Aufnahme des zu pflegenden Geländes. Das exakte Pflegeziel muss bestimmt werden. *Beyer* (1968) gibt als optimale Weidedichte 1–3 Tiere/ha an. Im NSG „Lüneburger Heide" wird je Hektar Heidefläche ein deutlich geringerer Besatz angestrebt (*Koopmann & Mertens* 2004, *Lütkepohl* 2001).

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

2.2 Probennahme und Probenaufbereitung

Deposition

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

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

Sickerwasser

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

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

Biomasse

Im ausgewählten Untersuchungsgebiet wurde im Mai 2001 ein Weideausschlussareal (Exclosure, ca. 30 m × 30 m) eingezäunt, das im weiteren Untersuchungszeitraum als unbeweidete Referenzfläche diente. Dieser Zeitpunkt wurde als Untersuchungsbeginn für die Bestimmung des Biomasseentzugs definiert. Um den Biomassevorrat und den jährlichen Biomasseaustrag über den Fraß der Schafe möglichst gut zu erfassen, erfolgte die Auswahl der Flächengröße der Versuchsquadrate anhand von Literaturangaben (*Riehl* 1992, *Muhle & Röhrig* 1979, *Barclay-Estrup* 1970, *Gimingham & Miller* 1968). Sowohl auf der Beweidungsfläche wie auch auf der Referenzfläche (Exclosure) wurden zu jedem Beerntungstermin je 10 zusammenhängende Versuchsquadrate á 0,25 m² (50 cm × 50 cm) markiert. Auf derart markierten Flächen wurde 2001 über einige Monate monatlich die Biomasse geerntet. Oberhalb der Moosschicht wurde von Ericaceen (fast ausschließlich *Calluna vulgaris*) und Poaceen (fast ausschließlich *Deschampsia flexuosa*) die Lebendmasse abgeerntet. Diese Schnittgrenze wurde gewählt, da tiefer als 3 cm über dem Erdboden kein Verbiss der Schafe zu erwarten ist (*Milne* et al. 1998). Um den Biomasseaustrag für ein gesamtes Jahr zu erfassen, wurden im Mai 2002 (12 Monate nach Errichtung des Exclosures) erneut je 10 Versuchsquadrate auf der Beweidungs- und der Referenzfläche beerntet. Um mögliche Variabilitäten zu reduzieren, wurden die Versuchsquadrate jedes Mal von derselben Person und mit demselben Schneidewerkzeug bearbeitet. Die Differenz zwischen den Biomassewerten der Beweidungsfläche und der unbeweideten Referenzfläche wurde als Biomasseentzug pro Jahr definiert.

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

Exkremente

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

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

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

Boden

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

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

2.3 Analytik

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

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

2.4 Auswertungsverfahren

Innerhalb dieser Untersuchung wurde anhand der Niederschlagsdaten allein die bulk-Deposition ermittelt. Die Werte der bulk-Deposition müssen allerdings korrigiert werden. Zum einen, da die Sammler in ca. 100 cm Höhe die tatsächliche Niederschlagsmenge unterschätzen (*DVWK-Merkblatt* 230/1994). Eine Auswertung von Untersuchungen der Universität Göttingen an der Wettermessstelle im nahe gelegenen Bockheber lieferte den Korrekturfaktor + 12,7 %. Mit diesem Wert wird die gemessene Niederschlagsmenge auf Erdbodenniveau korrigiert. Zum anderen muss eine Korrektur erfolgen, da die bulk-Deposition nicht die gesamte Deposition abbildet. Nur ein Teil der trockenen Deposition wird berücksichtigt. Der gesamte Nährstoffeintrag über die nasse und trockene Deposition wurde nach Korrekturvorgaben aus der Literatur ermittelt. Dazu wurden die Nährstoffeinträge der bulk-Deposition auf die wet-only-Deposition umgerechnet (*Gauger* et al. 2000). Anschließend wurde eine Abschätzung für die trockene Deposition hinzugerechnet (*Power* 2003, *Bleeker* et al. 2000).

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

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

- Im Laufe eines Jahres schwankt die Anzahl der Tiere in einer Herde. Während der Lammzeit kann sich die Tierzahl mehr als verdoppeln. Um eine möglichst realistische Tierzahl über das gesamte Jahr zu ermitteln, erfolgt eine Annäherung über das Lebendgewicht von Mutterschafen. Die Herdenprofile der Jahre 2001 und 2002 ergeben auf diese Weise eine durchschnittliche Anzahl von 541 Tieren. Dieser Wert fließt in die Berechnungen ein.
- Das Beweidungsgebiet entspricht einem bestimmten Areal, das jeder Herde im NSG „Lüneburger Heide" zur Pflege zugeordnet wird. Die Untersuchungsfläche ist Teil des Beweidungsgebiets der Wilseder Herde von ca. 471 ha Heide und Magerrasen und ca. 15 ha Grünland. Somit fließt in die Kalkulationen eine Gesamtfläche von 486 ha ein. Aus der durchschnittlichen Herdengröße und der Flächengröße des Beweidungsgebiets ergibt sich eine Besatzstärke von etwas mehr als einem Tier je Hektar.
- Die Untersuchungsfläche soll für das gesamte Beweidungsgebiet repräsentativ sein. Daher wird für die Nährstoffkalkulationen eine einheitliche Beweidungsintensität angesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass alle Flächen gleichmäßig oft und intensiv beweidet werden und der Biomasseaustrag überall gleich groß ist.
- Das Hütemanagement ändert sich während des Jahres. In den Sommermonaten weiden die Schafe ca. 8–10 Stunden täglich, zuzüglich einer langen Mittagsrast. In den Wintermonaten wird die Herde kürzer gehütet, ca. 6–7 Stunden täglich, dann hingegen ohne Mittagsrast. Daher wird bei den Untersuchungen eine durchschnittliche tägliche Weidedauer von 8 Stunden zugrunde gelegt.
- Im NSG werden die Schafherden das ganze Jahr über auf den Heideflächen gehütet. Trotzdem bleiben Muttertiere nach dem Lammen für einige Wochen, andere Tiere wegen Lahmheit oder anderer Krankheiten einige Tage im Stall, so dass für die Herde über den gesamten Bilanzzeitraum von einem Jahr nur 340 Weidetage in die Kalkulationen einfließen.
- Durch eigene Beobachtungen und Gespräche mit Schäfern im Naturschutzgebiet wurden Erfahrungen zum Futterspektrum gesammelt. Anhand dieser Beobachtungen und weiterer Literaturangaben wurde deutlich, dass die Heidschnucken von *Calluna vulgaris* fast ausschließlich die Grünanteile bzw. die jungen Triebe fressen (*Milne* 1974, *Thomas & Armstrong* 1952). Demzufolge fließen nur die in den grünen Trieben ermittelten Nährstoffgehalte in die Kalkulation des Nährstoffaustrags ein. Die holzigen Anteile von *Calluna* werden kaum verbissen und daher bei der Bilanzierung des Biomasseaustrags nicht berücksichtigt. Beobachtungen zeigen, dass *Calluna vulgaris* vor allem in den Wintermonaten gefressen wird (*Martin* 1964, *Thomas* 1956, *MacLeod* 1955). *MacLeod* (1955) gibt an, dass von Oktober bis April 20 % mehr *Calluna vulgaris* gefressen wird als in den übrigen Monaten. Daher wurde zur Berechnung des Nährstoffentzugs über den Biomasseaustrag der Ericaceen die über ein Jahr entzogene Biomasse entsprechend auf die 12 Monate verteilt und mit dem jeweiligen monatlich ermittelten Nährstoffgehalt verknüpft.
- Zur Berechnung des Nährstoffentzugs über die Poaceen wurden die

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

- *Görschen & Müller* (1986) untersuchten auf Moorflächen mit einem ähnlichem Beweidungsmanagement wie im Naturschutzgebiet die Exkrementabgabe von Schafen und gelangten zu dem Ergebnis, dass 30 % der gesamten Kotmenge aus 24 h auf den Pflegeflächen verbleibt. Der Rest wird über Nacht im Stall oder tagsüber auf Flächen außerhalb der Pflegeflächen abgegeben. Zur Berechnung des Nährstoffeintrags wurde eine Kotverteilung von ⅓ in die Pflegeflächen, ⅔ außerhalb der Pflegeflächen auf die Beweidung im NSG „Lüneburger Heide" übertragen und mit den Daten aus dem Stallversuch (siehe Kapitel 2.2) verknüpft.
- Die Berechnung der Nährelemente im Harn geht auf Untersuchungen von *Brenner* (2001) zurück. Allein bei der Bestimmung des Stickstoffs konnte in Anlehnung an *Barrow* (1987) das Ergebnis auf die untersuchte Beweidungsfläche konkretisiert werden. Es wird eine Stickstoffverteilung in den Exkrementen von 25 % im Kot und 75 % im Harn angesetzt, so dass an dieser Stelle die Kotanalysen der eigenen Untersuchungsfläche in die Berechnungen einfließen.

Statistische Auswertung

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

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

3. Ergebnisse

3.1 Atmogener Eintrag von Nährelementen

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

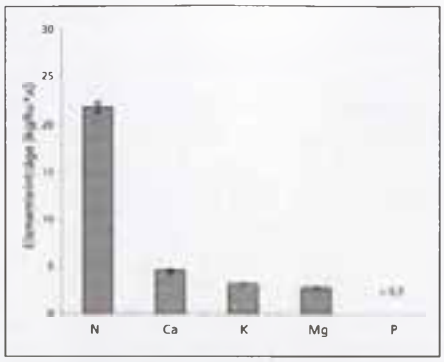


Abb. 2: Elementeinträge [kg/ha*a] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über die Gesamtdeposition im Jahr 2002 mit Minimal- und Maximalwert (n = 3).

3.2 Nährelemente im Sickerwasser

Die ermittelte Sickerwasserrate auf der Untersuchungsfläche betrug von Januar bis Dezember 2002 718,93 mm/a, das entspricht 60,54 % des Niederschlags. Die folgende Abbildung 3 stellt die Elementausträge mit dem Sickerwasser für die Beweidungsfläche und die Referenzfläche dar. Unter Beweidung verliert das System 2,28 kg/ha*a Stickstoff, 1,99 kg/ha Calcium, 1,39 kg/ha Kalium und 0,43 kg/ha Magnesium. Im Vergleich lagen die Austragsraten auf der Referenzfläche niedriger. Für Stickstoff wurden 2,1 kg/ha*a, für Calcium 1,58 kg/ha*a, für Kalium 1,06 kg/ha*a und für Magnesium 0,26 kg/ha*a berechnet. Nur für Magnesium ergab sich ein signifikanter Unterschied (p<0,01, **). Auf beiden Flächen werden die Phosphorausträge mit < 0,5 kg/ha*a angegeben, da die Messwerte auch hier zu häufig unter der Bestimmungsgrenze lagen.

3.3 Nährelemente in der Biomasse

3.3.1 Standing crop

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

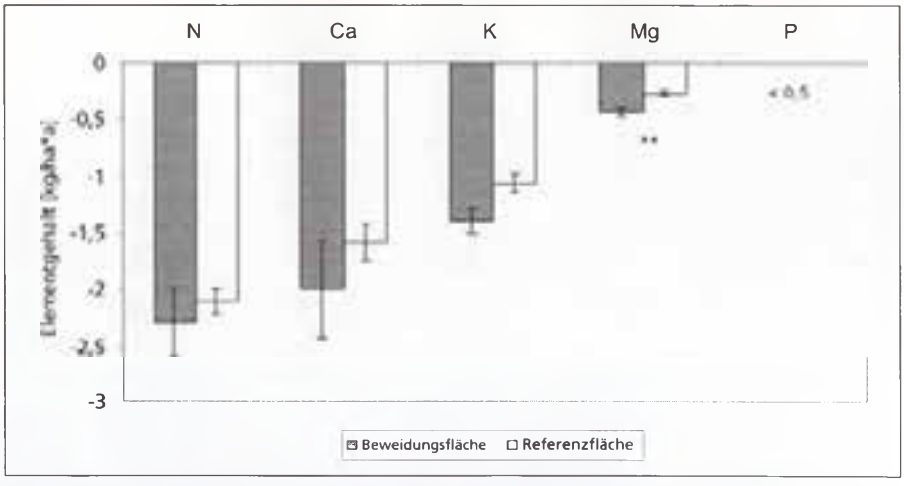


Abb. 3: Elementausträge der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über das Sickerwasser auf der beweideten Untersuchungsfläche und der unbeweideten Referenzfläche von Januar bis Dezember 2002; dargestellt sind die mittleren Elementausträge [kg/ha*a] mit Minimal- und Maximalwert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

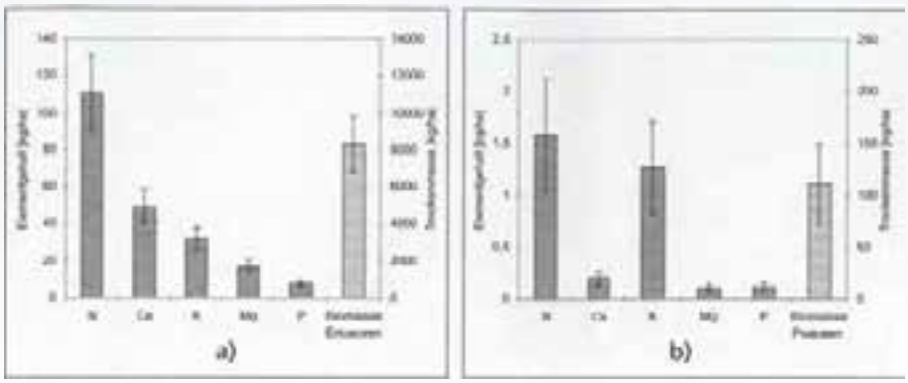


Abb. 4 a) und b): Elementvorräte [kg/ha] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor in der Biomasse der a) Ericaceen und b) Poaceen oberhalb der Moosschicht im Mai 2002 auf der seit einem Jahr unbeweideten Referenzfläche (Standardabweichungen bei n = 10) und die Gesamtbiomasse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

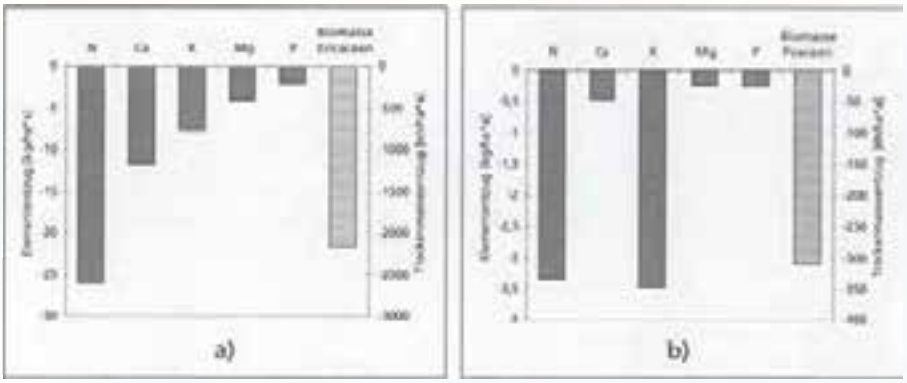


*Abb. 5 a) und b): Elementausträge der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor [kg/ha*a] über den Entzug von a) Ericaceen- und b) Poaceen-Biomasse (Trockenmasseentzug [kg/ha*a]) auf der Beweidungsfläche, berechnet für den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.*

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

3.3.2 Nährstoffentzug über die Biomasse

Zur Ermittlung des Biomasseentzugs durch den Fraß der Schafe wurde die Biomasse der Ericaceen und Poaceen zum selben Zeitpunkt im Mai 2002 auch auf der Beweidungsfläche beerntet und ausgewertet. Die ermittelte Biomasse der Ericaceen auf der beweideten Fläche betrug 6.141,94 kg/ha und ist damit deutlich geringer als auf der nicht beweideten Referenzfläche (8.308,02 kg/ha). Damit ergibt sich eine signifikante Differenz bzw. ein Biomasseentzug von 2.166,08 kg/ha im Zeitraum Mai 2001 bis Mai 2002 ($p < 0,01$; $n = 10$). Dabei kam es zu einem jährlichen Nährstoffaustrag aus dem System von 26,05 kg N/ha, 11,61 kg Ca/ha, 7,61 kg K/ha, 3,99 kg Mg/ha und 1,95 kg P/ha.

Die Biomassevorräte der Poaceen der Monate Juni–September 2001 auf der Referenzfläche liegen zwischen 284,45 kg/ha (Juni 2001) und 506,11 kg/ha (Juli 2001), auf der Beweidungsfläche zwischen 275,49 kg/ha (Juni 2001) und 335,73 kg/ha (September 2001). Summiert man die Biomassedifferenzen über diesen Zeitraum, ergeben sich Elementausträge von 3,35 kg/ha Stickstoff, 0,45 kg/ha Calcium, 3,48 kg/ha Kalium, 0,24 kg/ha Magnesium und 0,25 kg/ha Phosphor. Nur im Juli wurde ein signifikanter Unterschied in der Biomasse der Poaceen zwischen beweideter und unbeweideter Untersuchungsfläche festgestellt ($p < 0,01$; $n = 10$). Die Nährstoffausträge für die Ericaceen und Poaceen sind in den Abb. 5 a) und b) dargestellt.

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

3.4 Nährelemente in den Exkrementen

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

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

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

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

4 Bilanzierung der Nährelemente

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

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

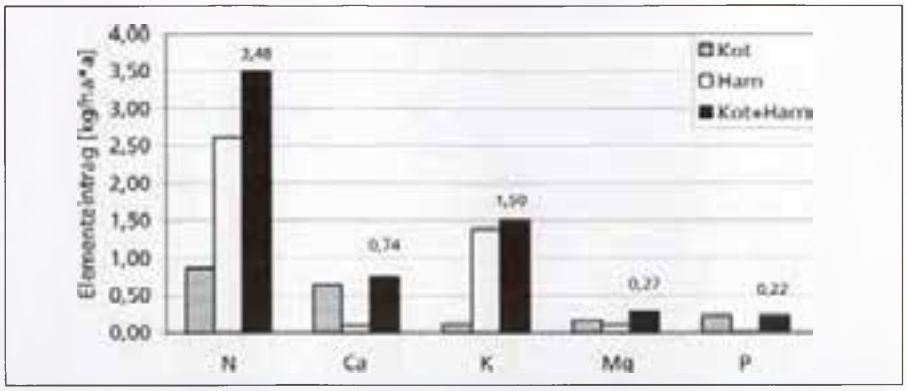


*Abb. 6: Elementeinträge [kg/ha*a] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über die Exkremente (graue Säulen: über den Kot; weiße Säulen: über den Harn; schwarze Säulen: Summe aus Kot + Harn), bezogen auf den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.*

5 Diskussion

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

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

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

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

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

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

Deposition

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

Sickerwasser

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

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

Biomasse *Calluna vulgaris* (dominierende Art der Ericaceen)

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

Zur Bestimmung des Biomasseentzugs auf der Gesamtfläche wurde in der vorliegenden Untersuchung die Beweidungsintensität als überall identisch angesetzt. Wertvolle Ergänzungen zu den vorliegenden Ergebnissen liefert die Arbeit von *Mockenhaupt & Keienburg* (2004), die im Winter 2002/2003 im selben Beweidungsgebiet dieselbe Heidschnuckenherde untersuchten. Ihr Versuchsansatz zur Bestimmung des Biomasseentzugs beinhaltete die Einrichtung von 30 Untersuchungsplots, verteilt über das gesamte Beweidungsgebiet. Die Daten belegen, dass die Beweidungsintensität nicht gleichmäßig verteilt ist. Die hier ausgewählte Untersuchungsfläche wird im Durchschnitt häufiger von der Herde aufgesucht. Sie liegt in einem Flächenkorridor, der von der Herde sowohl gezielt beweidet wie auch durchwandert wird, um auf entfernter liegende Areale zu gelangen. Ist das Fressen während des Überquerens der Fläche auch nicht so intensiv wie bei einer gezielten Beweidungsphase der Herde, so kann sich dieser Biomasseentzug bezogen auf die Herdengröße und die Anzahl der Weidetage letztendlich doch in der Endbilanz auswirken. Das würde bedeuten, der im Mai 2002 ermittelte Biomasseentzug wäre für die Untersuchungsfläche repräsentativ, aber für das gesamte Beweidungsgebiet zu hoch angesetzt.

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

In Beweidungsmodellen werden bestimmte Schwellenwerte angesetzt, die beschreiben, bis zu welchem Beweidungsdruck bei *Calluna vulgaris* noch keine Einbußen in der Produktivität zu beobachten sind (*Milne* et al. 1979). Beweidungsdruck wird hier nicht als Tiereinheit pro Hektar verstanden, sondern als das Verhältnis von gefressenem zu verfügbarem Pflanzenmaterial (*Grant* 1971). *Barclay-Estrup* (1970) beschreibt die Ermittlung der jährlichen Nettoproduktion von *Calluna vulgaris* in den vier Wachstumsphasen und ihr Verhältnis zur oberirdischen Biomasse in der jeweiligen Phase. Nach eigenen exemplarischen Jahresringbestimmungen, anhand der Ermittlung des standing crops und der Beschreibung der Untersuchungsfläche bei *Mockenhaupt* (2003), ist der vorhandene Heidebestand in erster Linie der Wachstumsphase „Building phase" zuzuordnen (*Watt* 1955, *Gimingham* 1972). Für diese Lebensphase gibt *Barclay-Estrup* (1970) ein Biomasse-Nettoproduktions-Verhältnis von 29 % an. Das bedeutet, dass 29 % der vorhandenen Biomasse über ein Jahr als Zuwachs zu erwarten sind. Überträgt man dies auf die vorliegende Untersuchung, bei der im Mai 2002 auf der Referenzfläche eine durchschnittliche Biomasse von 8.308,02 kg/ha ermittelt wurde, so ergibt sich eine Nettoproduktion von 2.409,33 kg/ha*a. Dieser Wert scheint realistisch, denn *Miller* (1979) gibt für *Calluna vulgaris* gleichen Alters ca. 2.450 kg/ha als Jahresproduktion an. Für den Biomasseentzug während des Untersuchungszeitraums wurden im Mai 2002 2.166,08 kg/ha ermittelt. Nach *Barclay-Estrup* (1970) und *Miller* (1979) entspräche dies einem Entzug von ca. 90 % des Jahreszuwachses. Dieser Wert liegt weit über dem von *Grant & Armstrong* (1993) ermittelten Schwellenwert von ca. 60 %, der auch bei *Muhle* et al. (1979) als geeignet erscheint, die Heide länger in dieser Wachstumsphase zu halten.

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

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

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

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

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

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

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

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

Biomasse *Deschampsia flexuosa* (dominierende Art der Poaceen)

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

Exkremente

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

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

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

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

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

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

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

Schlussfolgerungen

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

In der Zusammenschau der Bilanzen zeigt sich für das hier untersuchte von der Wilseder Schnuckenherde genutzte Heidegebiet, dass kontinuierliche Beweidung bei geeigneter Herdenführung zu Austrägen der untersuchten Nährstoffe führen kann. In der Dimension hängen die Stoffausträge erwartungsgemäß von der Beweidungsintensität ab. Im Vergleich der in dieser Arbeit ermittelten Daten, die von einer unweit vom heimischen Schafstall gelegenen vergleichsweise intensiv beweideten Heidefläche stammen, mit den gemittelten Werten aus dem gesamten Weidegrund dieser Herde werden entsprechende Unterschiede deutlich.

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

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

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

6 Zusammenfassung

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

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

Summary

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

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

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

Literatur

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

Armstrong, H. M., Gordon, I. J., Grant, S. A., Hutchings, N. J., Milne, J. A., Sibbald, A. R., 1997: A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. – I. The prediction of vegetation biomass. – Journal of Applied Ecology 34, 166–185.

Armstrong, H. M., MacDonald, A. J., 1992: Tests of different methods of measuring and estimating utilization rate of heather (*Calluna vulgaris*) by vertebrate herbivores. – Journal of Applied Ecology 29, 285–294.

Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. (Hrsg.), 1997: Biotope pflegen mit Schafen. – Bonn, 62 S.

Barclay-Estrup, P., 1970: The description and interpretation of cyclical processes in a heath community – II. Changes in biomass and shoot production during the *Calluna* cycle. – Journal of Ecology 58, 243–249.

Barrow, N. J., 1987: Return of nutrients by animals. – In: *Shaydon, R. W.* (ed.): Ecosystems of the world 17B. Managed grasslands, 181–186.

Berdowski, J. J. M., Siepel, H., 1988: Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* at different ages and fertilizer levels. – Biological Conservation 46, 85–93.

Biermann, R., Breder, C., Daniels, F. J. A., Kiffe, K., Paus, S., 1994: Heideflächen im Raum Munster, Lüneburger Heide: eine floristisch-pflanzensoziologische Erfassung als Grundlage für Pflege- und Optimierungsmaßnahmen. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 136, 105–161.

Beyer, H., 1968: Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer". – Natur und Heimat 28, 4, 145–148.

Bleeken, A., Draijers, G. P. J., Klap, J. M., van Jaarsveld, G. A., 2000: Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987–1995 in Germany. – Study on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 10803081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven. The Netherlands. Report No. 722108027, 124 S.

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

Bokdam, J., 2001: Effects of browsing and grazing on cyclic succession in nutrient-limited ecosystems. – Journal of Vegetation Science 12, 875–886.

Brenner, S., 2001: Quantifizierung horizontaler Nährstoffbewegungen durch angepasste Weidewirtschaft mit Schafen in Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung floristisch-vegetationskundlicher Analysen. – Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität, Institut für Tierernährung), Dissertation, 118 S.

Britton, A. J., Pakeman, R. J., Carey, P. D., Marrs, R. H., 2001: Impacts of climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. – Journal of Vegetation Science 12, 797–806.

Britton, A. J., Carey, P. D., Pakeman, R. J., Marrs, R. H., 2000: A comparison of regeneration dynamics following gap creation at two geographically contrasting heathland sites. – Journal of Applied Ecology 37, 832–844.

Bullock, J. M., Pakeman, R. J., 1996: Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. – Biological Conservation 79, 1–13.

Cordes, H., Kaiser, T., von der Lancken, H., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Hrsg.), 1997: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 367 S.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.), 1994: Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 229. – Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), 23 S.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.), 1994: Niederschlag – Empfehlung für Betreiber von Niederschlagsstationen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 230. – Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), 30 S.

Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoff-haltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. (Verdrängung von *Calluna vulgaris* durch *Deschampsia* flexuosa). – Inaugural Dissertation. Gießen, 188 S.

Gauger, T., Köble, R., Anshelm, F., 2000: Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme. – Studie im Auftr. d. Umweltbundesamtes, Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, 140 S.

Gimingham, C. H., 1996: Vegetational Dynamics in *Calluna* heaths. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 25, 235–240.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of heathlands. – Chapman and Hall, London, 266 S.

Gimingham, C. H., Miller, G. R., 1968: Methods for the measurement of the primary production of dwarf shrub heaths. – In: Methods for the measurement of the primary production of grassland. – IBP Handbook No 6.

Görschen, M., Müller, K., 1986: Vergleich der Wirkung von Mahd und Beweidung als Pflegemaßnahme im regenerierenden Hochmoor. Teil II. – Gutachten im Auftrag des schleswig-holsteinischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 93 S.

Grant, S. A., Armstrong, H. M., 1993: Grazing ecology and the conservation of heather moorland – the development of models as aids to management. – Biodiversity and Conservation 2, 79–94.

Grant, S. A., Barthram, G. T., Lamb, W. I. C., Milne, J. A., 1978: Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. – 1. Responses of the sward. – Journal of the British Grassland Society 33, 289–300.

Grant, S. A., 1971: The measurement of primary production and utilization on heather moor. – Journal of the British Grassland Society 26, 51–58.

Groves, R. H., 1981: Nutrient cycling in heathlands. – In: Ecosystems of the world. 9b. Heathlands and related shrublands. Analytical studies, 151–163.

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

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

Iason, G. R., Hester, A. J., 1993: The response of heather (*Calluna vulgaris*) to shade and nutrients – predictions of the carbon-nutrient balance hypothesis. – Journal of Ecology 81, 75–80.

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

Lamble, K. J., Hill, S. J., 1998: Microwave digestion procedures for environmental matrices. – Analyst 123, 103–133.

Lütkepohl, M., 2001: Heidebauernkultur und Schafhaltung in der Lüneburger Heide. – In: *Museum der Stadt Delmenhorst* (Hrsg.): Im Zeichen des Schafes. – Begleitveröffentl. zur Sonderausstellung Nordwolle, Oldenburg, 86–99.

Mac Leod, A. C., 1955: Heather in the seasonal dietary of sheep. – Proceedings of the British Society of Animal Production, 13–17.

Martin, D., 1964: Analysis of sheep diet utilizing plant epidermal fragments in faeces samples. – Symposium British Ecological Society 4, 173–188.

Matzner, E., 1980: Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. – Göttinger Bodenkundliche Berichte, Dissertation, Band 63, 120 S.

Meisel, S., 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg-Süd. – Geographische Landesaufnahme 1:200000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bonn-Bad Godesberg.

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

Milne, J. A., Bagley, L., Grant, S. A., 1979: Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. – Grass and Forage Science 34, 45–53.

Milne, J. A., 1974: The effects of season and age of stand on the nutritive value of heather (*Calluna vulgaris*, L. Hull) to sheep. – Journal of Agricultural Science 83, 281–288.

Mockenhaupt, M., 2003: Untersuchung des Stickstofftransfers durch Schnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Trier (Universität Trier, Angewandte Umweltwissenschaften), Diplomarbeit, 80 S. [unveröffentlicht].

Mockenhaupt, M., Keienburg, T., 2004: Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 116–122.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 72 S.

Muhle, O., Bonnemann, I., Rieckmann, P., 1979: Biomassen und Bioelementvorräte in Heide-Ökosystemen. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 7, 287–294.

Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 65–79.

Palmer, S. C. F., 1997: Prediction of the shoot production of heather under grazing in the uplands of Great Britain. – Grass and Forage Science 52, 408–424.

Power, S. A., 2003: schriftl. Mitteilung.

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

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

Riehl, G. K., 1992: Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuschten Magerrasen durch Ziegen- und Schafbeweidung. – Göttingen (Universität Göttingen), Dissertation, 220 S.

Salt, C. A., Mayes, R. W., Colgrove, P. M., Lamb, C. S., 1994: The effects of season and diet composition on the radiocaesium intake by sheep grazing on heather moorland. – Journal of Applied Ecology 31, 125–136.

Schlieske, K., 1992: Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. – Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde/Dissertation, Band 16, 150 S.

Schlolaut, W., Wachendörfer, G., 1992: Handbuch Schafhaltung. – Verlagsunion Agrar, 413 S.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

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

Thomas, B., 1956: Heather (*Calluna vulgaris*) as a food for livestock. – Herbage abstracts 26, 1–7.

Thomas, B., Armstrong, D. G., 1952: The nutritive value of common heather (*Calluna vulgaris*). – 1. The preparation of samples of *Calluna vulgaris* for analytical purposes and for digestibility studies. – Journal of Agricultural Science 42, 461–464.

van der Eerden, L. J., Dueck, T. A., Berdowski, J. J. M., Greven, H., van Dobben, H. F., 1991: Influence of NH_3 and $(NH_4)_2SO_4$ on heathland vegetation. – Acta Botanica Neerlandica 40, 4, 281–296.

van Vuuren, M. M. I., 1992: Effects of plant species on nutrient cycling in heathlands. – Dissertation, 159 S.

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

Webb, N. R., 1990: Changes on the heathlands of Dorset, England, between 1978 and 1987. – Biological Conservation 51, 273–286.

Weimbs, S., 1994: Vegetationskundliche Erfassung ausgewählter Heideflächen im Raum Neuenkirchen, Kreis Soltau, mit Vorschlägen zur Pflege und Optimierung der Fläche. – Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Diplomarbeit [unveröffentlicht].

Welch, D., 1984: Studies in the grazing of heather moorland in north-east scotland. – II. Response of heather. – Journal of Applied Ecology 21, 197–207.

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

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

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 Nährelementeinträge 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 Nährelementeinträgen 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.

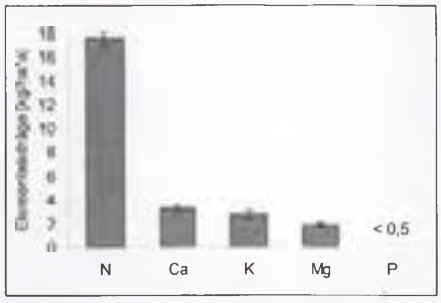


Abb. 2: Atmogene Nährstoffeinträge im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps" in der Zeit vom 22.11.01–18.11.02. Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der einzelnen Jahressummen aufgetragen.

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-

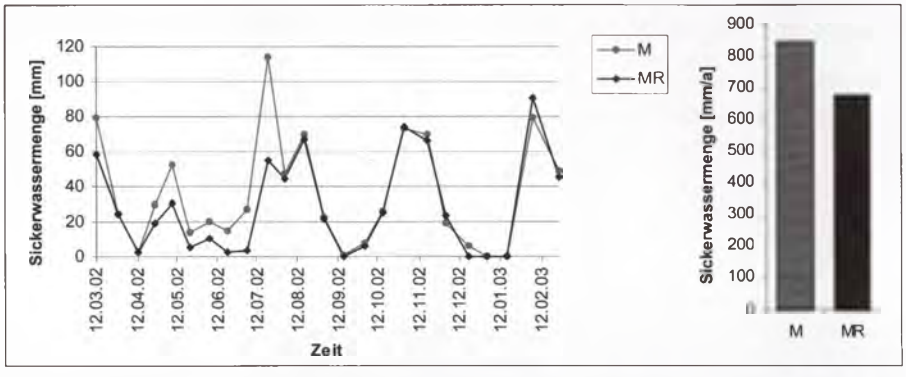


Abb. 3: Sickerwassermengen im Jahresverlauf und in der Jahressumme auf der Mahd- (M) und der Mahdreferenzfläche (MR).

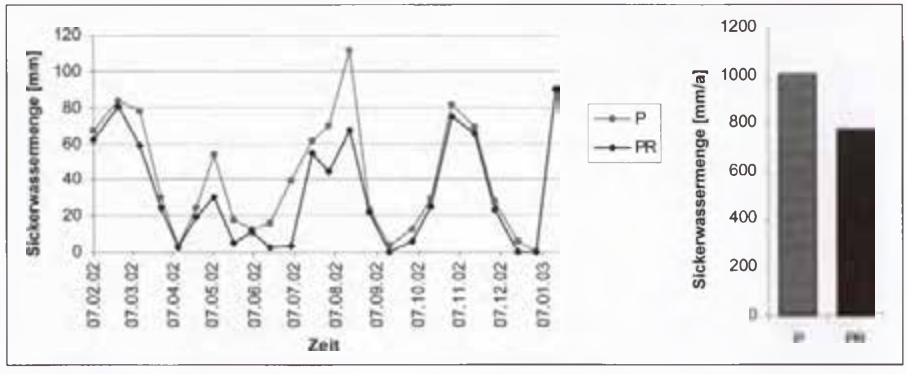


Abb. 4: Sickerwassermengen im Jahresverlauf und in der Jahressumme auf der Plagg- (P) und der Plaggreferenzfläche (PR).

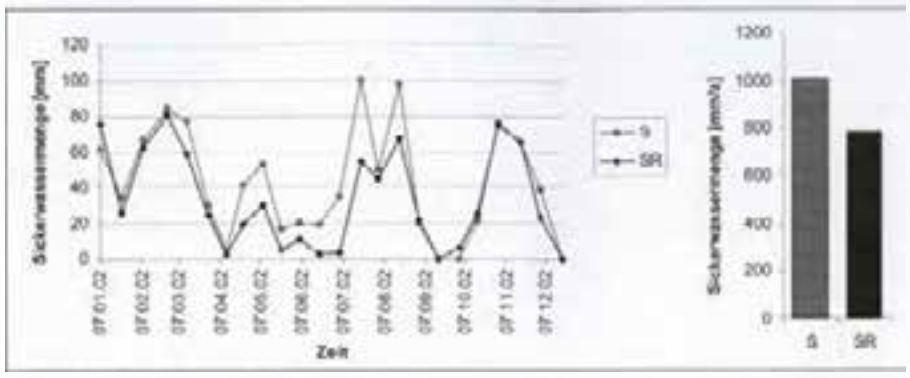


Abb. 5: Sickerwassermengen im Jahresverlauf und in der Jahressumme auf der Schopper- (S) und der Schopperreferenzfläche (SR).

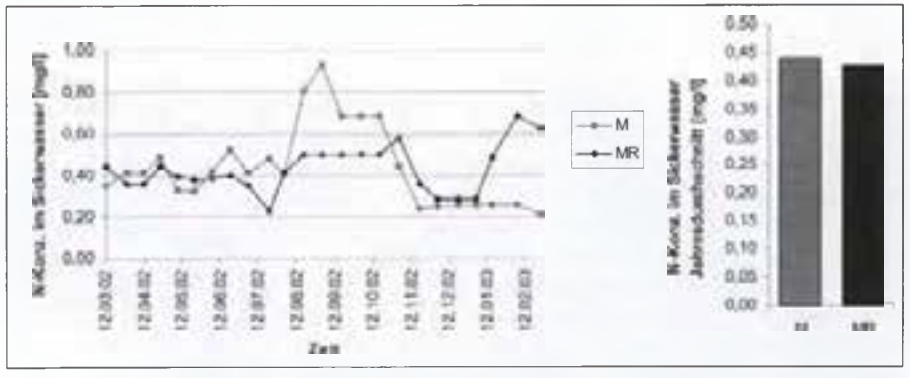


Abb. 6: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Jahresverlauf und im Jahresdurchschnitt auf der Mahd- (M) und der Mahdreferenzfläche (MR) im ersten Jahr nach der Maßnahme.

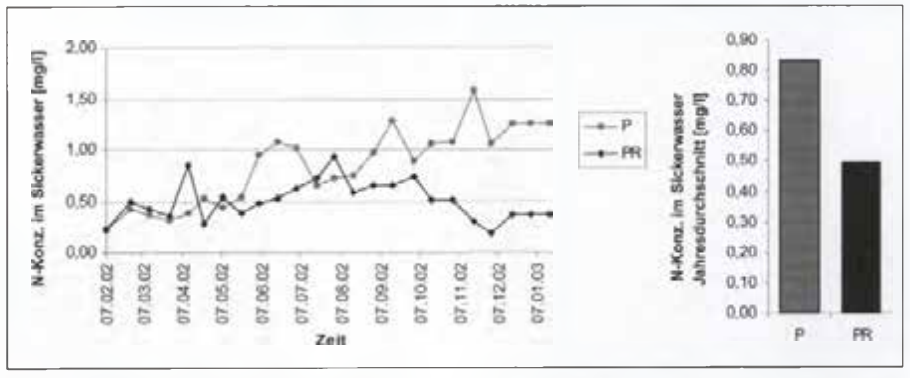


Abb. 7: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Jahresverlauf und im Jahresdurchschnitt auf der Plagg- (P) und der Plaggreferenzfläche (PR) im ersten Jahr nach der Maßnahme.

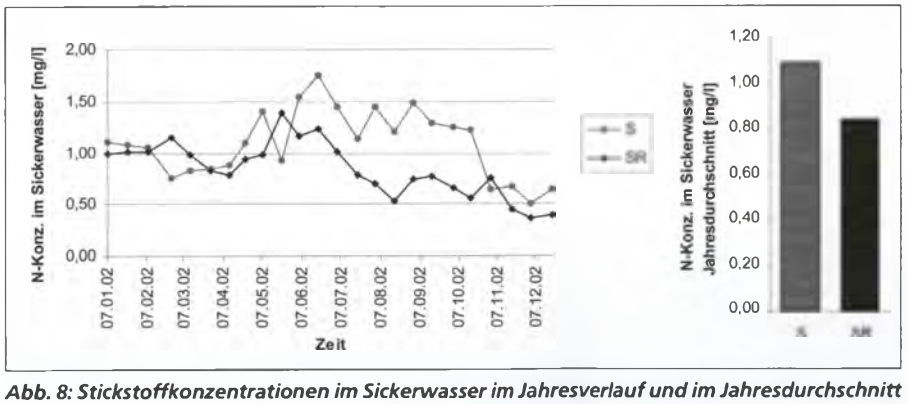


Abb. 8: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Jahresverlauf und im Jahresdurchschnitt auf der Schopper- (S) und der Schopperreferenzfläche (SR) im ersten Jahr nach der Maßnahme.

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 die Austragsmengen berechnet. Die Abbildungen 9–11 stellen die Sickerwasserausträge 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 Sickerwasserausträge 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.

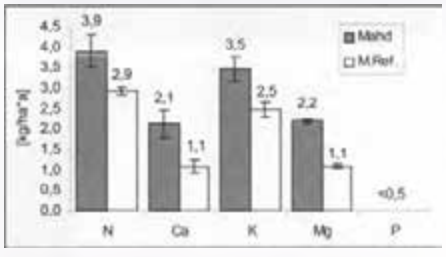


*Abb. 9: Sickerwasseraustrag in kg/ha*a mit Standardabweichung auf Mahd- und Mahdreferenzfläche für die Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor im ersten Jahr nach der Maßnahme.*

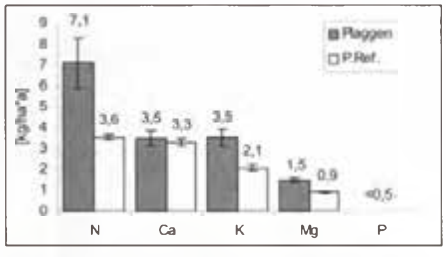


*Abb. 10: Sickerwasseraustrag in kg/ha*a mit Standardabweichung auf Plagg- und Plaggreferenzfläche für die Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor im ersten Jahr nach der Maßnahme.*

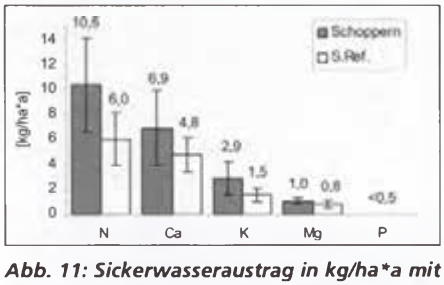


*Abb. 11: Sickerwasseraustrag in kg/ha*a mit Standardabweichung auf der Schopper- und Schopperreferenzfläche für die Elemente Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor im ersten Jahr nach der Maßnahme.*

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-

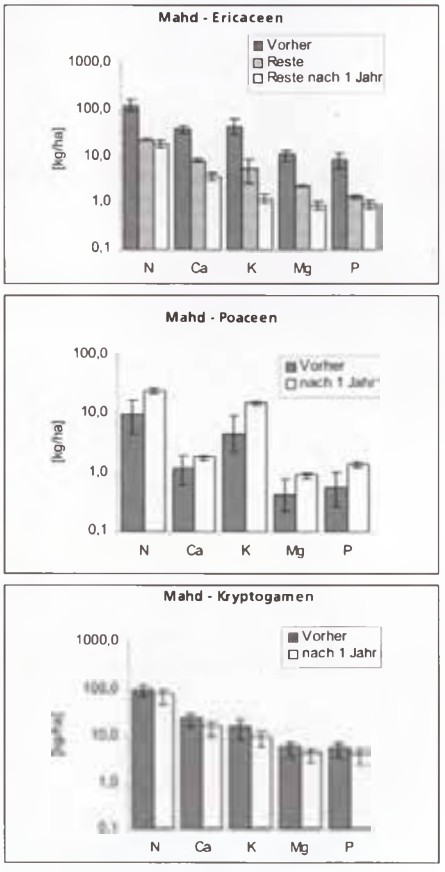


Abb. 12–14: Stickstoff-, Calcium-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte in den Ericaceen (oben), den Poaceen (Mitte) und den Kryptogamen (unten) in kg/ha auf der Mahdfläche vor der Mahd im Herbst 2001 (Vorher), direkt nach der Mahd im März 2002 (Reste) (nur Ericaceen) und nach 1 Jahr im Herbst 2002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

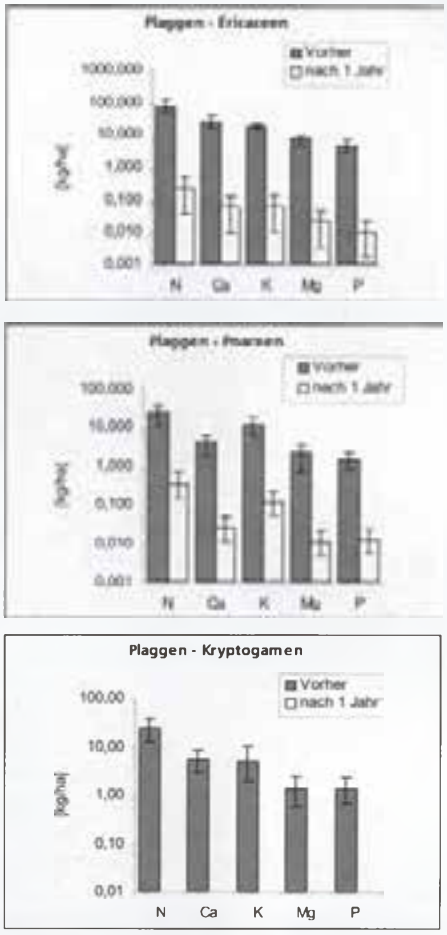


Abb. 15–17: Stickstoff-, Calcium-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte in den Ericaceen (oben), den Poaceen (Mitte) und den Kryptogamen (unten) in kg/ha auf der Plaggfläche vor dem Plaggen (Vorher) im Herbst 2001 und in der Verjüngung nach 1 Jahr (nach 1 Jahr) im Herbst 2002 mit Angabe von Minimal-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

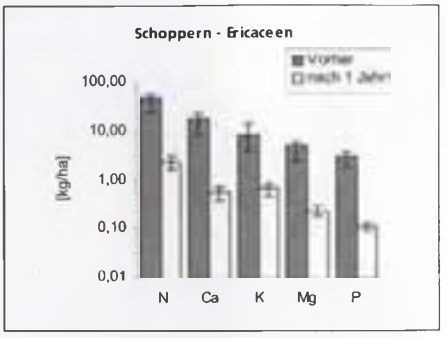
Durch das **Schoppern** wurde die oberirdische Biomasse vollständig entfernt. Der Austrag ist daher auch hier den Vorräten vor der Maßnahme gleichzusetzen. Insgesamt befanden sich 4.750,5 kg/ha Ericaceen, 2.830,9 kg/ha Poaceen – hier in erster Linie *Deschampsia flexuosa* – und 1.465,7 kg/ha Kryptogamen 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.

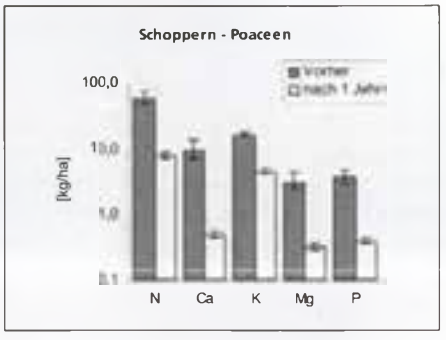
Die generative Verjüngung setzte rasch und flächendeckend ein – sowohl bei *Calluna vulgaris* als auch bei *Deschampsia flexuosa* – und wurde im Herbst 2002 beerntet. Sie setzte sich aus 106,7 kg/ha Ericaceen (20,7 %), 401,0 kg/ha Poaceen (77,8 %) und 7,4 kg/ha (1,4 %) Kryptogamen zusammen. Moose und 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





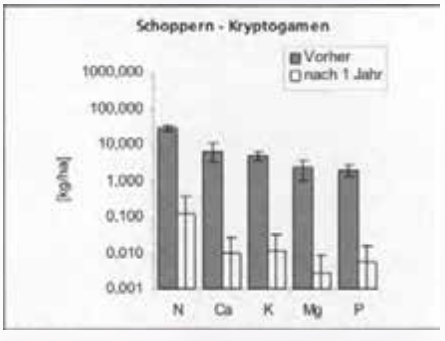
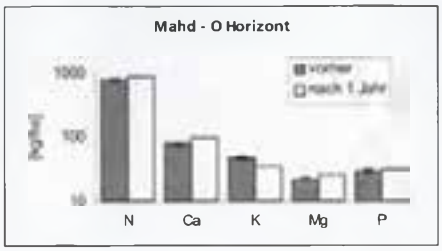


Abb. 18–20: Stickstoff-, Calcium-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorgehalte in den Ericaceen (oben), den Poaceen (Mitte) und den Kryptogamen (unten) in kg/ha auf der Schopperfläche vor dem Schoppern (Vorher) im Herbst 2001 und in der Verjüngung nach 1 Jahr (nach 1 Jahr) im Herbst 2002 mit Angabe von Minimal-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



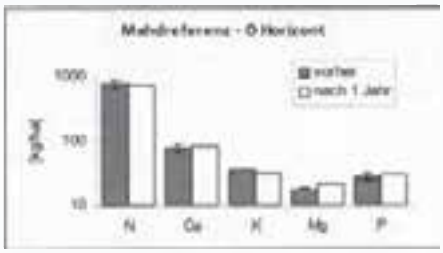
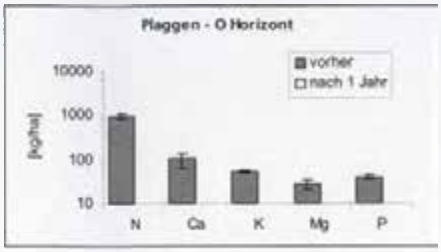


Abb. 21 u. 22: Nährelementvorräte im O-Horizont der Mahd- und der Mahdreferenzfläche in kg/ha vor der Mahd im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.



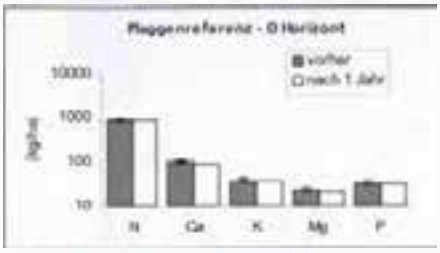
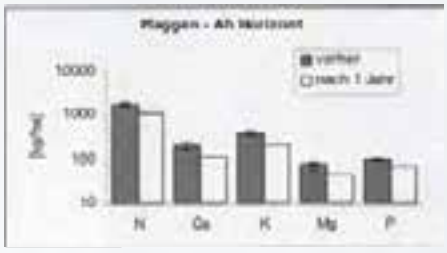


Abb. 23 u. 24: Nährelementvorräte im O-Horizont der Plagg- und der Plaggreferenzfläche in kg/ha vor dem Plaggen im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.



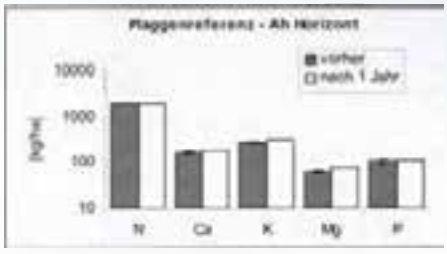


Abb. 25 u. 26: Nährelementvorräte im Ah-Horizont der Plagg- und der Plaggreferenzfläche in kg/ha vor dem Plaggen im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.

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

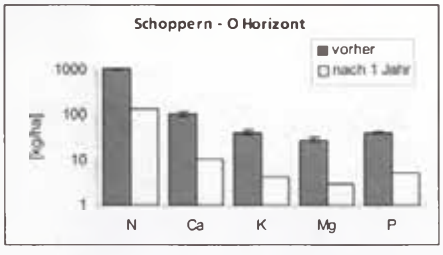
Ah-Horizont	[cm]	N	Ca	K	Mg	P	**Ah-Horizont**	[cm]	N	Ca	K	Mg	P
vorher	10,77	1.728,82	198,54	380,63	71,85	100,38	vorher	11,24	1.921,23	162,57	275,53	63,28	100,40
nach 1 Jahr	7,66	1.102,29	115,41	214,95	45,01	69,78	nach 1 Jahr	11,24	1.966,39	189,31	313,01	75,33	109,33

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.



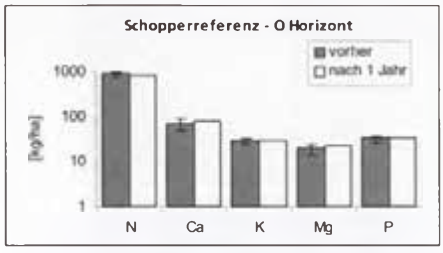


Abb. 27 u. 28: Nährelementvorräte im O-Horizont der Schopper- und der Schopperreferenzfläche in kg/ha vor dem Schoppern im Herbst 2001 und 1 Jahr danach im Herbst 2002 unter Angabe von Minimum und Maximum.

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 Austrägen – 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

Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe in Podsol-Böden (NSG „Lüneburger Heide")

von Kirsten Falk, Werner Härdtle und Abdelmenam Mohamed*

1 Einleitung

In dieser Arbeit werden die Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe in Podsol-Böden analysiert. Der Schwerpunkt der Auswertung liegt auf den Fragestellungen, wie nachhaltig sich der Einfluss des Brennens auf den Nährstoffgehalt auswirkt und bis zu welcher Bodentiefe Veränderungen feststellbar sind.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden im Heidegebiet „Auf dem Töps" im Norden des NSG „Lüneburger Heide" nahe der Ortschaft Hanstedt von drei Flächen mit je einer unmittelbar benachbarten Referenzfläche Bodenproben genommen. Eine weitere Probe- und Referenzfläche liegt bei Niederhaverbeck im zentralen Teil des NSG.

Die Bodenprofile der Flächen F1–F3 („Auf dem Töps") entsprechen einem voll entwickelten Eisen-Humus-Podsol. Der Boden bei Niederhaverbeck (Fläche F4) ist noch nicht vollständig entwickelt, ihm fehlt der Illuvialhorizont Bh gänzlich.

Die Proben wurden nach Horizonten getrennt den Böden entnommen. Die O-Horizonte wurden dabei nicht in einzelne Subhorizonte unterteilt, sondern insgesamt als organische Auflage betrachtet. Es wurde darauf geachtet, dass die Mischproben hinsichtlich der Brandintensität vergleichbar waren.

Tabelle 1 zeigt, innerhalb welchen Zeitraums die Proben nach einem Brandereignis genommen wurden.

* 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".

Nährstoffanalytik

Nitrat und Ammonium: Die Proben wurden mit einer 0,0125 M Calciumchlorid-Lösung aufgeschlossen und photometrisch analysiert.

Magnesium, Kalium und Phosphor: Es wurden bei 30 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknete Proben mit einer Doppel-Lactat-Lösung (Calciumlactat, Wasser und Salzsäure (c = 10 mol/l)) aufgeschlossen und per ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry) analysiert.

Calcium: Das pflanzenverfügbare Calcium wurde mit einer 0,01 M Magnesiumchlorid-Lösung aufgeschlossen und mit Hilfe der ICP-OES analysiert.

Statistische Analysen

Zur Überprüfung der Unterschiede der jeweiligen Nährstoffgehalte zwischen den Maßnahmeflächen und den Referenzflächen wurde der Mann-Whitney-U-Test verwendet.

Mit dem Kruskal-Wallis-H-Test wurde geprüft, ob sich die Höhen der Nährstoffgehalte hinsichtlich des Brandtermins unterscheiden lassen. Mit ihm wird die unterschiedliche zentrale Tendenz bei k ($k \geq 3$) Stichproben geprüft.

3 Ergebnisse

Im Folgenden werden nur Analyseergebnisse der oberen Bodenhorizonte dargestellt, da für die unteren Horizonte (B- und C-Horizonte) die ermittelten Unterschiede in den Nährstoffgehalten der Maßnahmen- und Referenzfläche nicht signifikant sind.

Die Tabellen 2 und 3 zeigen die Unterschiede in den Nährstoffgehalten für den O- bzw. den A-Horizont in Abhängigkeit vom Zeitraum, der zwischen Brandereignis und Probennahme verstrich. Besonders auffällig und signifikant ist eine Erhöhung der Nährstoffgehalte im O-Horizont in der Fläche F1. Bereits acht Monate nach einem Brandereignis (Flächen F2 und RF2) schwindet dieser Eutrophierungseffekt. Signifikante Unterschiede in den Nährstoffgehalten sind nur noch für Magnesium und Phosphor nachweisbar. 14 Monate nach dem Brand lassen sich für Feuer- und Referenzfläche hinsichtlich der untersuchten Nährstoffe keine signifikanten Unterschiede mehr feststellen.

4 Diskussion

Der größte Unterschied im Gehalt der pflanzenverfügbaren Nährstoffe zwischen gebrannten und ungebrannten Flächen besteht den ermittelten Werten zufolge in den oberen Bodenschichten, dem O- und Aeh-Horizont. Deshalb soll auf die Analyseergebnisse dieser Horizonte besonders eingegangen werden.

Tab. 1: Brandtermine und Probennahme.

Flächenbezeichnung	Brandtermin	Probennahme	Δt (in Monaten)	n_M	n_E
F1	15. 02. 2002	25. 04. 2002	2,3	3	9
RF1	–	30. 04. 2002	–	3	10
F2	18.10. 2001	6. 06. 2002	7,6	3	10
RF2	–	6. 06. 2002	–	3	9
F3	Frühjahr 2001	15. 05. 2002	ca. 14	3	9
RF3	–	15. 05. 2002	–	3	10
F4	1996	13. 06. 2002	ca. 75	3	9
RF4	–	13. 06. 2002	–	3	10

Δt = Zeitspanne zwischen Brandtermin und Probennahme
n_M = Anzahl der Mischproben
n_E = Anzahl der Einzelproben

Tab. 2: Mittelwerte der Nährstoffgehalte in mg/l (Bodenvolumen) im O-Horizont.

		NO_3	NH_4	Ca	Mg	K	P
O-Horizont	F1	50,07	*234,04*	*98,88*	*78,20*	*136,03*	*37,72*
	RF1	31,38	*9,78*	*29,02*	*12,34*	*43,24*	*4,39*
	F2	3,36	22,08	51,46	*27,67*	38,72	*12,02*
	RF2	1,60	12,94	38,59	*17,46*	29,61	*6,49*
	F3	8,34	15,54	76,72	33,51	73,21	13,05
	RF3	4,16	52,17	69,18	29,62	61,20	13,17
	F4	3,59	**18,63**	85,01	29,77	73,28	17,02
	RF4	2,72	**25,73**	62,78	34,20	67,88	14,98

Kursiv markierte Zahlen = Unterschiede zwischen F und RF signifikant auf einem $\alpha \leq 0{,}05$-Niveau, bezogen auf den Median, nach Mann-Whitney – höherer Wert in der Maßnahmenfläche

Fett markierte Zahlen = Unterschiede zwischen F und RF signifikant auf einem $\alpha \leq 0{,}05$-Niveau, bezogen auf den Median, nach Mann-Whitney – höherer Wert in der Referenzfläche

Tab. 3: Mittelwerte der Nährstoffgehalte in mg/l (Bodenvolumen) im Aeh-Horizont.

		NO_3	NH_4	Ca	Mg	K	P
Aeh-Horizont	F1	39,79	*28,50*	32,85	*16,07*	*57,98*	*11,61*
	RF1	36,90	*1,89*	34,04	*11,43*	*34,75*	*7,81*
	F2	0,0	*60,63*	67,22	36,70	*90,85*	11,28
	RF2	0,0	*28,50*	60,35	24,07	*50,77*	6,92
	F3	0,0	**21,55**	60,02	22,30	*68,62*	12,47
	RF3	0,0	**57,03**	61,72	22,02	*39,57*	8,77
	F4	0,0	18,18	43,34	17,48	46,18	10,18
	RF4	4,67	23,33	30,67	18,69	51,32	14,68

Kursiv markierte Zahlen = Unterschiede zwischen F und RF signifikant auf einem $\alpha \leq 0{,}05$-Niveau, bezogen auf den Median, nach Mann-Whitney – höherer Wert in der Maßnahmenfläche

Fett markierte Zahlen = Unterschiede zwischen F und RF signifikant auf einem $\alpha \leq 0{,}05$-Niveau, bezogen auf den Median, nach Mann-Whitney – höherer Wert in der Referenzfläche

Nitrat und Ammonium

Im Allgemeinen ist der Nitratgehalt im Boden von verschiedenen Faktoren wie beispielsweise Temperatur, Wassergehalt, pH-Wert und Sauerstoffgehalt abhängig (*Gisi* et al. 1990: 183). Durch diese Einflüsse werden Reaktionen wie Nitrifikation, Ammonifikation und Denitrifikation bestimmt, für die die Aktivität der Mikroorganismen ausschlaggebend ist. *Raison* (1979: 79) berichtet von einer erhöhten biologischen Aktivität und Mineralisation nach einem Brand, wodurch die im Durchschnitt ca. 20 mg/l höhere Nitratkonzentration im O-Horizont der Brand- im Vergleich zur Referenzfläche (F1/RF1) erklärt werden kann. Der allgemein höhere Nitratgehalt der beiden Flächen im Vergleich zu den übrigen muss aber andere Gründe haben. Eine Erklärung könnte darin liegen, dass zwischen der Probennahme der Flächen F1/RF1 und den übrigen Flächen zwei bis sechs Wochen lagen. In dieser Zeit wurde sicher ein Teil des Nitrats durch die Pflanzen aufgenommen.

Im Gegensatz zum Nitratgehalt unterscheidet sich die Ammoniumkonzentration der Brand- und Referenzfläche zwei Monate nach dem Brand in den oberen beiden Horizonten signifikant. *Diemont* (1996: 48) ermittelte bei seinen Analysen direkt nach dem Brand eine Reduzierung des Ammoniumgehalts. Diese Werte müssen sich allerdings nicht zwingend widersprechen, da die Probennahme von *Diemont* direkt nach dem Brand stattfand und bei den hier vorliegenden Daten zehn Wochen zwischen dem Feuerereignis und der Probennahme lagen.

Wie die Nitrifikation ist auch die Bildung von Ammonium temperaturabhängig (*Amberger* 1996: 157). Nach dem Feuer bedeckt dunkle Asche den Boden, so dass er bei Sonneneinstrahlung deutlich mehr erwärmt wird als der Boden ungebrannter Flächen (*Niemeyer* et al. 2004). *Riess* (1976: 260) beschreibt einige Untersuchungen, bei denen bis zu 10°C höhere Temperaturen in den Böden nach einem Feuer gemessen wurden als auf den Vergleichsflächen.

Die Ammonifikation kann bei mittlerem Wassergehalt und erhöhten Temperaturen rasch ablaufen. Bei einer neutralen Bodenreaktion schließt sich die Nitrifikation sofort an. In stark sauren Böden, wie im Untersuchungsgebiet, kann es jedoch zu einer Anreicherung von Ammonium kommen (*Hellberg-Rode* 1987: 510, *Gisi* et al. 1990: 182f., *Haider* 1996: 122ff.). Dies könnte eine Erklärung dafür sein, dass zehn Wochen nach dem Brand der Ammoniumgehalt der O- und Aeh-Horizonte der Untersuchungsfläche relativ hoch ist. Diese Vermutung wird durch die Beobachtung von *Miller* et al. (1955: 300) bekräftigt, die drei Tage nach dem Brand keinen wesentlichen Anstieg für die Ammoniumwerte ermitteln konnten, einen guten Monat später jedoch einen um das Sechsfache höheren Wert maßen. Der Ammoniumgehalt ist zwei und acht Monate nach dem Brand im O- und Aeh-Horizont der Maßnahmeflächen höher als der der Referenzflächen. Die Analysen der Proben der Flächen F3 und F4 ergeben allerdings niedrigere Werte als die der Referenzflächen. Nach diesen Ergebnissen und nach dem Test von Kruskal-Wallis kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil der unterschiedlichen Konzentrationen mit der erhöhten Auswaschung des Ammoniums nach einem Brand zusammenhängt.

Calcium

Zwei Monate nach dem Brand unterscheidet sich der Calciumgehalt der Brandfläche im O-Horizont signifikant von dem der Referenzfläche. Nach *Gimingham* (1972: 219) sind Böden unter Heidevegetation meist calciumarm, die Pflanzen nehmen das Calcium aber effektiv auf und enthalten große Mengen dieses Nährstoffs. Nach einem Brand ist das Calcium in der Asche in einer löslichen Form enthalten, von dem ein Großteil vermutlich durch die sich

regenerierenden Pflanzen sofort wieder aufgenommen wird. Diese Annahme wird durch Untersuchungen von *Smith* (1970: 21f.) bestätigt. Auch die Auswertungen des Kruskal-Wallis-H-Tests und der Tabellen 2 und 3 lassen den Schluss zu, dass sich ein Brand nur sehr kurzfristig auf die obere Bodenschicht auswirkt.

Magnesium

Wie aus den Tabellen 2 und 3 hervorgeht, unterscheidet sich der Magnesiumgehalt des O- und Aeh-Horizonts der Brandfläche drei Monate nach dem Feuer signifikant von dem der Referenzfläche.

Durch einen Brand wird die Kationenaustauschkapazität (KAK) des Bodens reduziert, dies kann zu einer Erhöhung der Basensättigung führen (*Raison* 1979: 87). Für einen Podsol-Boden beträgt die Basensättigung nach *Gisi* et al. (1990: 114) 35 %, von denen zwar nur 6 % Magnesium ausmachen (Calcium 22 %, Kalium 4,5 % und Natrium 2,5 %), dennoch ist damit zum Teil ein Anstieg des pflanzenverfügbaren Magnesiumgehalts zu erklären. Im Gegensatz zur Calciumkonzentration hält die Auswirkung eines Feuers auf den Magnesiumgehalt länger an. Dieses Ergebnis wird auch durch den Kruskal-Wallis-H-Test gestützt. Es kann gesagt werden, dass sich ein Brand auf die Erhöhung des Magnesiumgehalts höchstens für die Dauer von einem Jahr auswirkt. Auch *Miller* et al. (1955: 301) kommen zu diesem Resultat.

Später verlieren sich Trophieunterschiede zunehmend. In der Fläche F4 ist sogar eine etwas geringere Magnesiumkonzentration bei der Maßnahmen- als bei der Referenzfläche feststellbar. Auch in den unteren Horizonten konnten zum Teil in den Maßnahmenflächen geringere Werte gemessen werden als in den Referenzflächen. Dies legt die Vermutung nahe, dass ein Teil des Magnesiums nach einem Brand ausgewaschen wird.

Kalium

Wie beim Magnesiumgehalt ist die Kaliumkonzentration in dem O- und Aeh-Horizont zwei Monate nach dem Brand signifikant höher als auf der Referenzfläche. Für Kalium gelten ähnliche Bedingungen wie für Magnesium und Calcium, weshalb hier nicht weiter auf diese eingegangen werden soll. Nach Auswertung des Kruskal-Wallis-H-Tests hält der Einfluss eines Brands auf die Kaliumkonzentration des O-Horizonts höchstens acht Monate an, auf die Aeh-Horizonts dagegen mindestens acht Monate. Eine Verringerung der Konzentration ist allerdings nur bedingt nach sechs Jahren im Aeh-Horizont erkennbar. Auch *Hansen* (1969: 135ff.) und *Allen* et al. (1969: 20) kamen bei ihren Analysen zu ähnlichen Ergebnissen.

Phosphor

Auch in dem Phosphorgehalt unterscheiden sich die beiden oberen Bodenschichten nach dem Brand signifikant von denen der Referenzfläche.

Nach *Groves* (1979: 153f.) wird der Phosphor aus der Asche nach einem Brand in der Bodenoberfläche in einer nicht-löslichen Form akkumuliert. Allerdings kann durch die Erwärmung des Bodens ein Anstieg des verfügbaren Phosphors bewirkt werden. Dies könnte den relativ hohen Anteil des pflanzenverfügbaren Phosphorgehalts im O-Horizont drei Monate nach dem Brand erklären.

Nach den hier vorliegenden Daten kann keine Zuordnung der Phosphorwerte zu den jeweiligen Flächen nach Kruskal-Wallis durchgeführt werden. Der Test nach Mann-Whitney ergibt jedoch bei dem Vergleich der Maßnahmen- und Referenzflächen für den O-Horizont einen signifikant höheren Wert sowohl für die F1- als auch für die F2-Fläche. Das Gleiche gilt für den Aeh-Horizont des Flächenpaars F1/RF1. Die Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf den pflanzenverfügbaren Phosphorgehalt sind demnach eher kurzfristig und halten höchstens acht Monate an.

Auswaschung von Nährstoffen

Dass der hohe Gehalt der einzelnen Nährstoffe nach einem Brand unterschiedlich lang anhält, liegt nach *Hansen* (1969: 139) daran, dass sie zum Teil ungleich stark aus dem Boden ausgewaschen werden und auch die sich regenerierenden Pflanzen die Nährstoffe in unterschiedlichen Mengen wieder aufnehmen.

Vielen Autoren zufolge spielt die Auswaschung der Nährstoffe nach einem Brand eine große Rolle (vgl. *Allen* 1964, *Smith* 1970, *Gimingham* 1972, *Grier* 1975, *Mirsch* 1997). *Allen* (1964: 363) kommt bei seinen Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass Nährstoffe unterschiedlich stark ausgewaschen werden. Seiner Meinung nach hängt allgemein die Höhe der Auswaschung einerseits mit der Bodenart zusammen, andererseits aber auch mit der Intensität des Feuers. Bei einem schwachen Brand wird die Rohhumusschicht wenig beeinträchtigt. In dieser können die nach einem Brand freiwerdenden Nährstoffe akkumuliert werden. Ist die Temperatur allerdings zu hoch, so wird diese Schicht zerstört und die Nährstoffe werden schneller aus dem Boden gespült. *Robertson & Davies* (1965: 216) berechneten für starke Brandereignisse, die die Streuschicht zerstören, für Calcium um 35 %, Kalium um 9 %, Magnesium um 23 %, Phosphor um 39 % und für Stickstoff um 47 % höhere Verluste als bei einem schwachen Feuer. Zusätzlich werden einerseits bei einer intensiven Verbrennung mehr Nährstoffe aus der Biomasse freigesetzt, andererseits gehen bei Wasserzugabe die an der geladenen Teilchenoberfläche gebundenen Elemente in Lösung (*Amberger* 1996: 72). Es ist demnach wahrscheinlich, dass besonders nach erhöhtem Niederschlag die Auswaschung der Nährstoffe ins Grundwasser nach einem intensiven Brand um einiges größer ist als nach einem Brand mit geringer Temperatur.

5 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird der Einfluss des kontrollierten Brennens als Pflegemaßnahme für das Heidemanagement auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe untersucht.

Brand führt zu einer kurzfristigen Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im Oberboden. Während der Nitratgehalt nur sehr gering und kurzfristig beeinflusst wird, sind für Kalium noch ein Jahr später höhere Werte messbar. Bei Calcium und Phosphor halten die Auswirkungen höchstens acht Monate, bei Ammonium und Magnesium mindestens acht Monate an. Verluste durch Auswaschung nach einem Brandereignis bestehen insbesondere für Ammonium und Magnesium.

Summary

The impact of prescribed burning on plant-available nutrients in heathlands is investigated. Prescribed burning leads to short-term increase of nutrient concentrations in the organic soil layer. Whilst the nitrogen content is influenced to a very small extent and for a very short period only, for potassium increased values can still be measured after one year. The impact on calcium and phosphorus persists for up to eight months, on ammonium and magnesium for at least eight months. After burning losses by leaching especially occur for ammonium and magnesium.

Literatur

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.

Amberger, A., 1996: Pflanzenernährung. – 4. Aufl., Stuttgart, 319 S.

Diemont, W. H., 1996: Survival of Dutch Heathlands. – Wageningen, 78 S.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – London, 266 S.

Gisi, U., Schenker, R., Schulin, R., Stadelmann, F. X., Sticher, H., 1990: Bodenökologie. – Stuttgart, 304 S.

Grier, C. C., 1975: Wildfire Effects on Nutrient Distribution and Leaching in a Coniferous Ecosystem. – Canadian Journal Forest Research 5, 599–607.

Groves, R. H., 1979: Nutrient Cycling in Heathlands. – In: *Specht, R. L.* (ed.): Ecosystems of the World 9B – Heathlands and Related Shrublands: Amsterdam u. a., 151–163.

Haider, K., 1996: Biochemie des Bodens. – Stuttgart, 174 S.

Hansen, K., 1969: Edaphic conditions of Danish heath Vegetation and the Response to Burning-Off. – Botanisk Tidsskrift 64, 121–140.

Hellberg-Rode, G. B., 1987: Vegetationskundliche und bodenökologische Untersuchung einer subatlantischen Zwergstrauchheide im NSG „Heiliges Meer". – Natur und Landschaft 62, 12, 507–512.

Miller, R. B., Stout, J. D., Lee, K. E., 1955: Biological and Chemical Changes Following Scrub Burning on A New Zealand Hill Soil. – New Zealand Journal of Science and Technology 37, 290–313.

Mirsch, A., 1997: Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brandflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme. – NNA-Berichte 10, 5, 119–128.

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.

Raison, R. J., 1979: Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. – Plant and Soil 51, 73–108.

Riess, W., 1976: Die Wirkungen kontrollierten Feuers auf den Boden und die Mikroorganismen. – Forum Umwelt Hygiene 2 (27), 259–263.

Robertson, R. A., Davies, G. E., 1965: Quantities of Plant Nutrients in Heather Ecosystems. – Journal of Applied Ecology 2, 211–219

Smith, D. W., 1970: Concentrations of soil nutrients before and after fire. – Can. J. Soil Sci. 50, 17–29.

Anschrift der Verfasserin und der Verfasser

Dipl.-Umweltwiss. Kirsten Falk
Prof. Dr. Werner Härdtle
M. Eng. Abdelmenam Mohamed
Universität Lüneburg
Institut für Ökologie und Umweltchemie
D-21332 Lüneburg

Auswirkungen von Brand und Mahd auf die Ernährungssituation von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* in Heideökosystemen

von Bettina Jirjahn, Werner Härdtle und Abdelmenam Mohamed*

1 Einleitung

Seit den 60er Jahren wird ein verstärktes Eindringen von Gräsern, insbesondere der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), in die von Zwergsträuchern dominierten Sandheiden Norddeutschlands beobachtet. Diese Zunahme der Gräser wird unter anderem auf atmogene Stickstoffeinträge in Heiden zurückgeführt. In der Folge wird ein Rückgang charakteristischer Heidepflanzen wie *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* befürchtet (*Engel* 1988, *Steubing & Buchwald* 1989, *Mickel* et al. 1991, *Steubing* 1993, *Härdtle & Frischmuth* 1998).

Die wichtigste Ursache für die Ausbreitung der Drahtschmiele ist jedoch die Anreicherung von Rohhumus. Wegen des hohen Anteils von Flächen mit mächtigen Rohhumusauflagen im NSG „Lüneburger Heide" müssen neben der Beweidung Verfahren eingesetzt werden, die einen intensiveren Austrag an Biomasse bewirken. Besenheide-Bestände, die sich noch in einem vitalen Stadium befinden, lassen sich mit Hilfe von kontrolliertem Feuer sowie Mahd gut verjüngen (*Koopmann & Mertens* 2004, *Fottner* et al. 2004, *Kaiser & Stubbe* 2004, *Lütkepohl & Kaiser* 1997).

Die vorliegende Studie verfolgt das Ziel, den Einfluss der Pflegemaßnahmen Brand und Mahd auf die Ernährungssituation der miteinander konkurrierenden Pflanzen *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* zu untersuchen. Hierzu wurden in den einjährigen Sprossen der beiden Pflanzenarten verschiedene Kohlenstoff/Nährelement-Relationen (C/N, C/P, C/Ca, C/Mg und C/K) ermittelt. Durch den Vergleich dieser Relationen sollte geprüft werden, ob sich die Pflegemaßnahmen Feuer und Mahd unterschiedlich auf die Ernährungssituation der Besenheide und der Drahtschmiele auswirken und demzufolge die Konkurrenzsituation zwischen beiden Arten beeinflussen.

* 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".

2 Methode

2.1 Untersuchungsflächen

Die beiden Untersuchungsflächen befinden sich im Gebiet „Auf dem Töps" im Nordteil des NSG „Lüneburger Heide". Die jeweiligen Pflegemaßnahmen wurden auf den Flächen innerhalb des gleichen Zeitraums im Januar/Februar 2001 vorgenommen. Damit ist gewährleistet, dass für die Untersuchung möglichst identische Bedingungen (geologische, zeitliche und geographische Gegebenheiten) gelten.

Auf der westlich gelegenen Untersuchungsfläche wurde der Pflanzenbewuchs und die abgestorbene oberirdische Phytomasse auf Veranlassung des Vereins Naturschutzpark im Februar 2001 abgebrannt. Die östlich gelegene Fläche der beiden Untersuchungsflächen wurde abgemäht und das Mahdgut abgetragen. Zwischen beiden Untersuchungsflächen wurde eine Referenzfläche eingerichtet, die von den Pflegemaßnahmen ausgespart bleibt und als Nullfläche dient.

2.2 Nährstoffanalytik

Probennahme

Die Biomasse wurde am Ende der Vegetationsperiode im September 2002, eineinhalb Jahre nach den Pflegemaßnahmen geerntet. Je Fläche wurden 20 Proben *Calluna* und 20 Proben *Deschampsia* geerntet, wovon je zwei Proben zu einer Mischprobe zusammengefasst wurden. Die Probennahme erfolgte mit Hilfe eines Rasters, um eine räumliche Gleichverteilung der beprobten Pflanzen sicherzustellen. Die einzelnen Rasterpunkte lagen je fünf Meter in allen Richtungen voneinander entfernt. Für die Untersuchung wurden 5 cm der jüngsten Triebe der Heidepflanzen abgeschnitten. Bei der Drahtschmiele wurde die oberirdische Blattmasse beerntet.

Probenaufbereitung und Probenaufschluss

Im Labor wurde die geerntete Biomasse im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet, anschließend geschreddert und in einer Kugelmühle staubfein gemahlen (*Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* 1994: 110). Die aufgemahlenen Proben wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und drei Stunden lang bei 550 °C verascht. Zur Asche wurden 10 ml HCl dazugeben und die Lösung wurde eingedampft. Der Rückstand wurde mit 2 ml HCl aufgenommen, in einen Messkolben überführt und auf 100 ml mit Reinstwasser aufgefüllt.

Messung der Aufschlusslösungen auf Ca, K, Mg, P

Die Messung der aufgeschlossenen Probelösung wurde mittels ICP-OES (Atomemissions-Spektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma als Anregungsquelle) durchgeführt.

Ermittlung des C/N-Verhältnisses

Die Messung der Biomassenprobe auf elementaren Kohlenstoff und Stickstoff erfolgte mit einem C/N-Analyser. Für die Analyse wurden die Pflanzenproben fein gemahlen und bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Proben wurden in Zinnschiffchen in den Analysator eingebracht und unter Sauerstoffzufuhr vollständig verbrannt. Die Konzentration der Gase wurde mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor bestimmt (*Wieberneit* 2001: 18).

2.3 Statistische Methoden

Die Frage, ob es einen Unterschied im Nährstoffgehalt einer Pflanzenart auf zwei verschiedenen Flächen gibt, wurde durch die Berechnung von Mittelwert-

differenzen mit dem t-Test für zwei gepaarte Stichproben beantwortet. Die Fehlerwahrscheinlichkeit wird mit einem Signifikanzniveau von $\alpha = 5$ % angegeben. Die Berechnung der Mittelwertdifferenzen erfolgte durch das Softwareprogramm SPSS Vers. 10.0.

Die Ernährungssituation der Pflanzen wird in Bezug auf die Kohlenstoff/Nährelementgehalte diskutiert. Dieser Quotient gibt an, welche Menge eines Elementes bei einer bestimmten Photosyntheserate in die organische Substanz eingebaut wird.

3 Ergebnisse

Vergleich Feuerfläche – Referenzfläche Feuer

Auf der Feuerfläche unterscheiden sich die Kohlenstoff/Nährelement-Relationen für die Besenheide für K, Mg, P und N nicht signifikant im Vergleich zur Referenzfläche (Abb. 1). Allerdings ist das C/Ca-Verhältnis auf der Feuerfläche mit einem Wert von 107 signifikant niedriger als auf der Referenzfläche mit einem Wert von 125.

Demgegenüber unterscheiden sich die Kohlenstoff/Nährstoff-Quotienten in *Deschampsia flexuosa* auf der Feuerfläche im Vergleich zur ungebrannten Referenzfläche sehr deutlich (Abb. 2). Alle Kohlenstoff/Element-Verhältnisse in *Deschampsia flexuosa* sind im Mittel auf der Feuerfläche größer als auf der Referenzfläche. Während der C/Ca-Quotient in der Drahtschmiele im Mittel auf der Feuerfläche 396 beträgt, ist er auf der Referenzfläche mit 309 signifikant enger. Das C/K-Verhältnis ist auf der Brandfläche mehr als 30 % größer als auf der Referenzfläche. Ebenso verhält es sich mit dem C/Mg- und dem C/P-Verhältnis. Der C/N-Quotient in den *Deschampsia*-Pflanzen auf der Feuerfläche ist mit einem Mittelwert von 30 wie bei den anderen Nährelementverhältnissen höher als das Verhältnis von 27 auf der Referenzfläche. Allerdings ist dieser Unterschied im Gegensatz zu den anderen Elementverhältnissen nicht signifikant.

Vergleich Mahdfläche – Referenzfläche Mahd

Die C/Ca- und C/N-Quotienten in *Calluna*-Individuen, die auf der Mahdfläche wachsen, sind im Mittel signifikant enger als in den Pflanzen, die der dazugehörigen Referenzfläche entstammen. Das C/Ca-Verhältnis ist auf der Maßnahmefläche um 16 % und das C/N-Verhältnis um 11% enger als auf der unbehandelten Fläche. Die C/K-, C/Mg- und C/P-Verhältnisse im *Calluna*-Bestand unterscheiden sich nicht signifikant auf den beiden Flächen.

Der Mittelwert aus den Stichproben des C/Ca-, C/K-, C/Mg- und C/P-Quotienten in *Deschampsia flexuosa* auf der Referenzfläche ist signifikant enger als auf der Mahdfläche. Das bedeutet, dass die Nährstoffversorgung mit Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor für die Drahtschmiele nach der Pflegemaßnahme schlechter ist als auf der unbehandelten Referenzfläche. Die Mittelwerte weichen beim C/Ca-Verhältnis um 22 % voneinander ab, beim C/K-Verhältnis um 18 %. Das C/Mg-Verhältnis ist auf der Mahdfläche im Mittel 26 % weiter als auf der Referenzfläche und das C/P-Verhältnis im Mittel um 22 % bei der Referenzfläche enger. Nur der C/N-Quotient ist im Mittel auf beiden Flächen mit Werten von 28 auf der Mahdfläche und 29 auf der Referenzfläche ungefähr gleich hoch.

4 Diskussion

4.1 Vergleich der Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Feuer und Mahd auf die Ernährungssituation von *Calluna* und *Deschampsia*

Die Nährstoffquotienten in *Calluna* und *Deschampsia* sind auf beiden Referenzflächen annähernd gleich. Daraus kann geschlossen werden, dass die Bodenverhältnisse beider Referenzflächen sich nicht signifikant voneinander unterscheiden. Daher wird davon ausgegangen, dass die Bodenverhältnisse auf der Feuer- und Mahdfläche, die direkt an den Referenzflächen liegen, ebenfalls gleich sind. Aus diesem Grund können

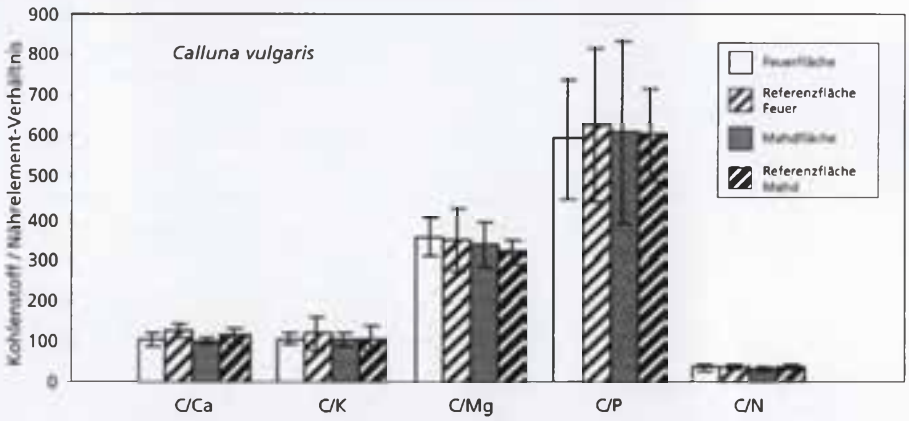


Abb. 1: Kohlenstoff/Nährelement-Verhältnisse für Calluna vulgaris auf den Untersuchungsflächen.

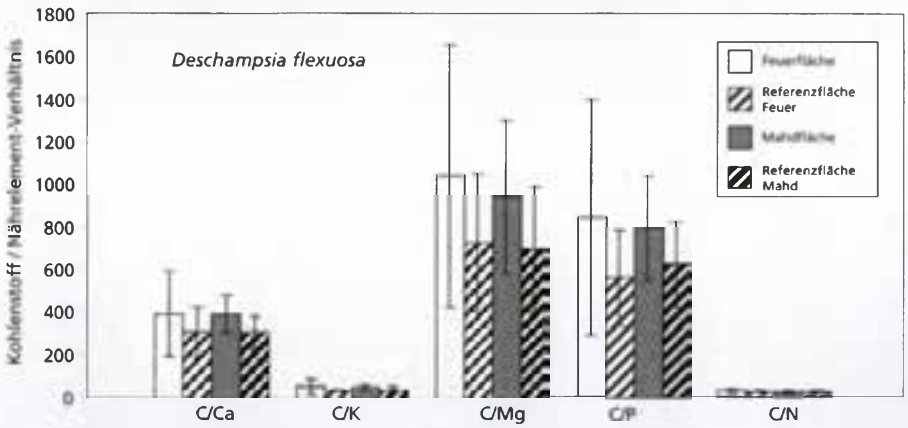


Abb. 2: Kohlenstoff/Nährelement-Verhältnisse für Deschampsia flexuosa auf den Untersuchungsflächen.

die auf der Feuer- und Mahdfläche wachsenden *Calluna*- und *Deschampsia*-Individuen hinsichtlich ihres Nährstoffquotienten miteinander verglichen werden.

4.2 Ernährungssituation von *Calluna* und *Deschampsia* in Abhängigkeit von Pflegemaßnahmen im Vergleich zu den Individuen auf den Referenzflächen

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Verschlechterung der Nährstoffversorgung von *Deschampsia* ausschließlich auf Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Feuer und Mahd zurückzuführen ist. Sie sollen im Folgenden unter verschiedenen Aspekten diskutiert werden:

Auswirkungen der Maßnahmen auf das Wurzelwerk

Zunächst könnte angenommen werden, dass eine Verschlechterung der Nährstoffversorgung von *Deschampsia* auf den Maßnahmeflächen auf eine Beschädigung der Wurzeln durch Brand oder Mahd zurückzuführen ist. Das Wurzelwerk von *Calluna* und *Deschampsia* befindet sich vorwiegend in der Rohhumusschicht (*Ellenberg* 1996: 372). Dennoch ist ein Absterben von Teilen der Wurzelmasse infolge des kontrollierten Brennens sehr unwahrscheinlich, da es in den oberen Bodenschichten zu einer Temperaturerhöhung von höchstens 1–2 °C kommt (vgl. *Schreiber* 1997: 60, in: *Falk* 2003: 57, *Niemeyer* et al. 2004). Auch bei der Mahd werden die Wurzeln nicht beschädigt, da der Kreiselmäher den Bewuchs oberhalb der Bodendecke abschneidet.

Auswirkungen der Maßnahmen auf die Verjüngung

Durch das kontrollierte Feuer wurden in der vorliegenden Untersuchung die *Calluna*-Sträucher abgebrannt, während der *Deschampsia*-Bestand trotz des Winterbrands weitestgehend stehen blieb. Durch die Mahd wurden die Heidesträucher abgeerntet, aber auch bei dieser Pflegemaßnahme blieben die *Deschampsia*-Individuen stehen. Es ist davon auszugehen, dass die bessere Nährstoffsituation der Besenheide auf den Maßnahmeflächen teilweise mit der Verjüngung der Pflanzen durch den Brand bzw. durch die Mahd zusammenhängt. Denn grundsätzlich zeigen *Calluna*-Pflanzen, die sich in der Pionierphase (bis 6 Jahre) befinden, eine bessere Ernährungssituation als Pflanzen, die sich in der Aufbauphase befinden (7–13 Jahre; Altersphasen eingeteilt nach *Barclay-Estrup & Gimingham* 1969: 756). Ebenso konnten *Miller & Miles* (1970) zeigen, dass die N-Gewebekonzentration von jungen *Calluna*-Pflanzen sehr hoch ist und auf ein niedriges Niveau nach ungefähr sechs Jahren abfällt. Auch bei den Untersuchungen von *Muhle & Röhrig* (1979: 56) lagen die Stickstoffgehalte in der jungen, gemähten Heide über denen der älteren. Die Ergebnisse von *Miller & Miles* (1969) und *Muhle & Röhrig* (1979: 56) stimmen mit den Befunden aus der vorliegenden Arbeit weitgehend überein.

Auswirkungen der Maßnahmen auf den Mykorrhizierungsgrad des Wurzelwerks

Ein möglicher weiterer Grund für die beobachteten Unterschiede in der Ernährunssituation der *Calluna*- und *Deschampsia*-Pflanzen ist an dem unterschiedlich hohen Mykorrhizierungsgrad des Wurzelwerks der beiden Arten auszumachen.

Die Mykorrhizierung von *Deschampsia* im Freiland und im Gewächshaus ist nach *Steubing* (1993) sehr niedrig (6 %), während sie bei *Calluna* auf dem Feld bei 28 % liegt. Somit hat *Calluna* durch die höhere Mykorrhizierung einen Konkurrenzvorteil gegenüber *Deschampsia*, indem die durch ein Brandereignis frei gewordenen Nährstoffe (vgl. *Niemeyer* et al. 2004, *Falk* et al. 2004) von *Calluna* vergleichweise gut genutzt werden können. Dieser Vorteil ist zudem bei jungen *Calluna*-Pflanzen stärker wirksam, da bei ihnen die Mykorrhizierung höher ist als bei den älteren (*Zijlstra & Berendse* 2001).

Auswirkungen der Maßnahmen auf das Mikroklima der Bestände

In beiden Pflegeverfahren ändert sich durch ein Entfernen der *Calluna*-Biomasse das Mikroklima im Bestandsinneren erheblich (vgl. *Niemeyer* et al. 2004). Insbesondere ist während der Vegetationszeit eine stark erhöhte Temperatur (bis zu 60 °C) unmittelbar auf der Vegetationsoberfläche zu beobachten. Dies hat zur Folge, dass sich auch die Transpirationsbeanspruchung der Vegetation erhöht. Solche Veränderungen dürften vor allem bei *Deschampsia* zu erhöhtem Wasserstress führen, während *Calluna* als Xerophyt solche Bedingungen besser toleriert. Als Folge ist bei *Deschampsia* ein verstärkter Schluss der Stomata zu erwarten, infolgedessen sich die Ernährungssituation für diese Art deutlich verschlechtert.

5 Zusammenfassung

Auf kontrolliert gebrannten und gemähten Heideflächen im NSG „Lüneburger Heide" sowie auf je benachbarten, nicht behandelten Referenzflächen wurden eineinhalb Jahre nach Durchführung der Pflegemaßnahmen frische Triebe von *Calluna vulgaris* und die oberirdische Biomasse von *Deschampsia flexuosa* auf ihre Kohlenstoff/Nährstoff-Relationen hin untersucht. Die Untersuchungen zeigen eine Verschlechterung der Nährstoffversorgung von *Deschampsia flexuosa*, die ausschließlich auf Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Feuer und Mahd zurückzuführen ist.

Summary

One and a half year after prescribed burning and mowing of heaths in the "Lüneburger Heide" nature reserve young shoots of *Calluna vulgaris* and the above ground biomass of *Deschampsia flexuosa* from both treated and untreated plots were analyzed with respect to their carbon/nutrient relations. The investigations show a worsening of nutrient supply in *Deschampsia flexuosa* which can be solely linked to the management by prescribed burning and mowing.

Literatur

Barclay-Estrup, P., Gimingham, C. H., 1969: The description and interpretation of cyclical processes in a heath community, I. Vegetational change in relation to the Calluna cycle. – Journal of Ecology 57, 737–758.

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1994: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. – 2. Aufl., Bonn, 156 S.

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Stuttgart. 1095 S.

Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoffhaltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. (Verdrängung von *Calluna vulgaris* durch *Deschampsia flexuosa*). – Inaugural Dissertation. Gießen, 188 S.

Falk, K., 2003: Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen in Podsol-Böden nach kontrolliertem Brand (NSG Lüneburger Heide). – Diplomarbeit am Institut für Ökologie und Umweltchemie an der Universität Lüneburg [unveröffentlicht].

Falk, K., Härdtle, W., Mohamed, A., 2004: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die pflanzenverfügbaren Nährstoffe in Podsol-Böden (NSG „Lüneburger Heide"). – NNA-Berichte 17, 2, 108–111.

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., Frischmuth, M., 1998: Zur Stickstoffbilanz nordwestdeutscher Zwergstrauchheiden und ihre Störung durch atmogene Einträge (dargestellt am Beispiel des NSG Lüneburger Heide). – Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg. 41, 197–204.

Hicks, W. K., Leith, I. D., Woodin, S. J., Fowler, D., 1999: Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. – Environmental Pollution 107, 367–376.

Kaiser, T., Stubbe, A., 2004: Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 137–144.

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., v. d. Lancken, H., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild Verlag, Bremen, 87–100.

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. – Angew. Botanik 65, 359–372.

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.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – Frankfurt am Main, 72 S.

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.

Schreiber, K.-F., 1997: 20 Jahre Erfahrung mit dem Kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg. – NNA Berichte 10, 5, 59–71.

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.

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

Wieberneit, N., 2001: Einsatz der ICP-Massenspektrometrie zur Multielementbestimmung in biologischen Proben. – Dissertation, Hamburg.

Zijlstra, J. D., Berendse, F., 2001: Uptake of Organic Nitrogen in Dutch Heathland Ecosystems. – Third International Conference on Mycorrhizas, Wageningen University, The Netherlands.

Anschrift der Verfasserin und der Verfasser

Dipl.-Umweltwiss. Bettina Jirjahn
Prof. Dr. Werner Härdtle
M. Eng. Abdelmenam Mohamed
Universität Lüneburg
Institut für Ökologie und Umweltchemie
D-21332 Lüneburg

Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide"

von Marion Mockenhaupt und Tobias Keienburg *

1 Einleitung

Viele der mageren Offenlandschaften, die ihren Ursprung in traditionellen Bewirtschaftungsformen haben, sind durch Nutzungsänderung oder Nutzungsaufgabe in ihrem Bestand gefährdet. Zu ihrer Degeneration haben vielfältige Änderungen agrartechnischer und agrarstruktureller Rahmenbedingungen beigetragen. Atmosphärische Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft oder dem Verkehr beschleunigen diesen Prozess.

Um Heiden als die typische Ausprägung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland zu erhalten, sind heute folglich Pflegeverfahren unerlässlich, die zum Austrag organischer Substanz und damit von Nährstoffen aus dem Ökosystem führen. Für die Entwicklung und Erhaltung der Zwergstrauchheiden im NSG „Lüneburger Heide" spielt die Beweidung mit Heidschnucken dabei traditionell eine zentrale Rolle. Wie und in welchem Ausmaß über Beweidung die Nährstoffbilanz des Ökosystems beeinflusst werden kann, ist eine für das Flächenmanagement entscheidende Frage. Einer Quantifizierung näher zu kommen, ist daher ein Ziel des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsvorhabens „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland", welches in der Zeit vom 01.01.2001 bis 31.03.2004 unter Leitung der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) durchgeführt wurde.

Als Teil dieses Projekts sind von November 2002 bis April 2003 Untersuchungsansätze verfolgt worden, um den Stickstofftransfer durch Schnuckenbeweidung zu quantifizieren und so Beiträge zu einer Gesamtbilanz des Stickstoffs zu leisten (*Mockenhaupt* 2003).

Die Betriebsform im NSG „Lüneburger Heide" ist eine standortgebundene Hüteschafhaltung, d.h. die Schnucken werden tagsüber in einem festgelegten Gebiet gehütet und kehren jeden Abend in ihren Stall zurück.

Derzeit werden über 3.300 ha, überwiegend Sandheiden, im NSG „Lüneburger Heide" von sechs Heidschnuckenherden beweidet. Fünf Herden sind im Besitz des Vereins Naturschutzpark (VNP), eine Herde wird privat bewirtschaftet. Eine Herde umfasst etwa 350 Muttertiere, welche das ganze Jahr über mit ihrer Nachzucht im Beweidungsgebiet gehütet wird. Die Schnucken decken dabei ihren Nahrungsbedarf nahezu vollständig in der Fläche, ausschließlich in der zweiten Winterhälfte und während der Lammzeit werden kleine Mengen Silage bzw. Kraftfutter zugefüttert.

2 Versuchsansätze

Die Erfassung der in ein Beweidungsgebiet ein- und ausgetragenen Stickstoffmengen hat mit einem sehr komplexen System von z.T. schwer zu erfassenden Variablen zu tun.

Beweidung ist ein kontinuierlicher Prozess mit hoher räumlicher Variabilität. Stoffaustrag durch Fraß und Stoffeintrag durch Exkremente erfolgen oft ungeregelt und schwer prognostizierbar.

Untersuchungsansätze können grundsätzlich von zwei Bezugsebenen ausgehen: von der Fläche, indem man durch Beweidung verursachte Veränderungen in der Vegetation analysiert, oder vom Tier, indem man von den Nährstoffbedürfnissen und Stoffwechselprozessen eines Schafs ausgeht.

Die in dieser Arbeit verwandte Untersuchungsmethodik soll sich weitestmöglich den Gegebenheiten der Herde anpassen. Die Ergebnisse sollen ein Abbild der tatsächlichen, realen Bedingungen vor Ort sein. Faktoren wie die Witterung, die unterschiedlichen Zusammensetzungen der Vegetation, die Vorlieben der Schnucken bei der Futterwahl, der Hütestil des Schäfers, all diese Dinge können beim Stickstofftransfer eine Rolle spielen und sollen deshalb direkt oder indirekt berücksichtigt sein.

Aus diesen Gründen wird eine einheitliche Bezugsebene verlassen. Für die Quantifizierung des Stickstoffaustrags durch Fraß wird der Flächenbezug gewählt. Für den Stickstoffeintrag wird hingegen direkt vom Tier ausgegangen. Als zusätzliche Informationsquelle wird der in einer Periode im Stall angesammelte Mist mengenmäßig erfasst und die darin gespeicherten Nährstoffe analysiert.

2.1 Bestimmung des Nährstoffentzugs durch Fraß mit Hilfe einer vergleichenden oberirdischen Biomassebeerntung des Heidekrauts (*Calluna vulgaris*)

2.1.1 Methodischer Ansatz

In einem 480 ha großen im Untersuchungszeitraum November 2002 – März 2003 durchgängig beweideten Heidegebiet wurden 30 Flächenpaare in der Größe von jeweils 1 m² eingerichtet.

Von diesen in Größe und Struktur gleichen Flächenpaaren wurde jeweils ein Teil gezäunt, der andere blieb der Beweidung zugänglich (vgl. Abb. 2). Nach ca. 4 Monaten Beweidungszeit wurde in jeweils beiden Flächen die Biomasse der *Calluna vulgaris* beerntet und danach luftgetrocknet. Nach Behandlung im Trockenschrank bei 80 °C wurde die Trockenmasse bestimmt. Aus der Massendifferenz der beweideten und unbeweideten Fläche ergibt sich der Entzug durch Beweidung, da in der außerhalb der Vegetationsperiode gelegenen Untersuchungszeit kein zwischenzeitlicher Zuwachs an Biomasse zu erwarten ist. Der damit entzogene Stickstoff wurde im Labor analysiert. Die Proben wurden bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet und in einer Kugelmühle mit Achatbecher aufgemahlen. Die Stickstoffanalyse erfolgte im C/N-Analyzer (Vario EL der Firma Elementar).

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung.

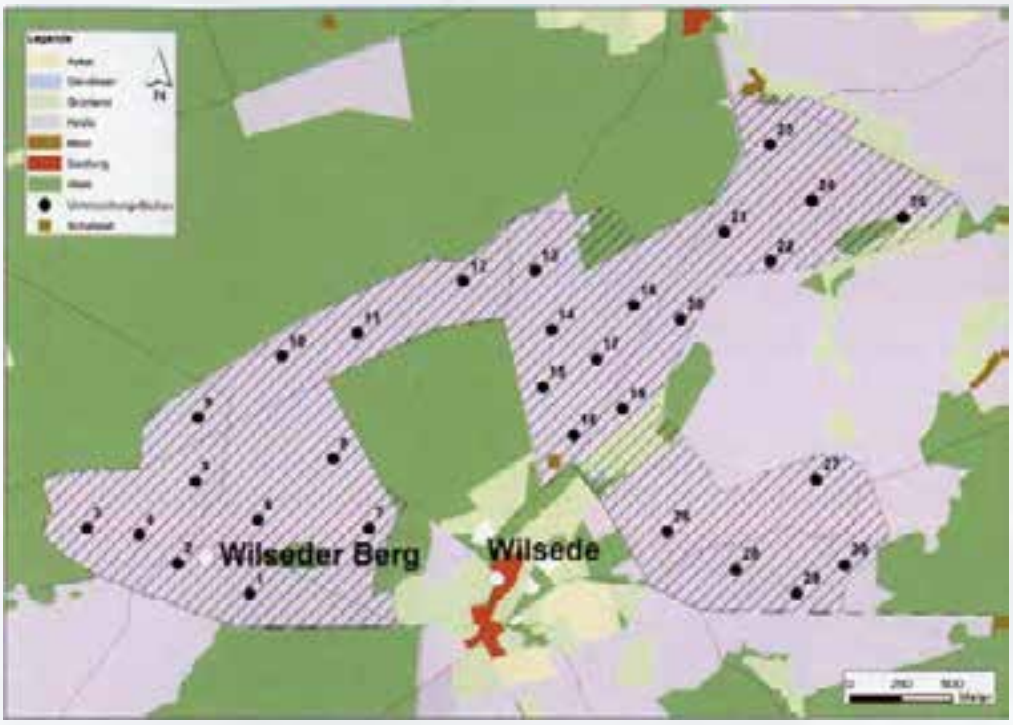


Abb. 1: Verteilung der 30 Untersuchungsflächen im Beweidungsgebiet der Herde Wilsede-Undeloh (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage Digitales Landschaftsmodell 1:25.000, 2004).

Da davon auszugehen ist, dass der Gewichtsanteil dessen, was von den Schnucken gefressen wird, um einiges niedriger ist als derjenige der nicht gefressenen Vegetation, besteht die Gefahr, dass verholzte Pflanzenteile zu sehr ins Gewicht fallen und das Ergebnis verfälschen. Auf den Beobachtungen beim Hüten basierend, wird die Biomasse in ihre jeweils von Schnucken gefressenen (vor allem Triebe) und nicht gefressenen Pflanzenteile (vor allem verholzte Teile) unterteilt.

Eine solche Aufbereitung bietet nun zusätzlich die Möglichkeit, die Homogenität in der Biomasse der beweideten Fläche und ihrer Referenzfläche zu überprüfen. Der Untersuchungshypothese folgend muss der Holzanteil bzw. der Anteil nicht gefressener Heidekrautbestandteile auf beiden Flächen identisch sein.

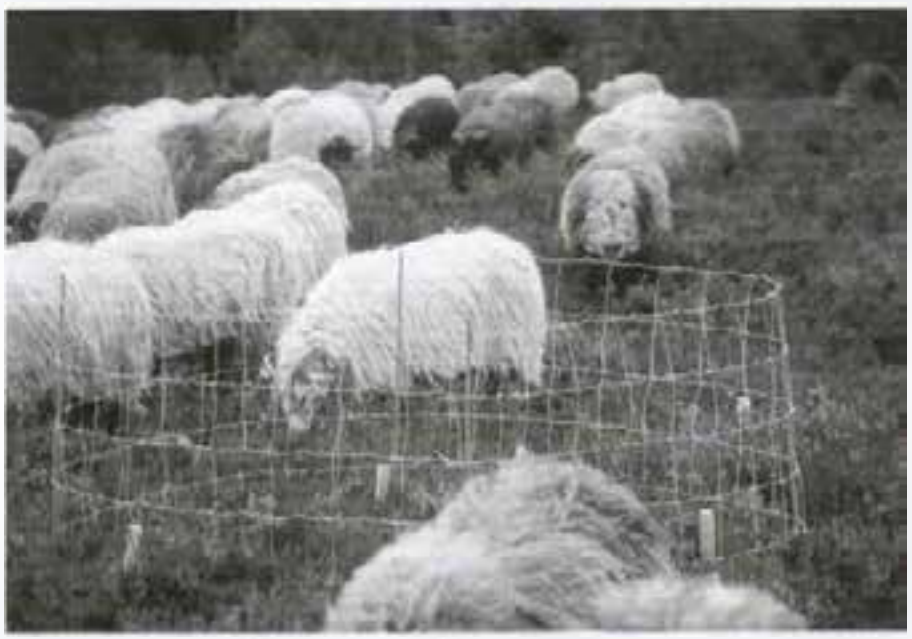


Abb. 2: Eine der 30 Beweidungsausschlussflächen im Beweidungsgebiet der Herde Wilsede-Undeloh.

Der Schäfer führt ein Beweidungstagebuch, in welchem an jedem Tag notiert wird, wo morgens, mittags und abends gehütet worden ist. Auch wenn diese Aufzeichnungen keine exakte Flächenzuordnung erlauben, geben sie doch wichtige Hinweise auf Unterschiede in der Beweidungsintensität verschiedener Teilflächen des Untersuchungsgebiets. Die 30 Untersuchungsflächen werden den Einträgen im Beweidungstagebuch zugeordnet, um bei der Auswertung überprüfen zu können, ob ein häufiges Passieren der Flächen auch zu einem hohen Entzug führt und umgekehrt.

Ebenfalls wichtig sind Informationen über die Besatzstärke, welche definiert ist als Viehbestand bezogen auf die Hauptfutterfläche, in Tieren pro Hektar (*Woike & Zimmermann* 1992). Für den gesamten Untersuchungszeitraum beträgt sie 0,8 Schnucken pro Hektar, da die gehütete Herde im Versuchszeitraum einer Anzahl von 377 weiblichen, erwachsenen Schnucken entspricht. Diese Zahl schwankt im Winter besonders stark, da sich mit Einsetzen der Lammzeit im Februar die gehütete Herde um das jeweils ein Lamm führende Muttertier verkleinert. Aus diesem Grund wird für jede der 30 Untersuchungsflächen eine durchschnittliche Herdengröße berechnet, welche anhand der monatlich erhobenen Bestandszahlen und des Beweidungstagebuchs rekonstruiert werden kann.

2.1.2 Ergebnisse und Diskussion der Beerntungsversuche

Im Untersuchungszeitraum von durchschnittlich 117 Tagen ist die Herde an jeder der 30 Versuchsflächen im Mittel 39-mal vorbeigezogen. Am häufigsten passierte die Herde dabei die direkt vor dem Stall liegende Fläche 16 (vgl. Abb. 1), wo die Herde 71-mal Gelegenheit zum Verbiss des Heidekrauts hatte. Die am seltensten frequentierten entlegeneren Teile des Beweidungsgebiets wurden an 10–11 Weidetagen bestoßen (Flächen 26–30).

Die Gesamtbiomasse von *Calluna vulgaris* in den Probequadraten war sehr unterschiedlich (Tab. 1), ein Hinweis auf die übliche Heterogenität in großräumig beweideten Heidegebieten. Extrema liegen bei 935,70 g/m² auf von der Herde selten erreichten Gebietsteilen, bei 323,54 g/m² auf intensivst beweideten Flächen, häufig in der Nähe des Stalls.

Tab. 1: Gesamtbiomasse (lufttrocken) von Calluna vulgaris auf 30 je 1 m² großen Flächenpaaren im Zeitraum Nov. 2002 – April 2003 (117 Tage). Angegeben sind Mittelwerte, Standardabweichung und Variationsbreite.

	unbeweidet	beweidet	Differenz
MW	712,02	658,90	53,11
± S	139,26	144,98	97,13
Min – Max	462,66 bis 1.073,70	323,54 bis 935,70	-175,43 bis 247,10

Die durchschnittliche Differenz in der Biomasse der unverholzten Triebe zwischen beweideten und unbeweideten Versuchsflächen beträgt 44,3 g Trockensubstanz/m² (Tab. 2). Bei einem durchschnittlichen Stickstoffgehalt der Heidekrauttriebe im Januar von 1,15 % liegt der damit erreichte Stickstoffentzug bei 5 kg pro ha im Untersuchungszeitraum.

In der Biomasse der verholzten *Calluna*-Bestandteile sind im Durchschnitt keine signifikanten Unterschiede zwischen den für ca. 4 Monate von der Beweidung ausgeschlossenen und den in dieser Zeit beweideten Versuchsflächen nachweisbar (Tab. 2).

Wenn in einigen Fällen trotz nachweislich erfolgter Beweidung kein Entzug oder gar gegenteilige Werte messbar sind, so liegt das in vorab nicht auszuschließenden Unterschieden in der Ausgangsbiomasse insbesondere der verholzten *Calluna*-Anteile begründet.

Die Messwerte deuten darauf hin, dass in intensiv beweideten Heiden mit niedrigwüchsiger Besenheide die Homogenität der Flächenpaare hinsichtlich der vorgefundenen Biomasse grundsätzlich höher ist als in hochwüchsigen älteren Heidebeständen.

Insgesamt wird bei dieser Untersuchung nur in 13 von 30 Fällen das Kriterium homogener Ausgangsflächen als erfüllt angesehen. Berücksichtigt man nur die auf diesen Flächen ermittelten Differenzen, so ergibt sich eine sehr viel klarere Korrelation zwischen den gehüteten Tagen und dem Biomasseentzug (r = 0,81; zum Vergleich: r = 0,65 für alle 30 Flächen) bzw. der durchschnittlichen Herdengröße und dem Biomasseentzug (r = 0,71; zum Vergleich: r = 0,59 für alle 30 Flächen) für die Untersuchungsflächen. Daraus leitet sich für entsprechende Untersuchungen in Heideflächen die Empfehlung ab, mit der Ausweisung größerer Versuchsflächen Problemen der Heterogenität zu begegnen.

Im Untersuchungszeitraum von rund 4 Monaten (117 Tagen) wurde, legt man nur die Werte der 13 homogensten Flächenpaare zugrunde, ein mittlerer Entzug von 57,91 g/m² erzielt. Dieses Ergebnis bezieht sich dann allerdings auf vergleichsweise intensiv beweidete niedrigwüchsige *Calluna*-Bestände und kann folglich nur für diesen Heidetyp und zudem nur für die im Winter gegebenen Rahmenbedingungen hochgerechnet werden (4,9 kg/ha/Tag). Bei einem Stickstoffgehalt von 1,15 % ergibt sich für diese Zeit ein Entzug von 56 g Stickstoff/ha/Tag.

Fottner et al. (2004) haben im gleichen Beweidungsgebiet einen jährlichen Stickstoffentzug durch den Fraß von *Calluna*-Trieben in Höhe von 26,05 kg/ha festgestellt. In einem Monat werden demnach durchschnittlich 2,17 kg/ha entzogen. Der in dieser Untersuchung gemessene Entzugswert für einen Wintermonat liegt bei etwa 1,25 kg/ha und damit um fast 1 kg niedriger als im ganzjährigen Mittel.

Nach Untersuchungen von *Mac Leod* (1955) und *Martin* (1964) wird *Calluna vulgaris* im Winter besonders häufig von Schafen gefressen. Der doch auffällig geringere Stickstoffentzug lässt sich dadurch erklären, dass es sich um einen Durchschnittswert für eine gesamte Weideregion handelt und der betreffende Vergleichswert von *Fottner* et al. (2004) an einem eher häufig passierten Bereich des Beweidungsgebiets erhoben wurde. Des Weiteren wird auch die viel geringere Herdengröße von 377 im Winter im Vergleich zu 541 Tieren im Jahresdurchschnitt eine Auswirkung auf den Biomasseentzug haben. Zudem wurden die *Calluna*-Triebe im Januar analysiert, und es ist davon auszugehen, dass im Jahresgang der Stickstoffgehalt in den Trieben höher liegen wird (*Thomas* 1956).

Tab. 2: Ermittelte Biomasseausträge im Untersuchungszeitraum, angegeben sind die Mittelwerte, Standardabweichungen, Minimal- und Maximalwerte sowie die Variationsbreite.

	unbeweidet [g/m²]		beweidet [g/m²]		Differenz der Triebe [g/m²]
	Holz	Trieb	Holz	Trieb	
MW	250,50	393,41	248,22	349,10	44,30
± S	94,91	74,06	88,27	89,62	60,92
Min – Max	128,16 bis 356,51	247,97 bis 557,23	97,85 bis 418,58	128,40 bis 508,89	–113,55 bis 132,82

2.2 Bestimmung der Kotabgabemenge einer Schnucke mit Hilfe eines Kotauffanggeschirrs

2.2.1 Methodischer Ansatz

Um Grundlagen für vom Einzeltier ausgehende Bilanzierungsansätze zu schaffen, wurde einem relativ vertrauten Schnuckenhammel über einen Zeitraum von 2 Wochen jeweils über Tag und Nacht ein Kotauffanggeschirr angelegt. Dabei handelt es sich um einen ca. 40 cm langen, leicht trapezförmig geschnittenen Beutel. Das Material ist aus festem Baumwollstoff, dessen Innenseite mit Kunststoff beschichtet ist. Befestigt wird der Beutel an einem Gurt, welcher um das Becken des Tiers gelegt wird. Um die Stabilität zu erhöhen, wurde die Kon-

struktion um ein stabilisierendes Brustgeschirr erweitert (Abb. 3).

Jeweils kurz vor und unmittelbar nach dem Gang in die Heide wurde der Beutel geleert. Zeitlich exakter zu bemessende Werte ergäben sich zwar, wenn das Versuchstier sich auch im Gelände zur Beutelleerung fangen ließe. Da dies aber ohne extreme Beunruhigung der Gesamtherde nicht möglich war, wurde die Absammlung in einer eigens hergerichteten Box im Stall vorgenommen.

Diese Methode stellt sicher, dass das Versuchstier wie gewohnt am Tagesablauf der Herde teilnimmt und Nahrungszusammensetzung, herdeninterne Rhythmen und relevante externe Einflüsse den realen Bedingungen in der Herde entsprechen.

Der Kot wurde unmittelbar nach Absammeln gewogen, tiefgefroren und anschließend einer Wassergehaltsbestimmung im Trockenschrank bei 105 °C unterzogen. Eine Mischprobe wurde von der *Landwirtschaftlichen Untersuchungsanstalt Hameln (LUFA)* auf seinen Stickstoffgehalt hin analysiert.

Die durch Harn eingetragene Stickstoffmenge konnte in diesem Versuchszusammenhang nicht ermittelt werden, der Wert wird rechnerisch nach *Barrow* (1987) bestimmt, indem davon ausgegangen wird, dass 20 % des Stickstoffs mit Kot und 80 % mit Harn ausgeschieden werden.

Abb. 3: Schnuckenhammel mit Kotauffanggeschirr.

2.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Im Zeitraum 22.01.–09.02.2003 wurden vom Versuchstier insgesamt 6.614 g Trockensubstanz (TS) Kot abgegeben, durchschnittlich 487 g (TS) pro Tag, mit einer Schwankungsbreite von 70 g. Davon entfallen auf das Gelände (bei durchschnittlichen Aufenthaltsdauern von 6,5 h pro Tag) 190 g (39 %), auf den Stall bei 17,5 h Aufenthalt 296 g (61 %) (Tab. 3).

Um die Koteinträge auch mit einem einheitlichen Zeitbezug zu versehen, wurde im Untersuchungszeitraum bei der Beutelleerung die Dauer der jeweiligen Tagesphasen der Herde samt dem Versuchstier genau gemessen.

Danach sind in der Heide 82,2 Stunden zugebracht worden (mit einer dort abgesetzten Kotmenge von insgesamt 2.464 g TS Kot), im Stall 248 Stunden (mit 4.150 g TS Kotabgabe). Pro Stunde ergibt das für den Aufenthalt in der Heide einen Wert von 29,6 g TS, für den Stall entsprechend 16,7 g.

Wie eingangs schon erwähnt, wurde bei der Leerung des Beutels vom idealen Versuchsdesign abgewichen. Nach Untersuchungen von *Görschen & Müller* (1985/1986) wird gerade in Triebphasen besonders häufig gekotet, was den Beobachtungen vor Ort entspricht. Die beim Aus- und Eintrieb abgegebenen Mengen sind in der obigen Messung der aktiven Tagesphase (Heide) zugeordnet worden, in Wirklichkeit wären die beiden Kotereignisse aber nicht in den Weideflächen abgegeben worden, sondern auf dem Weg dahin bzw. davon weg. Einem Aufstallungsversuch von *Keienburg* (2002) zufolge, welcher im folgenden Abschnitt näher erläutert wird, ist pro Abkotung eine mittlere Menge von ca. 25 g TS ermittelt worden.

Rechnet man auf dieser Grundlage die systematisch bei Aus- und Eintrieb im unmittelbaren Stallumfeld oder auf dem Triftweg abgegebenen Kotmengen von 50 g/Tag heraus, so ergibt sich ein Eintrag in die beweideten Heideflächen von nur mehr 140 g/Tag (29 % der Gesamtmenge).

Die *LUFA Hameln* ermittelte für die Kotproben einen Stickstoffgehalt von 1,54 %. Zieht man den Berechnungsansatz von *Barrow* (1987) hinzu, so werden an einem Wintertag von einer Schnucke 10,5 g Stickstoff und von einer Herde mit 377 Tieren demnach etwa fast 4 kg Stickstoff pro Tag in die Weideflächen eingetragen.

Die weitergehende Auswertung der Daten beschäftigt sich damit, ob eine längere Weidezeit automatisch zu einer höheren Kotabgabe führt. Hierzu wurden die jeweiligen Kotmengen mit der Dauer der Tagesphase korreliert. Für

Tab. 3: Verteilung der Kotabgaben an n = 19 Untersuchungstagen auf die aktive Tagesphase (Heide) und die passive Tages- und Nachtphase (Stall), angegeben sind Mittelwerte, Standardabweichungen und Variationsbreite.

	Heide		Stall		Tageswerte
	Dauer in Stunden	Kot [g] TS	Dauer in Stunden	Kot [g] TS	Kot [g] TS
MW	6,5	190	17,5	296	487
± S	0,8	48	0,9	51	70
Min – Max	5 bis 7,5	85 bis 247	16,5 bis 19	226 bis 374	388 bis 615

den Aufenthalt im Stall ergibt sich ein Zusammenhang (r = 0,67), in der Heide hat die Hütedauer überhaupt keinen Einfluss auf die abgegebene Kotmenge (r = 0,10). Außerdem ist die Menge abgegebenen Kots pro Zeiteinheit bei aktiven Tieren auf der Weide höher als im Stall. Beobachtungen der Herde zufolge koten ruhig fressende Schafe sehr viel weniger als beunruhigte oder gar aufgeschreckte Tiere (*Görschen & Müller* 1985/1986). Störungen jedweder Art können demnach unter realen Bedingungen einen erheblichen Einfluss auf die Bilanz ausüben.

Insofern kann im praktischen Weidemanagement durch geschickte Herdenführung und weitestmögliche Gewährung ruhiger Verhältnisse im Umfeld der Herden auf Verminderung des Nährstoffeintrags in die Heide über den Kot der Weidetiere geachtet werden.

2.3 Untersuchungen an drei aufgestallten Heidschnucken zu Fraß- und Kotmengen

Mit dem Ziel, tierbezogene Werte zu den täglich aufgenommenen Fraß- und abgegebenen Kotmengen zu erhalten, wurden von *Keienburg* (2002) vom 08.08.–13.08.2002 drei weibliche Heidschnucken aufgestallt. Die ein, zwei und fünf Jahre alten Tiere wurden auf einer Plane gehalten und dreimal täglich mit Besenheide, Drahtschmiele, Borstgras und Pfeifengras von bekannter Masse „ad libitum" gefüttert. Diese Futtermittel sollten möglichst realistisch die Zusammensetzung des Futters im Beweidungsgebiet widerspiegeln und wurden maximal 48 Stunden vor der Fütterung aus einer nahe gelegenen Heidefläche geerntet.

Ebenfalls dreimal täglich wurden die abgegebenen Kotmengen aufgesammelt und gewogen. Zur Ermittlung eines Durchschnittswerts für ein Einzelkotereignis wurde an einem Nachmittag gezielt jedes Kotereignis erhoben und dokumentiert.

2.3.1 Ergebnisse der Fraßuntersuchungen

Insgesamt wurde den Tieren an den fünf Versuchstagen etwa 96 kg Frischmasse Futtermittel angeboten. Anhand einer Rückwägung der übriggebliebenen Menge wurde eine Futteraufnahme von insgesamt 47 kg Frischgewicht festgestellt (Tagesmittel ca. 9,5 kg, d.h. ca. 3,2 kg pro Tier). Im Untersuchungszeitraum wurde am häufigsten das Heidekraut mit 44,2 % selektiert, gefolgt von einer Drahtschmielen-/Borstgras-Mischung mit einem Anteil von 38,8 %. Das Pfeifengras machte etwa 17 % in der Futterzusammensetzung aus. Es zeigte sich bei der Beobachtung der Tiere ein ausgeprägtes Selektionsverhalten, was die Frische des Futters betraf. Auch eine festgelegte Rangfolge bei der Futteraufnahme zugunsten der älteren Tiere konnte beobachtet werden.

Den gleichen Versuch in einem Stoffwechselkäfig unter exakteren Bedingungen über einen längeren Zeitraum durchzuführen, erfährt ihre Grenzen in der Beschaffung frischen, heidetypischen Futters in ausreichenden Mengen. Um mit zwei Personen ca. 40 kg Futter per Hand zu gewinnen, das für zwei Tage ausreicht, waren etwa vier Stunden Geländearbeit erforderlich. Aufgrund der Beobachtungen hinsichtlich der Bevorzugung frischen Futters wäre darüber hinaus eine tägliche Futterbeschaffung wünschenswert.

Die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf eine real gehütete Herde ist nur mit einigen Einschränkungen möglich. Es ist anzunehmen, dass die Tiere beim Hüten mehr Futter aufnehmen, da der Energiebedarf durch Bewegung und je nach Witterung höher sein kann (*Schlolaut & Wachendörfer* 1992).

2.3.2 Ergebnisse der Kotuntersuchungen

Der ausgeschiedene Kot der Tiere wurde dreimal täglich gesammelt und das Frischgewicht bestimmt. Harn wurde nicht aufgefangen. Insgesamt wurden 17 kg Frischkot aufgesammelt, das entspricht einem täglichen Durchschnitt von ca. 3,6 kg und damit einer Menge von 1,2 kg pro Tier. Das in Kapitel 2.2.2 genannte Tagesmittel von 487 g TS, legt man den dabei ermittelten Wassergehalt von 54 % zu Grunde, würde um 65 g TS unter dem ermittelten Wert liegen. Es ist allerdings anzunehmen, dass durch den höheren Futteranteil von *Calluna vulgaris* im Winter (*Martin* 1964) der Wassergehalt von 54 % in dieser Rechnung als zu niedrig angesetzt ist und sich damit die Untersuchungswerte etwa entsprechen. Die gezielte Beobachtung von Einzelkotereignissen ergab, dass unabhängig von der zeitlichen Häufung eine Kotabgabe bei etwa 50 g Frischgewicht liegt, mit einer Standardabweichung von 5,87 g bei 20 erhobenen Proben.

2.4 Bestimmung von Summenparametern am Mistvorrat eines Schafstalls

Die o.g. Daten zur Kotabgabe der Schafe belegen, dass der Schafstall auch im Rahmen der hier praktizierten Hütehaltung die wesentliche Nährstoffsenke darstellt. Sicher sind die Verhältnisse in der Kotverteilung bei höherer Tageslänge im Sommerhalbjahr mehr zum Gelände hin verschoben, doch auch im Sommer bringt die Herde mehr Zeit im Stall zu als außerhalb.

Es wurde daher im Stall Wilsede der hier untersuchten Herde der über einen Zeitraum von 17 Monaten gesammelte Mist untersucht, um die hier festgelegte Stickstoffmenge als eine weitere Kenngröße für eine mögliche Gesamtbilanzierung verfügbar zu haben.

Der im gesamten Stall unter den Tieren im besagten Zeitraum angefallene Mist sollte nach Volumen erfasst werden. An drei repräsentativen Stellen wurden dazu „Profile" gestochen, das herausgehobene Material gesammelt und gewogen. Die entstandenen „Löcher" wurden abgedichtet und zur Volumenbestimmung mit Wasser gefüllt, so dass eine Dichtebestimmung des Gesamtmistvorrats möglich wurde. In den „Profilen" waren Horizonte erkennbar, aus denen jeweils gesonderte Proben zur Stickstoffanalyse (*LUFA Hameln*) entnommen wurden.

Insgesamt sind in den 17 Monaten 348 t Feuchtsubstanz Mist angefallen. Er lagerte in einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 1,02 m, was einem Volumen von 470,3 m^2 entspricht. Aus den drei Volumen- und Gewichtsproben ergibt sich eine mittlere Dichte von 0,74 g/m^2. Als durchschnittlicher Stickstoffgehalt wurde ein Wert in Höhe von 10 kg/t Frischgewicht gemessen.

Demnach sind im Stall der Herde „Wilsede-Undeloh" in 17 Monaten 3.480 kg Stickstoff im Frischmist festgelegt worden. Das entspricht durchschnittlich 205 kg pro Monat.

Damit liegt für die in diesem Stall beheimatete Herde ein Summenpara-

meter vor, der grundsätzlich geeignet ist, Bezüge zum beweidungsbedingten Stoffaustrag aus dem 480 ha großen Beweidungsgebiet der Herde herzustellen und die zeitliche und räumliche Heterogenität im Beweidungsgeschehen zu integrieren.

Eine weiterführende Rechnung mit diesem gewonnenen Wert kann allerdings nur unter Vorbehalt geschehen. Im Vergleich mit Daten aus der Literatur ist die erhobene Stickstoffmenge plausibel (*Wölfer* 1919, *Behrens* et al. 1993, *Rieder* 1998), vom Versuchsansatz her aber statistisch nicht abgesichert.

Folgender Rechenansatz kann daher nur grobe Anhaltspunkte für eine Stickstoffbilanzierung liefern: Verknüpft man die 205 kg im Monat mit den Erkenntnissen aus dem Kotgeschirr-Versuch, so stehen diese für die ⅔ der Kot-(und Harn-)mengen, welche im Stall verbleiben. Demnach werden ⅓, also etwa 87 kg Stickstoff im Monat beim Hüten in der Heide verbleiben. Kalkuliert man umgekehrt anhand des Kotgeschirrs und der Stickstoffberechnung nach *Barrow* (1987) für einen Monat, so ergibt sich ein höherer Wert von etwa 120 kg. An dieser Stelle wird deutlich, dass die nur eingeschränkte Kenntnis des genauen Umfangs des Stickstoffeintrags durch Harn bei Heidschnucken und deren Verteilung über den Tag noch eine zentrale Frage offen lässt.

3 Zusammenfassende Wertung

Mit den hier vorgelegten Daten kann und soll nicht der Anspruch einer umfassenden Bilanzierung des Nährstofftransfers in dem betrachteten Weidegebiet verfolgt werden. Es geht vielmehr darum, Möglichkeiten und Grenzen verschiedener Ansätze einer Bemessung aufzuzeigen. Eine grundsätzliche Schwierigkeit besteht darin, tierbezogene und flächenbezogene Ansätze miteinander zu verknüpfen. Ein gezieltes Bindeglied, wie z.B. die Kalkulation des Nährstoffbedarfs von Schnucken, wäre als weiterer wichtiger Kennwert hilfreich.

Die erhobenen Daten sind streng genommen nur für die spezielle Herdensituation in den Wintermonaten gültig. Eine Übertragbarkeit auf andere Jahreszeiten oder auf ein Gesamtjahr ist nur unter Einschränkung möglich. Aufbauend auf den hier vorgelegten Daten und zugrunde liegenden Erfahrungen sollten weitergehende Analysen erfolgen. Richtungen dafür wurden aufgezeigt.

Als ungemein wichtig hat sich der enge Bezug zur realen Situation im Gelände erwiesen, die Einbeziehung von Erfahrungswissen der Schäfer und Beobachtungen im Gelände (*Mockenhaupt* 2004).

4 Zusammenfassung

Im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" werden seit Jahrhunderten Heidschnucken zur Pflege der mageren Sandheiden eingesetzt.

Neben der mechanischen Offenhaltung einer Landschaft ist durch den in den letzten Jahrzehnten immer stärker gestiegenen atmogenen Nährstoffeintrag der gezielte Austrag von Stickstoff ein wichtiger Faktor für die Effektivität einer Pflegemaßnahme. In diesem Zusammenhang wurde im Winter 2002/2003 die durch eine 377 Heidschnucken umfassende Herde verursachte Stickstoffdynamik untersucht. Der durchschnittliche Stickstoffentzug durch Fraß von *Calluna vulgaris* wurde anhand von Beweidungsauschlussflächen ermittelt. Im viermonatigen Untersuchungszeitraum wurden etwa fünf kg Stickstoff pro ha entzogen. Dabei konnten starke räumliche Unterschiede in der Entzugsmenge festgestellt werden. Der Stickstoffeintrag durch Kot wurde anhand eines Hammels, welcher zwei Wochen lang ausgerüstet mit einem Kotauffanggeschirr am normalen Herdenleben teilnahm, ermittelt. Im Durchschnitt werden im Winter etwa 30 % des Kots in den Weideflächen abgegeben. Die Herdenführung hat dabei einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Verteilung des Kots im Tagesverlauf.

Als Kennwert für die stickstoffakkumulierende Funktion des täglich genutzten Schnuckenstalls wurde die in 17 Monaten angesammelte Mistmenge bestimmt und auf den Stickstoffgehalt analysiert, der bei 3.480 kg in der Frischsubstanz liegt.

Summary

Since many centuries the nutrient-poor heaths of the "Lüneburger Heide" nature reserve have been managed by sheep of the regional breed "Graue Gehörnte Heidschnucke". With the risen amount of atmospheric nitrogen deposition in the last decades management conditions of heathlands have changed. In addition to the regeneration caused by grazing removing nitrogen has become important for the efficiency of management measures. Therefore, nitrogen dynamics caused by a flock of 377 sheep were investigated in winter 2002/2003.

The average removal of nitrogen from *Calluna* heaths by grazing was determined with exclosures. Approximately five kg of nitrogen per hectare were removed during the period of four months. The nitrogen quantities showed a pattern of high spatial variability.

The nitrogen input by sheep faeces was determined with help of a male sheep, which carried a faecal bag over a period of two weeks, while living in the flock as usual. In winter, 30 per cent of the defecation took place in the grazed areas on average. The guidance of the flock by the shepherd has a high influence on the spatial dispersal of the dung.

The sheep shed, to which the sheep are guided every evening, also acts as a sink of nutrients and thus influences the nitrogen cycle. The amount of dung and litter having accumulated over 17 months in a sheep shed was determined and analysed for its nitrogen content. In total, it amounted to 3.480 kg of nitrogen in the fresh dung and litter.

Danksagung

Den Schäfern im NSG „Lüneburger Heide", ohne die diese Untersuchungen nicht möglich gewesen wären, sei für ihre tatkräftige Unterstützung herzlich gedankt!

Literatur

Behrens, H., Hamann, K. & Seefeldt, G., 1993: Die Grau Gehörnte Heidschnucke – 3. überarbeitete Auflage, 83 S.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

Görschen, M., Müller, K., 1985/86: Vergleich der Wirkung von Mahd und

Beweidung als Pflegemaßnahmen im regenerierenden Hochmoor. – Gutachten erstellt im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Schleswig Holstein, Teil 1 1985, Teil 2 1986.

Keienburg, T., 2002: Untersuchungen an drei aufgestallten Heidschnucken zu Fraß- und Kotmengen während einer Woche im August 2002 [unveröffentlicht].

Mac Leod, A. C., 1955: Heather in the seasonal dietary of sheep. – Proceedings of the British Society of Animal Production 1955, 13–17.

Martin, D., 1964: Analysis of sheep diet utilizing plant epidermal fragments in faeces samples. – Symposium British Ecological Society 4, 173–188.

Mockenhaupt, M., 2003: Untersuchungen des Stickstofftransfers durch Schnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Diplomarbeit an der Universität Trier, 80 S. [unveröffentlicht].

Mockenhaupt, M., 2004: Beobachtungen zur Heidschnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Jb. Naturwiss. Ver. Fürstentum Lüneburg 43, im Druck.

Rieder, H., 1998: Schafe halten. – 4., neu bearb. und gestaltete Auflage. – Ulmer, Stuttgart.

Schlolaut, W., Wachendörfer, G., 1992: Handbuch Schafhaltung. – Verlagsunion Agrar, 413 S.

Thomas, B., 1956: Heather (*Calluna vulgaris*) as a food for livestock. – Herbage abstracts 26, 1–7.

Woike, M., Zimmermann, P., 1992: Biotope pflegen mit Schafen. – AID-Heft 1197, Bonn, 40 S.

Wölfer, T., 1919: Leitfaden und Grundsätze der neuzeitlichen Landwirtschaft. Einträgliche Schafhaltung. – 6. neubearbeitete Auflage. Parey.

Anschriften der Verfasserin und des Verfassers

Dipl.-Umweltwiss. Marion Mockenhaupt
Pappelweg 4
D-21244 Holm-Seppensen

Dipl.-Umweltwiss. Tobias Keienburg
Alfred Toepfer Akademie
für Naturschutz
Hof Möhr
D-29640 Schneverdingen

Nährelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung

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

1 Einleitung

Im Folgenden soll eine integrierende Betrachtung der durch verschiedene Pflegeverfahren bewirkten Nährelementausträge versucht werden. Dabei sind zwei Kernfragen von besonderer Bedeutung:

- Unterliegen Heideökosysteme infolge eines Nutzungswandels und atmogener Depositionen einem source-sink-Funktionswandel?
- In welchem Umfang können (in Relation zu atmogenen Einträgen) Nährstoffe mittels verschiedener Pflegeverfahren aus Heideökosystemen entzogen werden?

2 Ergebnisse

2.1 Einige Vorüberlegungen

Um die untersuchten Pflegeverfahren im Hinblick auf ihre Effizienz für einen Nettoentzug von Nährstoffen aus Heideökosystemen vergleichen zu können, wurde im Kreis aller Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter der Begriff der „Theoretischen Wirkungsdauer" (TDW) eingeführt und definiert. Die TWD beschreibt den Zeitraum, innerhalb dessen auf atmogenem Wege die Nährelementmengen in eine Heidefläche eingetragen werden, die dieser Fläche durch eine einmalige Anwendung eines betrachteten Pflegeverfahrens entzogen werden. Damit ist ein Maß gegeben, mit dessen Hilfe sich die durch verschiedene Verfahren bewirkten Entzüge von Nährelementen vergleichen lassen.

Da einzelne Pflegeverfahren stets nur im Hinblick auf einen bestimmten Entwicklungszustand einer Heidefläche angewandt werden (z.B. Plaggen bei stark vergrasten Flächen; vgl. *Gimingham* 1992), ist dieser Zustand auch Bezugsbasis für eine Kalkulation der im System (bzw. in einzelnen Systemkompartimenten) fixierten Nährelementvorräte.

2.2 Vergleich der für einzelne Nährelemente und Pflegeverfahren erzielten TWDn

Abbildung 1 vergleicht die in Bezug auf verschiedene Nährelemente und Pflegeverfahren erzielten TWDn.

Erwartungsgemäß sind die TWDn besonders bei den eingriffsintensiven Verfahren Schoppern und Plaggen groß. Diese haben, beispielsweise auf das Nährelement N bezogen, eine Größenordnung von 60 bis 90 Jahren. Dies bedeutet, dass mit einer einmaligen Anwendung dieser Verfahren einer Heidefläche so viel Stickstoff entzogen wird, wie in 60 bis 90 Jahren auf atmogenem Wege eingetragen wird (jeweils unter der Voraussetzung gleichbleibend hoher Einträge). Besonders bei Kalium oder Calcium können TWDn von bis zu mehreren Jahrhunderten erreicht werden. Deutlich geringer sind die für Brennen, Beweidung (im Zeitraum von einem Jahr) und Mahd kalkulierten TWDn. Sie betragen beispielsweise für das Element Stickstoff 1,5 bis 5 Jahre.

Abbildung 1 zeigt ferner, dass zwischen den durch die fünf Verfahren bezüglich einzelner Elemente erzielten TWDn keine linearen Beziehungen bestehen. Dies bedeutet, dass für eine Pflegemaßnahme, für die sich beispielsweise in Bezug auf N eine hohe TWD ergibt, gleichzeitig nicht auch für alle übrigen Elemente hohe TWDn zu erwarten sind. Einzelne Verfahren wirken somit unterschiedlich spezifisch auf einen Austrag der Nährelemente.

Beim Phosphor sind erwartungsgemäß die Austräge beim Plaggen am höchsten. Für dieses Element wurden zunächst keine TWDn berechnet, da sowohl atmogene Ein- als auch Sickerwasserausträge nur geringste P-Mengen enthalten, die unterhalb der heute messtechnisch bestehenden Nachweisgrenze liegen. Unterstellt man für das Element P, dass die Nettoeinträge mindestens 0,5 kg ha^{-1} a^{-1} betragen (dies entspräche in etwa der messtechnischen Nachweisgrenze), so ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten TWD-Mindestwerte. Ein Vergleich mit den für N errechneten TWD-Werten zeigt, dass sich in Bezug auf einzelne Verfahren für P stets höhere TWDn ergeben.

3 Diskussion

Betrachtet man die in Abbildung 1 für einzelne Nährelemente und Pflegeverfahren errechneten TWDn, so lässt sich folgern, dass ein geeignetes Management in Heiden einen source-sink Funktionswandel unterbinden kann. Die eingangs formulierte Frage lässt sich somit eindeutig verneinen. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass Brand, Mahd und Beweidung zu kurze TWDn aufweisen, so dass diese Verfahren auf konkreten Flächen mittelfristig stets in Kombination mit effizienteren Verfahren angewandt werden müssen (d.h. Plaggen und Schoppern), um langfristig einer Nährstoffakkumulation entgegenzuwirken.

Der Befund, dass sich mittels einzelner Maßnahmen sehr spezifisch und in unterschiedlicher Quantität Nährele-

* 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".

Tab. 1: Vergleich der für verschiedene Verfahren in Bezug auf die Nährelemente N und P erzielten Theoretischen Wirkungsdauern (für die Kalkulation wurde in Bezug auf P ein Netto-Mindesteintrag von 0,5 kg ha^{-1} a^{-1} zugrunde gelegt, für die Beweidung ein Beweidungszeitraum von einem Jahr).

Pflegeverfahren	Brennen	Beweidung	Mahd	Schoppern	Plaggen
TWD für N (Jahre)	4,7	1,3	5,0	63,8	89,2
TWD für P (Jahre)	>5	>4	>14	>90	>140

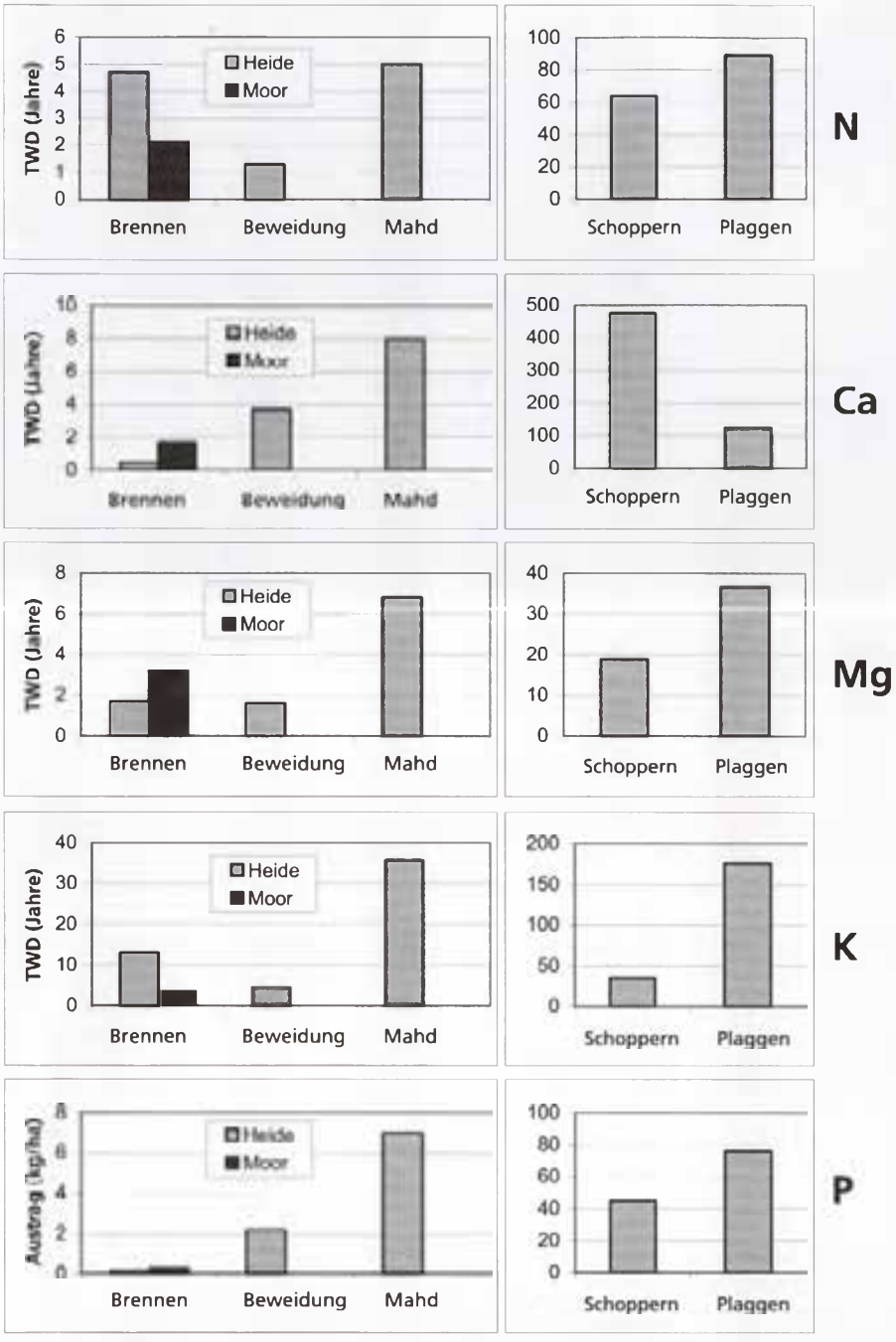


Abb. 1: Theoretische Wirkungsdauer (TWD in Jahren) bzw. Austräge für verschiedene Pflegemaßnahmen in Bezug auf die Elemente N, Ca, Mg, K und P.

mente aus Heiden austragen lassen, lässt sich in erster Linie durch zwei Rahmenbedingungen erklären. Zum einen sind die untersuchten Nährelemente in sehr unterschiedlichen Konzentrationen in einzelnen Systemkompartimenten (z.B. Biomasse, O- oder A-Horizonte) vorhanden. Beispielsweise zeigen die O-Horizonte sehr hohe Calcium-, Phosphor- oder N-Vorräte (*Power* et al. 2001), während Kalium in sehr großen Mengen im A-Horizont und Magnesium in relativ großen Mengen in der Biomasse vorhanden ist (*Aerts* 1993). Welches Systemkompartiment mit entsprechenden Vorräten nun aus einer Heidefläche entfernt wird, hängt vom jeweiligen Pflegeverfahren ab. Ein Verfahren, welches die Biomasse und den O-Horizont entfernt (z.B. Schoppern), bewirkt somit relativ hohe Austräge für Magnesium und Calcium, während die Kalium-Vorräte (im A-Horizont) weitestgehend im System verbleiben. Zum anderen werden die betrachteten Nährelemente in unterschiedlichem Maße gut gebunden bzw. mit Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschen. Hohe Auswaschungsraten bestehen beispielsweise für Calcium, so dass, abhängig vom Ausgangszustand einer Heidefläche (z.B. anlehmiger oder eher sandiger Boden), Heideflächen individuell sehr unterschiedliche Nährelementvorräte haben können. Auch sind die mit einer Maßnahme ausgetragenen Elementmengen abhängig von den jeweiligen Vorräten (z.B. der vorhandenen Biomasse), die wiederum von Fläche zu Fläche sehr variabel sind.

Vergleicht man die in Tabelle 1 für N und P ermittelten TWDn, so ist – letztlich aufgrund der gegenwärtig hohen N-Depositionsraten – zu erwarten, dass Heidesysteme in den nächsten Jahrzehnten auch bei optimalem Management relativ mehr N als P akkumulieren. Dies dürfte dazu führen, dass gegenwärtig N- bzw. N/P-co-limitierte Bestände künftig zunehmend durch P limitiert werden. Sollte diese Vermutung zutreffen, dann müssten längerfristig durch Brand gepflegte Heideflächen engere N/P-Quotienten aufweisen als beispielsweise durch Mahd gepflegte Flächen. So zeigt Tabelle 1, dass die TWDn bei Brand für N und P nur wenig verschieden sind, während bei der Mahd die TWD für P nahezu dreimal größer ist als für N. Die Prüfung dieser Hypothese und die Frage nach einer Maßnahmen-spezifischen Anreicherung von N bzw. P in Heiden muss künftigen Forschungsvorhaben vorbehalten bleiben.

4 Zusammenfassung

- Geeignetes Management kann in Heiden einen source-sink Funktionswandel unterbinden.
- Brand, Mahd und Beweidung haben zu kurze TWDn, so dass diese auf konkreten Flächen mittelfristig stets in Kombination mit effizienteren Verfahren angewandt werden müssen (Plaggen, Schoppern), um langfristig einer Nährstoffakkumulation entgegenzuwirken.
- Das Konzept der TWD bietet eine sinnvolle Ergänzung zum critical load-Ansatz (vgl. *Bobbink & Roelofs* 1995), der lediglich ökosystemar tolerierte Eintragsmengen, aber nicht durch Pflegeverfahren beeinflusste Gesamtbilanzen beziffert.

■ Da atmogene P-Einträge im Vergleich zu N-Einträgen sehr gering sind, dürfte sich bei den Pflegeverfahren Mahd, Schoppern, Plaggen und Beweidung aufgrund der für N und P bestehenden Austragsrelationen das N/P-Verhältnis vergrößern. Entsprechende Systeme dürften mittelfristig eher N/P-co-limitiert oder P-limitiert sein.

Summary

The article raises the questions, whether heathland ecosystems are subject to a functional change from nutrient sources to nutrient sinks, and to what extent nutrients can be removed by different management methods in relation to deposition rates. To describe the efficiency of nutrient removal the term "Theoretical Effective Period" (TEP) is introduced, which is defined as the period, in which the input of nutrients by deposition is equivalent to the output by a single management treatment (constant deposition rates assumed).

Investigations having been carried out in the "Lüneburger Heide" nature reserve lead to the following conclusions:

■ Suitable management can prevent a functional change of heathlands from sources to sinks.

■ TEPs of prescribed burning, mowing and grazing are too short to balance the nutrient input by deposition. Therefore, more efficient methods like "plaggen" and "schoppern" have to be used to counteract the accumulation of nutrients.

■ The concept of the TEP is a reasonable completion to the critical load concept (*Bobbink & Roelofs* 1995), which estimates the input of elements being tolerable for ecosystems, but does not consider the total nutrient balance being influenced by management measures.

■ Since the input of P by deposition is much lower than the input of N, the N/P relation of heathlands is likely to be raised by the management methods mowing, "schoppern", "plaggen" and grazing with respect to the measures' N/P output relations. Such heathlands are likely to be co-limited by N/P or even limited by P in the medium term.

Literatur

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

Gimingham, C. H., 1992: The lowland heathland management book. – English Nature Science 8, 201 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, 2413–2418.

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

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

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

Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden

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

1 Einleitung

Begleitend zur Analyse der von verschiedenen Pflegeverfahren verursachten Nährstoffdynamik in Sand- und Moorheiden (*Fottner* et al. 2004, *Härdtle* et al. 2004, *Mockenhaupt & Keienburg* 2004, *T. Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004) wurden die kurzfristigen Auswirkungen des kontrollierten Brennens und der Beweidung mit Heidschnucken sowie der mechanischen Pflegemaßnahmen Mähen, Plaggen und Schoppern auf die Vegetation über einen Zeitraum von ein bis zwei Jahren hinweg untersucht. Die Untersuchungsflächen lagen im Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide" sowie für das kontrollierte Brennen auch im „Neustädter Moor" im Naturraum Diepholzer Moorniederung. Ziel der Untersuchungen war die Dokumentation des Ausgangszustands der Flächen sowie der Vegetationsentwicklung nach Durchführung der Pflegemaßnahmen. Im Fall der kontinuierlich stattfindenden Heidepflege durch Schafe wurden die Auswirkungen eines Beweidungsausschlusses untersucht. Neben der Bewertung der Pflegemaßnahmen aus vegetationskundlicher Sicht standen insbesondere das Konkurrenzverhalten der Arten *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* bzw. *Molinia caerulea*, die Beobachtung des Regenerationsverhaltens von *Calluna vulgaris* sowie die Frage nach einer Beeinträchtigung oder Förderung heidetypischer und seltener Arten im Vordergrund.

2 Methoden

Die vegetationskundlichen Untersuchungsflächen sind identisch mit denen, die für die Analysen zur Nährstoffdynamik ausgewählt wurden (*Fottner* et al. 2004, *T. Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004). Die untersuchten **Brandflächen** liegen also im Heidegebiet „Auf dem Töps" im Nordteil des NSG „Lüneburger Heide" sowie im „Neustädter Moor" in der Diepholzer Moorniederung, die untersuchten **Beweidungsflächen** liegen im NSG „Lüneburger Heide" zwischen den Ortschaften Wilsede und Undeloh und die **maschinell gepflegten Flächen** ebenfalls im Heidegebiet „Auf dem Töps" im NSG „Lüneburger Heide". Angaben zu den Naturräumen Lüneburger Heide und Diepholzer Moorniederung finden sich in den genannten Beiträgen sowie bei *Koopmann & Mertens* (2004) und *F. Niemeyer* (2004).

Die Vegetationsuntersuchungen wurden jeweils auf den behandelten Maßnahmeflächen und auf angrenzenden, unbehandelten Referenzflächen durchgeführt. Auf allen Flächenpaaren wurden Aufnahmeflächen angelegt und mit Holzpflöcken, Eisenstäben oder Magneten markiert. Die Vegetationsaufnahmen selbst erfolgten nach der Methode von *Braun-Blanquet* (1964), wie sie bei *Dierschke* (1994) beschrieben ist. Die Größe der Aufnahmeflächen betrug 20 m². Diese Methode entspricht dem Vorgehen des Vereins Naturschutzpark auf dessen Dauerbeobachtungsflächen im NSG „Lüneburger Heide", womit eine Vergleichbarkeit der Daten gewährleistet ist (*Kaiser & Stubbe* 2004). Eine Wiederholung der Aufnahmen erfolgte jährlich. Die Nomenklatur der Farn- und Blütenpflanzen richtete sich nach *Wisskirchen & Haeupler* (1998), der Rote Liste Status nach *Garve* (1993). Nomenklatur und Rote Liste Status der Moose folgen *Koperski* et al. (2000) und die der Flechten *Wirth* et al. (1996). Alle Angaben zu den Rote Liste Arten beziehen sich auf Niedersachsen.

Bezüglich des **kontrollierten Brennens** wurden auf insgesamt vier Brandflächen zuzüglich der entsprechenden Referenzflächen Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Davon lagen zwei Flächenpaare im NSG „Lüneburger Heide" und zwei im „Neustädter Moor". Innerhalb der Brand- bzw. Referenzflächen wurden im NSG „Lüneburger Heide" drei bzw. fünf, im „Neustädter Moor" je zwei Beobachtungsflächen markiert und zu drei Zeitpunkten (kurz vor dem Brand, ein Jahr sowie zwei Jahre nach dem Brand) untersucht.

Auf der **Beweidungsfläche** wurde im Mai 2001 eine Beweidungsausschlussfläche eingezäunt. Sie diente im Laufe der weiteren Untersuchungen als unbeweidete Referenzfläche. Drei Beobachtungsflächen wurden auf der Referenzfläche und drei bzw. nach einem Jahr zwei weitere Beobachtungsflächen auf der Beweidungsfläche eingerichtet. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten im Mai 2001, Mai 2002 und August 2003.

Schafe zeigen ein stark selektives Fraßverhalten. Abwechslung im Futterangebot kann dazu führen, sonst weniger gern gefressene Pflanzenarten in das Futterspektrum aufzunehmen. Die Beweidung der Schafe wirkt sich bis auf eine Verbisshöhe von 3 cm über dem Erdboden aus.

Hinsichtlich der **maschinellen Pflege** fanden die Untersuchungen auf je einer Fläche zum Mähen, zum Plaggen und zum Schoppern zuzüglich der jeweils angrenzenden Referenzflächen statt. Die einzelnen Flächen sind zwischen 0,2 und 0,4 ha groß. Auf allen drei Flächenpaaren wurden je fünf plus fünf Beobachtungsflächen angelegt. 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).

Durch das Mähen wurden alle vom Mähwerk erfassbaren, oberirdischen Pflanzenteile abgeschnitten und von der Fläche entfernt. Betroffen war zum Zeitpunkt der Mahd (im ausgehenden Winter) in erster Linie *Calluna vulgaris*. Zurück blieben die verholzten Triebe der Besenheide. Die Grasnarbe von *Deschampsia flexuosa* sowie die Moosschicht blieben bei dieser Art von Mahd unberührt. Erfahrungsgemäß regeneriert sich die Besenheide nach Mahd vor allem vegetativ.

Beim Plaggen wie auch beim Schoppern wurde der gesamte Vegetationsbestand entfernt, so dass eine Neube-

* 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".

siedlung der Flächen stattfinden musste. Allerdings setzt die Fräse beim Plaggen tiefer an als beim Schoppern. Während auf der Schopperfläche nur rund 3,28 cm (O-Horizont) abgetragen wurden, waren es auf der Plaggfläche 7,0 cm (O- und Teile des Ah-Horizontes). Beim Schoppern bleibt ein Rest der Humusdecke erhalten, die den aufkeimenden Pflanzen als Substrat dient, während nach dem Plaggen der untere Teil des Ah-Horizonts ansteht.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Kurzfristige Vegetationsentwicklung nach kontrolliertem Brennen

Das Vorkommen der einzelnen Arten und ihrer Abundanz/Dominanz ist in Tabelle 1 dargestellt. Die Tabelle ist in der Weise sortiert, dass die zeitlich aufeinander folgenden Vegetationsaufnahmen einer Beobachtungsfläche nebeneinander stehen. Die Auswertung der Veränderungen in der Vegetation wird zusammenfassend auf der Grundlage der erhobenen Daten von vier kontrollierten Bränden dargestellt. Die untersuchten Bestände im NSG „Lüneburger Heide" lassen sich den flechtenreichen Sandheiden (*Genisto-Callunetum cladonietosum*) zuordnen (*Kaiser* et al. 1997a, b). Ein z. T. hoher Anteil von *Deschampsia flexuosa* (F2 und FR2) deutet auf eine einsetzende Degeneration der Bestände und damit auf einen Übergang zur Drahtschmielen-Derivatgesellschaft der Ginster-Besenheide-Gesellschaften (Dg. *Deschampsia flexuosa*-[*Genistion-pilosae*]) hin (*Kaiser* et al. 1997a, b). Die Bestände im „Neustädter Moor" weisen Arten sowohl der Moorheidegesellschaften (*Oxycocco-Ericion tetralicis*) als auch der Glockenheide-Feuchtheidegesellschaften (*Ericion tetralicis*) auf. Sie stehen teilweise im Kontakt zu Untereinheiten der Hochmoorbultgesellschaft (*Erico-Sphagnetum magellanici*) und zum Glockenheide-Anmoor (*Ericetum tetralicis*) sowie zu Degenerationsstadien der *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Gesellschaft und zeigen z. T. auch Übergänge zum Birkenbruch (*Betuletum pubescentis*) (*Pott* 1992).

Vor dem kontrollierten Brennen wurden die Rote Liste Arten (Niedersächsisches Flachland) *Ptilidium ciliare* (RL V), *Genista anglica* (RL 3F), *Vaccinium uliginosum* (RL 3) und *Nardus stricta* ([RL 3]) vorgefunden. Sie alle sind typische Arten für Sand- bzw. Moorheiden. Nach Durchführung der Maßnahme konnte *Ptilidium ciliare* nicht wieder gefunden werden. Das Fehlen dieser Art kann nicht eindeutig geklärt werden, da ein Ausfallen dieser Art auch auf Referenzflächen beobachtet werden konnte (s. Kapitel 3.3). Ob und ggfs. nach welchem Zeitraum Regeneration über Diasporen erfolgt, muss offen bleiben. *Genista anglica* scheint von der Pflegemaßnahme zu profitieren, da eine Zunahme von Deckungswert 1 auf 2a festgestellt werden konnte. Die gleiche Beobachtung machte auch *Hansen* (1964). Die Auswertung einer Artenliste (hier nicht im Einzelnen dargestellt) für die Fläche F2 im NSG „Lüneburger Heide" zeigt den Verlust der beiden Flechten *Cladonia ciliata* (RL 3) und *Cetraria aculeata* (RL 3).

Arten, die auf den Brandflächen nach dem kontrollierten Brennen abgestorben sind bzw. im Untersuchungszeitraum nicht wieder gefunden wurden, sind *Cladonia arbuscula, Cladonia borealis, Cladonia coccifera, Cladonia coniocraea, Cladonia furcata* und *Cladonia gracilis*. Bis auf *Cladonia coniocraea*, eine Art, die sehr häufig an Wegrändern und Stammbasen von Bäumen zu finden ist, handelt es sich hierbei um heidetypische Arten. Ihr Verlust ist negativ zu bewerten, wenn sie auch in den kommenden Jahren nicht wieder in die Fläche einwandern. Junge Waldkiefern sind über Feuer letal zu schädigen (F1), ein nachhaltiges Zurückdrängen des Birkenaufwuchses im „Neustädter Moor" (DF1 und DF2) gelang hingegen nicht. Neue Arten, die auf den Brandflächen gefunden wurden, sind das Moos *Ceratodon purpureus* sowie die Gefäßpflanzen *Rumex acetosella* und *Galium saxatile*. *Ceratodon purpureus* kann als Störzeiger angesehen werden, während *Rumex acetosella* als Pionierart anzusehen ist.

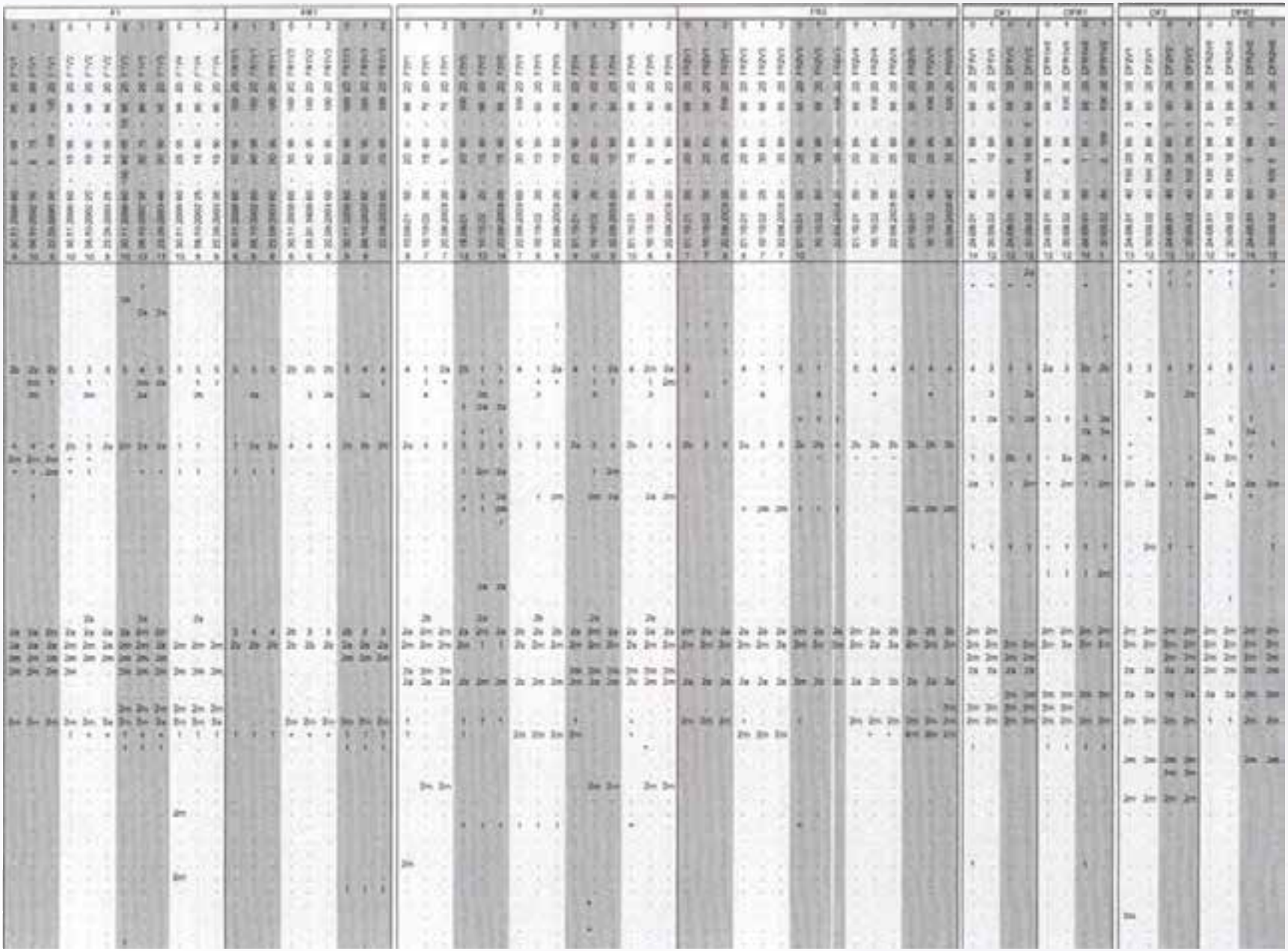
Ferner kommt es zu Verschiebungen in der Dominanz einiger Arten auf den gebrannten Flächen. Auffällig ist die Zunahme der Deckungsanteile von *Deschampsia flexuosa* von Deckung 2a bis hin zu Deckung 4 in den ersten beiden Jahren nach dem Brand. Es konnte aber auch eine Abnahme im dritten Jahr von 3 nach 2a auf der Fläche F1V2, von 1 nach „nicht mehr vorhanden" auf der Fläche F1V4 und auf der Fläche F2V1 von 4 nach 3 beobachtet werden. Die Zunahme der Deckung von *Deschampsia flexuosa* unmittelbar nach einem Brand ist ein häufig beobachtetes Phänomen (*Hansen* 1964, *Kaiser & Stubbe* 2004). Ebenfalls ist bekannt, dass mittelfristig gesehen die Deckung auch wieder stark abnehmen kann (*Lindemann* 1993). So gesehen, kann die vorübergehende Zunahme in der Dominanz der Drahtschmiele toleriert werden.

Die unmittelbare Abnahme des Deckungsgrads der Besenheide nach einem Brand wird durch den Verjüngungseffekt langfristig mehr als nur kompensiert. Dies zeigt z. B. der kräftige Stockausschlag von *Calluna vulgaris* nach dem Brand auf der Fläche F1, wo im dritten Jahr nach Durchführung der Maßnahme bereits wieder eine Deckung von über 75 % erreicht wird. Noch günstiger ist das Aufkommen von *Calluna*-Keimlingen im zweiten und dritten Jahr auf allen Brandflächen in der Lüneburger Heide zu bewerten. Eine generative Verjüngung ist ausdrückliches Ziel der Pflegemaßnahme. Sie fördert heterogene Altersstrukturen (vgl. *Whittaker & Gimingham* 1962, *Hansen* 1964, *Gimingham* 1972). Auf den Referenzflächen ist dies nicht zu beobachten. Die Entwicklung dieser Flächen zeigt ein Voranschreiten der Sukzession an. Eine generative Verjüngung auf den Brandflächen in der Diepholzer Moorniederung konnte bis jetzt noch nicht beobachtet werden, was aber durchaus zu erwarten ist. Hier fanden bis jetzt auch nur Untersuchungen ein Jahr nach dem Brennen statt.

Eine Zunahme in der Deckung von *Nardus stricta* auf den Flächen im Neustädter Moor kann nicht als Effekt der Maßnahme gewertet werden, da sie auch auf den Referenzflächen beobachtet wurde. Eine Abnahme in der Deckung von *Carex pilulifera* ist als indifferent zu werten. Auf die Deckung von *Molinia caerulea* hat das kontrollierte Brennen nur geringe Auswirkungen gezeigt. Der Rückgang von *Cladonia portentosa* und *Cladonia macilenta* ssp. *floerkeana* im ersten Jahr ist auf die Schädigung durch das Feuer zurück zu führen. Im zweiten und dritten Jahr bleibt die Deckung konstant. Hierbei muss das langsame Wachstum der Flechten berücksichtigt werden.

Der Rückgang der Moose *Hypnum cupressiforme, Dicranum scoparium* und

Tab.1: Vegetationsaufnahmen auf Brand- und Referenzflächen in der Lüneburger Heide (F1 = Brand 16.01.01, FR1 = Referenzfl. zu F1, F2 = Brand am 18.10.01, FR2 = Referenzfl. zu F2) und im Neustädter Moor (DF1 = Brand am 15.02.02, DFR1 = Referenzfl. zu DF1, DF2 = Brand am 14.02.02, DFR2 = Referenzfl. zu DF2) zu unterschiedlichen Zeitpunkten: 0 = vor dem Brennen, 1 = ein Jahr nach dem Brennen, 2 = zwei Jahre nach dem Brennen.



Campylopus introflexus ist, obwohl diese Arten typisch für Heiden sind, positiv zu bewerten, da sie mächtige Polster bilden können, die eine Verjüngung der Besenheide unterdrücken und die Vermehrung des Heideblattkäfers fördern. Durch das punktuelle Verbrennen der Moospolster, wie es bei *T. Niemeyer* et al. (2004) beschrieben wird, werden Bereiche geschaffen, in denen sich *Calluna vulgaris* generativ gut verjüngen kann.

Auf den Referenzflächen verringerte sich die Deckung von *Calluna vulgaris* fast durchgängig aufgrund einer Massenvermehrung des Heideblattkäfers im Sommer 2002. Dies hatte einen Anstieg der Deckung von *Deschampsia flexuosa* in den Jahren 2002 und 2003 auf diesen Flächen zur Folge. Auf allen untersuchten Referenzflächen wurden insgesamt nur zwei Keimlinge von *Calluna vulgaris* gefunden.

3.2 Kurzfristige Vegetationsentwicklung nach Ausschluss von Beweidung

Die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen sind in Tabelle 2 dargestellt. Die Daten der Referenzfläche sind zur besseren Unterscheidung grau unterlegt.

Die Vegetation auf den Untersuchungsflächen entspricht auf Assoziationsebene der typischen Sandheide (*Genisto-Callunetum*), charakterisiert durch die Besenheide *Calluna vulgaris*. Die im Untersuchungsgebiet häufig anzutreffende Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) würde die Krähenbeere-Sandheide (*Genisto-Callunetum, Empetrum nigrum*-Rasse) charakterisieren. Diese bildet fast immer nur kleine Flecken innerhalb von anderen Vegetationstypen (*Kaiser* et al. 1997a, b).

Im Mai 2001 weisen die Aufnahmen auf der zu diesem Zeitpunkt noch ganz beweideten Fläche eine relativ artenarme Gesellschaft aus (6–9 Arten). In allen Aufnahmeflächen liegt kein Baumjungwuchs vor. *Calluna vulgaris* dominiert die Fläche und erreicht in jeder Aufnahme den Deckungswert 5 (eine Ausnahme mit Deckungswert 4). Die Deckung in der Krautschicht durch *Calluna vulgaris* liegt zwischen 75 und 85 %. *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) erreicht nur Werte von 2m. Die Kryptogamen *Hypnum cupressiforme, Dicranum scoparium* und *Pleurozium schreberi* sind begleitend in allen Aufnahmeflächen zu finden. *Hypnum cupressiforme* mit einem Deckungswert von 5 bzw. 4 ist in allen Aufnahmen am häufigsten vertreten. *Dicranum scoparium* und *Pleurozium schreberi* wurden auf den Referenzflächen durchgehend mit 2m aufgenommen. Rentier- und Becherflechten wurden in diesen ersten Vegetationsaufnahmen noch nicht unterschieden. Sie wurden als *Cladonia* spec. erfasst.

Mockenhaupt (2003) ermittelte auf einigen ihrer Untersuchungsflächen, die im Bereich des hier beobachteten Beweidungsgebiets lagen, eine durchschnittliche *Calluna*-Bestandshöhe von 20 bis 30 cm. Dies entspricht den Durchschnittshöhen auf den beweideten Aufnahmeflächen, die seit Beginn dieses Versuchs annähernd gleich geblieben sind. Auf der unbeweideten Referenzfläche wurde der Bestand seit zwei Jahren nicht mehr verbissen und die Durchschnittshöhe betrug im Mai 2002 nun 30 bis 35 cm.

Nach zwei Jahren lag der Deckungsgrad der Vegetation auf allen Beobachtungsflächen bei 100 %. Der durchschnittliche Deckungsgrad von *Calluna vulgaris* betrug auf den Referenzflächen über 90 % (2002: 80–90 %). Das Vorkommen von *Deschampsia flexuosa* auf der Beweidungsfläche wurde über zwei Jahre durchgehend mit dem Deckungswert 2m erfasst. Auf zwei der drei Referenzflächen wurde nach zwei Jahren eine Zunahme der Drahtschmiele beobachtet (Deckungswert 2a).

Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) wurden auf den Referenzflächen häufiger. Wurden sie noch im Mai 2001 mit 1/1/2m (Heidelbeere) und –/+/1 (Krähenbeere) aufgenommen, so zeigten sich im Mai 2003 durchgehend Deckungswerte von 2m (Heidelbeere) und 1 (Krähenbeere).

Die Artenzahlen in den Vegetationsaufnahmen der Referenzfläche haben unter Beweidungsausschluss zugenommen. Nun finden sich zwischen 10 und 12 Pflanzenarten in den Referenzflächen. *Molinia caerulea* (Pfeifengras) findet sich zum ersten Mal im Mai 2002 auf einer Aufnahmefläche mit einem Deckungswert von 1. Ein Jahr später konnte *Molinia* schon mit einem Wert von 2m aufgenommen werden. Ähnliches gilt für die Pillen-Segge *Carex pilulifera*, welche im Mai 2002 mit dem Deckungswert +, ein Jahr später schon mit 1 aufgenommen wurde. *Pohlia nutans* wurde nur 2002 auf zwei Referenzflächen mit einem Deckungswert von 2m gefunden. Im Mai 2003 konnte die Art nicht mehr auf diesen Flächen nachgewiesen werden.

Mit *Ptilidium ciliare* konnte auf zwei Referenzflächen im Mai 2003 erstmals eine gefährdete Art (*Koperski* et al. 2000) aufgenommen werden.

Deutlich ist auf den Referenzflächen die Zunahme von Strauchflechten der Gattung *Cladonia* nach dem Beweidungsausschluss zu beobachten. Die Vegetationsbeschreibungen der Untersuchungsplots im Gebiet um das Exclosure von *Mockenhaupt* (2003) zeigen deutlich in diesem Bereich des Beweidungsgebiets ein geringes Flechtenvorkommen. Im Mai 2001 wurden auf der Referenzfläche nur in einer Vegetationsaufnahme Rentier- und Becherflechten gefunden. Zwei Jahre später sind in allen Beobachtungsflächen auf der Referenzfläche Strauchflechten mit Deckungswerten zwischen + und 2m vorhanden.

Um letztendlich gesicherte Aussagen über Veränderungen in der Vegetation durch Ausschluss der Beweidung zu erhalten, wäre die Einrichtung weiterer Beobachtungsflächen über einen längeren Untersuchungszeitraum wünschenswert.

3.3 Kurzfristige Vegetationsentwicklung nach maschinellen Pflegeverfahren

Die Pflanzengesellschaft der Mahd- und der Schopperfläche, wie sie vor den Pflegeeingriffen anzutreffen war, ist dem *Genisto-Callunetum cladonietosum* (flechtenreiche Sandheide) zuzuordnen (*Kaiser* et al. 1997a, b). Diese auf trockenen, sehr armen Sandböden wachsende Gesellschaft lässt sich durch das Vorkommen von Rentierflechten (*Cladonia* spec.), sowie dem Wimpermoos (*Ptilidium ciliare*) von anderen Heiden abgrenzen (ebd.). Die Vegetation der Plaggfläche verfügte zwar auch über diese Trennarten, zeigte aber darüber hinaus Elemente der feuchten Sandheide (*Genisto-Callunetum* Variante mit *Molinia*). Das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) war dort mit hoher Stetigkeit und Deckungswerten um 3 vertreten. Diese Fläche war aufgrund anlehmiger Sande

Tab. 2: Vegetationsaufnahmen auf den Untersuchungsflächen zu Beginn der Untersuchungen, nach einem Jahr (a) und nach zwei Jahren (b); die Daten der Aufnahmeflächen auf der unbeweideten Referenzfläche sind grau hinterlegt.

Fläche	BRV4	BRV2	BRV3	BV1	BV2	BV3	BRV1	BV4	BRV4a	BRV2a	BRV3a	BV5a	BV6a	BV7a	BV8a	BV9a	BRV4b	BRV2b	BRV3b	BV5b	BV6b	BV7b	BV8b	BV9b
Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahmefläche [m²]	20	20	20	20	20	20	7	7	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Deckung Gesamt [%]	95	100	95	100	95	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Deckung S [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
Deckung K [%]	75	80	85	80	80	80	90	100	85	85	90	80	80	85	90	90	90	90	95	80	85	85	85	90
Deckung M [%]	90	90	90	90	90	90	90	95	90	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95
Bestandshöhe K max. [cm]	-	-	-	-	-	-	-	-	55	55	50	45	55	50	50	50	60	60	50	45	55	45	45	50
Bestandshöhe K Ø [cm]							10	15	20	25	30	20	20	25	25	25	30	35	30	25	20	20	25	25
Datum	02.04.2001	24.04.2001	25.04.2001	25.04.2001	02.05.2001	02.05.2001	24.04.2001	02.05.2001	22.05.2002	22.05.2002	22.05.2002	22.05.2002	22.05.2002	22.05.2002	22.05.2002	22.05.2002	23.08.2003	23.08.2003	23.08.2003	23.08.2003	23.08.2003	23.08.2003	23.08.2003	23.08.2003
Artenzahl	7	8	9	9	9	7	8	6	12	9	12	11	10	9	7	9	12	11	10	10	10	9	8	9
Calluna vulgaris	4	5	5	5	5	5	+	+	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Deschampsia flexuosa	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2a		2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2a	2a	2m	2m	2m	2m	2m	2m
Erica tetralix	2m	+	1	+	r			1	2m	+	1	1	1	1	+		2m		1	1	1	1	+	
Vaccinium myrtillus	1	1	2m	+	1	+	1	1	2m	2m	2m	2m	2m	1	r	1	2m	2m	2m	2m	2m	1	+	1
Empetrum nigrum		+	1	2m	2m		5		+	1	1	1				+	1	1	1	1				+
Molinia caerulea										1								2m						
Nardus stricta								5						1								1		
Carex pilulifera						1			+			+					1			r				
Carex nigra													1								1			
Hypnum cupressiforme	5	5	5	4	4	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Dicranum scoparium	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m
Pleurozium schreberi	2m	2m	2m	2a	2a	2m	2m		2a	2a	2m	2a	2m	2m	2a	2m	2a	2a	2a	2a	2m	2m	2a	2m
Leucobryum glaucum					1				1		2m	2m		2m					2m	2m		2m		
Dicranum polysetum						+				+														
Pohlia nutans									2m		2m												2m	
Ptilidium ciliare												2m	2m			2m	2m	1		2m	2m			2m
Cladonia (Rentierflechte)			2m	1			2m		1		1		1			2m	2m	1	1		1			2m
Cladonia (Becherflechte)											1						1	+						

im Untergrund etwas staufeucht. Die Artenzahlen waren bei den ersten Aufnahmen im Jahr 2001 recht gering (zwischen 8 und 16), wobei ein Schwerpunkt auf den Moosen zu erkennen war.

Direkter Effekt der **Mahd** war der Deckungsrückgang von *Calluna vulgaris* (von 5 auf 1) (s. Tab. 3). Die Besenheide verjüngte sich nach der Mahd in erster Linie vegetativ, vereinzelt auch generativ, insgesamt aber eher spärlich (ein Jahr nach Mahd Deckung 1; im zweiten Jahr 1–2m). Eigenen Beobachtungen zufolge fand die Verjüngung auf der untersuchten Fläche allerdings langsamer und spärlicher statt als auf anderen gemähten Flächen. Mögliche Ursachen hierfür könnten eine verminderte Vitalität von *Calluna*, eine zu starke Vergrasung und Vermoosung der Fläche sowie ein zu mächtiger O-Horizont sein.

Ein weiterer Deckungsrückgang war bei den Moosen festzustellen. Besonders auffällig war dieser bei *Hypnum cupressiforme*, da sich diese Art mit Deckung 3–4 wie ein Teppich zwischen den *Calluna*-Sträuchern ausgebreitet hatte. Nach der Mahd verlor dieses Moos sichtlich an Vitalität und starb stellenweise ab, so dass *Hypnum* ein Jahr nach der Mahd nur mehr mit 2b bis 3 deckte. Nach zwei Jahren wurde ein weiterer Rückgang auf 2a dokumentiert. Auch andere Moose gingen in ihrer Deckung zurück, z. B. *Pleurozium schreberi*, oder konnten nach der Mahd gar nicht mehr nachgewiesen werden, z. B. *Brachythecium rutabulum*.

Die einzigen auf der Mahdfläche vorkommenden, gefährdeten Arten waren die Flechte *Cladonia rangiformis* (RL 3, *Wirth* et al. 1996), die allerdings nur mit einem Exemplar und nur mit Unsicherheit determiniert werden konnte, und das Moos *Ptilidium ciliare*. Dies ist ein heidetypisches Moos, das in die Kategorie „V" (zurückgehend, Vorwarnliste) eingestuft ist (*Koperski* et al. 2000). Dieses Moos, das vor der Mahd in allen fünf Beobachtungsflächen vorzufinden war, fand sich nach der Mahd nur noch in einer der fünf Flächen. Ob dieser Rückgang auf die Mahd zurückzuführen ist, lässt sich nicht eindeutig sagen, da auf der Referenzfläche derselbe Effekt zu beobachten war (Erstaufnahme: *Ptilidium* in allen fünf Aufnahmeflächen; Zweitaufnahme: *Ptilidium* nicht mehr feststellbar).

Im Sommer nach der Mahd fand im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps" eine Heideblattkäfer-Kalamität statt, infolge derer fast der gesamte Besenheidebestand der Mahdreferenzfläche (dies gilt auch für die meisten anderen Untersuchungsflächen) abstarb. In Anbetracht dessen ist nicht eindeutig klärbar, ob der Rückgang von *Ptilidium* veränderten Licht- und Feuchtigkeitsverhältnissen, einerseits verursacht durch die Mahd, andererseits verursacht durch

Tab. 3: Vegetationsaufnahmen auf der Mahd- und der Mahdreferenzfläche vor, ein Jahr nach (*) und zwei Jahre nach der Mahd (** nur Mahdfläche).

	vor dem Mähen					nach 1 Jahr					nach 2 Jahren					Referenz vor d. Mähen					Referenz nach 1 Jahr				
Fläche	MRV1	MRV2	MRV3	MRV4	MRV5	MRV1*	MRV2*	MRV3*	MRV4*	MRV5*	MRV1**	MRV2**	MRV3**	MRV4**	MRV5**	MRR1	MRR2	MRR3	MRR4	MRR5	MRR1*	MRR2*	MRR3*	MRR4*	MRR5*
Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Aufnahmefläche [m²]	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Deckung Gesamt [%]	100	100	100	100	100	65	55	60	70	75	65	40	40	50	70	100	100	100	100	100	99	100	100	95	100
Deckung K [%]	90	95	95	95	95	45	35	40	50	65	55	30	30	40	45	95	90	95	98	98	75	75	75	75	95
Deckung M [%]	85	60	65	55	70	25	25	30	30	30	15	10	10	10	10	65	45	70	55	55	65	45	70	60	55
Deckung Calluna lebend [%]	75	80	80	85	80	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2	2	2	2	95	75	80	65	80	5	<5	5	<5	<5
Deckung Calluna tot [%]	-	-	-	-	-	<5	<5	<5	<5	<5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50	40	50	40	50
Bestandshöhe Calluna [cm]	60	60	60	70	80	10	10	10	15	25	10	25	25	50	25	60	60	60	60	60	65	65	65	65	65
Datum	25.05.2001	25.05.2001	25.05.2001	25.05.2001	25.05.2001	03.10.2002	03.10.2002	03.10.2002	03.10.2002	03.10.2002	25.05.2001	25.05.2001	25.05.2001	25.05.2001	25.05.2001	24.08.2001	24.08.2001	24.08.2001	24.08.2001	24.08.2001	03.10.2002	03.10.2002	03.10.2002	03.10.2002	03.10.2002
Artenzahl	11	11	14	11	11	10	8	11	9	11	10	8	9	9	9	12	12	12	11	12	12	11	12	11	12
Krautschicht																									
Calluna vulgaris	4	5	5	5	5	1	1	1	1	1	1	2m	2m	2m	1	5	4	5	4	5	2a	1	2a	1	1
Deschampsia flexuosa	2a	2a	2a	2a	2a	3	3	3	3	4	3	2b	2b	3	4	2a	2a	2a	2b	2a	4	4	4	4	4
Carex pilulifera	-	-	+	r	-	-	-	+	+	+	r	r	+	+	1	r	-	1	-	r	r	-	1	r	1
Vaccinium myrtillus	1	-	-	-	-	2a	-	-	-	-	2a	-	-	-	-	r	r	-	-	1	r	r	-	-	1
Gehölze juv.																									
Pinus sylvestris juv.	-	-	-	-	-	-	r	r	r	-	-	-	r	r	r	-	-	-	-	-	-	-	r	-	r
Quercus robur juv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	-	-	-	-	-	-	-
Moose																									
Hypnum cupressiforme s.l.	4	3	4	3	4	2m	2m	3	3	3	2a	2a	2a	2a	2a	4	2b	4	3	3	4	2b	4	3	3
Dicranum scoparium	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m
Pleurozium schreberi	2m	2m	2m	2m	2m	2m	1	2m	2m	1	1	1	1	-	-	1	2a	2m	2m	2m	2m	2a	2m	2a	2m
Campylopus flexuosus	2m	-	2m	2m	2m	-	-	2m	-	2m	-	-	-	-	-	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	-
Ptilidium ciliare	2m	2m	2m	2m	2m	2m	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2m	2m	2m	2m	2m	-	-	-	-	-
Dicranum polysetum	2m	2m	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	1	-	1
Cephaloziella divaricata	-	1	1	-	2m	-	-	1	-	2m	-	-	-	-	-	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r
Polytrichum formosum	-	-	-	-	2m	-	-	-	-	+	-	-	-	+	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Lophocolea bidentata	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2m
Brachythecium rutabulum	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pohlia nutans	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Rhytidiadelphus squarrosus	r	r	r	+	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flechten																									
Cladonia spec.	2m	2a	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m
Cl. pyxidata ssp. chlorophaea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cl. portentosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cl. macilenta ssp. macilenta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	-	x	-	x	x	-
Cl. macilenta ssp. floerkeana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-
Cl. cf. rangiformis	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

x = vorhanden ohne Deckungsangabe

das massenhafte Absterben von *Calluna vulgaris* aufgrund des Käferfraßes, zuzuschreiben ist, oder ob die Rückgangstendenz unabhängig von diesen Ereignissen ihre Ursachen hat.

Im Gegenzug gewannen nach der Mahd *Deschampsia flexuosa* (von Deckung 2a auf 3 (4)) und in geringerem Maße auch *Carex pilulifera* und *Vaccinium myrtillus* an Ausdehnung. Neu in Erscheinung traten ein Jahr nach der Mahd Keimlinge von *Pinus sylvestris* (in drei von fünf Dauerbeobachtungsflächen). Während *Carex pilulifera* im zweiten Jahr weiter expandierte, entwickelte sich der Bestand von *Deschampsia* etwas rückläufig.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Mahd zwar nur in die Krautschicht (in erster Linie *Calluna vulgaris*) direkt eingriff, was einen Rückgang der Gesamt- und der Krautschichtdeckung zur Folge hatte, indirekt aber durch eine Veränderung der Licht- und Feuchtigkeitsverhältnisse – und möglicherweise durch das Befahren der Fläche – auch auf die Moosschicht wirkte, die ebenfalls in ihrer Deckung rückläufig war. Eine Auflockerung der Moosschicht ist positiv zu bewerten, auch wenn es sich um heidetypische Moose handelt, da sich durch das Freilegen von Boden die Keimungschancen für *Calluna* erhöhen. Andererseits erhöhen sich auch die Keimungschancen für Gehölze, was negativ zu bewerten ist, da eine Verbuschung bei der Zielsetzung Heideerhaltung durch Folgemaßnahmen unterbunden werden muss. Eine räumliche Ausdehnung der Gräser nach der Mahd ist nicht erwünscht, aber tolerierbar, wenn in den Folgejahren die Verjüngung von *Calluna* wieder an Dominanz gewinnt, was normalerweise nach einer Mahd zu erwarten ist. Ob diese Entwicklung speziell auf der untersuchten Mahdfläche so stattfinden wird, lässt sich momentan noch nicht beurteilen. Mögliche Gründe für die zögerliche Verjüngung wurden genannt.

Aufgrund der Käfer-Kalamität änderten sich auch auf der Mahdreferenzfläche die Deckungsanteile von *Calluna vulgaris* (von 4–5 auf 1–2a) und von *Deschampsia flexuosa* (von 2a auf 4). Die Moosschicht blieb von diesem Ereignis unbeeinträchtigt (mögliche Ausnahme *Ptilidium ciliare* s. o.). Auffällig ist, dass sich *Deschampsia flexuosa* auf der Mahdreferenzfläche (nach Käferfraß) stärker ausbreiten konnte (von 2a [2b] auf 4) als auf der Mahdfläche (nach Mahd: von 2a auf 3 [4]). Ergebnisse einer Diplomarbeit zeigten, dass die Kohlenstoff/Nährelementverhältnisse in *Deschampsia flexuosa* für die Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor auf einer gemähten Fläche signifikant weiter waren als auf einer nicht gemähten Referenzfläche (*Jirjahn* 2003, *Jirjahn* et al. 2004). Das heißt, dass *Deschampsia* nach der Mahd mit den genannten Elementen schlechter versorgt war als auf der Referenzfläche. Die Nährstoffgehalte (Kalium, Calcium, Magnesium und Phosphor) lagen in *Deschampsia* auf der gemähten Fläche um 20 % unter denen auf der unbehandelten Vergleichsfläche. Die Gehalte in *Calluna* blieben jedoch annähernd die gleichen (ebd.). Dies legt den Schluss nahe, dass *Deschampsia* auf der Maßnahmenfläche durch die Mahd schlechter gestellt ist als die Gräser auf der Referenzfläche und sich möglicherweise daraus die unterschiedliche Deckungsentwicklung erklären lässt.

Da durch das **Plaggen** der gesamte Vegetationsbestand beseitigt wurde, war eine Wiederbesiedlung der Fläche nur durch Keimung aus Samen möglich. Als erstes war eine Keimung von *Calluna* auf Bereichen zu beobachten, die noch Reste eines O-Horizonts aufwiesen. Es ist bekannt, dass sich die Samenbank von *Calluna* auf die obersten 5 cm des Bodens konzentriert (*Putwain & Gillham* 1990), aber sich durchaus in größeren Tiefen bis hin zum Bh-Horizont noch ausreichend Samen befinden, um eine Wiederbesiedlung einzuleiten (*Werger* et al. 1985). Im Laufe des Sommers keimte die Besenheide aber dann auch auf dem Ah-Horizont. Im September nach dem Plaggen, zur Zeit der Wiederholungsaufnahmen, deckte der gesamte Vegetationsbestand noch weniger als 5 % und wies durchschnittlich sechs Arten auf (s. Tab. 4). Moose hatten sich noch nicht etabliert. An Gefäßpflanzen fanden sich *Calluna*-Keimlinge auf ca. 1 % der Fläche, mit mehr als 50 Individuen auf 20 m² (Deckung 2m) und einer durchschnittlichen Wuchshöhe von 2 cm; des weiteren *Deschampsia flexuosa* (+ bis 1), *Molinia caerulea* (2m), *Carex pilulifera* (r bis 1) und *Rumex acetosella* (einmal mit +). Neben diesen heidetypischen Arten keimten aber auch Störzeiger wie *Digitalis purpurea* (zweimal mit +) und in allen Aufnahmen *Pinus sylvestris* (+ (1)). Im zweiten Jahr stieg die Deckung von *Calluna*, die inzwischen eine Höhe von 20 cm erreicht hatte, auf 5–7 % an. *Carex pilulifera* kümmerte und verschwand auf drei von vier Flächen. Auch *Digitalis* war im zweiten Jahr nicht mehr aufzufinden. Dagegen konnten die ersten Moose (*Dicranum scoparium*) und Flechten (*Cladonia* spec.) in die Fläche einwandern. Einzige gefährdete Art, die mit dem Pflegeeingriff entfernt wurde, war das Moos *Ptilidium ciliare* (*Koperski* et al. 2000).

Obwohl durch das Plaggen der gesamte Vegetationsbestand zerstört wurde, ist dieses Zurücksetzen des Systems auf den Nullzustand positiv zu bewerten, da sich dadurch die Entwicklungsbedingungen für *Calluna* verbessert haben. Die vorher stark mit *Molinia caerulea* vergraste und mit Moospolstern überzogene Fläche war nach dem Plaggen in einem Zustand, in dem *Calluna* gute Regenerationsmöglichkeiten hatte. In der ersten Vegetationsperiode nach dem Plaggen waren zwar noch keine Unterschiede in der Deckung von *Calluna* und *Molinia* feststellbar – auch *Deschampsia flexuosa* und *Carex pilulifera* konnten auflaufen –, doch bereits im zweiten Jahr dominierte *Calluna* gegenüber *Molinia*.

Die Folgen der Heideblattkäferkalamität waren auf der Plagg-Referenzfläche vergleichsweise gering. Im Oktober befanden sich zwar einige abgestorbene *Calluna*-Pflanzen (bzw. -teile) auf der Referenzfläche. Die toten Anteile deckten aber weniger als 5 % der Fläche. Die Vegetationszusammensetzung auf der Referenzfläche blieb annähernd konstant (bis auf eine Deckungszunahme von *Deschampsia flexuosa* [auf vier von fünf Dauerbeobachtungsflächen um eine Deckungsklasse] und eine leichte Deckungsabnahme von *Molinia caerulea* [auf zwei Flächen von 2b auf 2a]). Im zweiten Jahr zeigte sich eine Deckungszunahme von *Molinia* bei gleichzeitigem Rückgang von Moosarten und Flechten. So konnten beispielsweise weder *Ptilidium ciliare* noch *Dicranum polysetum* mehr aufgefunden werden.

Die Deckung der Moosschicht hingegen vergrößerte sich. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Bestand der Referenzfläche während der zwei Jahre

Tab. 4: Vegetationsaufnahmen auf der Plagg- und der Plaggreferenzfläche vor, ein Jahr nach (*) und zwei Jahre nach dem Plaggen (**).

	vor dem Plaggen					nach 1 Jahr				nach 2 Jahren				Referenz vor d. Plaggen					Referenz nach 1 Jahr					Referenz nach 2 Jahren				
Fläche	P2V1	P2V2	P2V3	P2V4	P2V5	P2V1*	P2V2*	P2V4*	P2V5*	P2V1**	P2V2**	P2V4**	P2V5**	PR2V1	PR2V2	PR2V3	PR2V4	PR2V5	PR2V1*	PR2V2*	PR2V3*	PR2V4*	PR2V5*	PR2V1**	PR2V2**	PR2V3**	PR2V4**	PR2V5**
Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Aufnahmefläche [m²]	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Deckung Gesamt [%]	100	100	100	100	100	<5	<5	<5	<5	12	10	10	10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Deckung K [%]	99	99	98	99	95	<5	<5	<5	<5	9	7	7	7	98	99	99	99	98	100	100	100	100	100	100	98	98	98	98
Deckung M [%]	50	60	70	65	50	0	0	0	0	1	3	2	3	60	65	65	70	75	70	70	65	70	75	70	65	70	80	85
Deckung Calluna lebend [%]	50	50	45	45	40	1	1	1	1	7	5	5	5	40	45	45	40	45	35	35	35	30	30	40	35	35	35	35
Deckung Calluna tot [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Bestandshöhe Calluna [cm]	70	50	60	60	50	2	2	2	2	20	20	20	20	50	50	50	50	50	60	55	55	60	55	60	60	60	60	60
Datum	02.10.01	09.10.01	09.10.01	09.10.01	09.10.01	06.10.02	27.10.02	27.08.02	27.09.02	15.10.03	15.10.03	15.10.03	15.10.03	01.10.01	01.10.01	01.10.01	01.10.01	01.10.01	11.10.02	11.10.02	11.10.02	11.10.02	11.10.02	15.10.03	15.10.03	15.10.03	15.10.03	15.10.03
Artenzahl	10	11	12	11	9	7	6	5	5	7	8	6	6	9	8	10	16	13	10	9	9	14	15	6	7	8	14	12
Krautschicht																												
Calluna vulgaris	3	3	3	3	3	2m	2m	2m	2m	2a	2a	2a	2a	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Molinia caerulea s. str.	3	3	3	3	2b	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	3	3	3	2b	2b	3	3	3	2a	2a	3	4	4	2b	2a
Deschampsia flexuosa	2a	2a	2a	2a	3	1	1	+	+		1	+	+	2b	2b	2b	3	3	2b	3	3	4	4	2b	3	3	4	4
Carex pilulifera				.	1	+	+	1	r	+		.	.	.	1	+	1	1	r	1	+	1	1	+	1	+	1	1
Rumex acetosella s.l.				.	.	+		.	.	+	+	.	.	.	.	.	1		.	.	.	1	1	.	.	.	1	1
Agrostis capillaris		2m	2m	.	.			.	.			.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	2m	2m	.	.	.	2m	2m
Luzula multiflora s. str.				.	.			.	.			.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	+	r	.	.	.	+	r
Digitalis purpurea juv.				.	.	+	+	.	.			.	.	.	.	.			.	.	.			.	.	.		
Vaccinium myrtillus	1			.	.			.	.			.	.	.	.	.			.	.	.			.	.	.		
Epilobium angustifolium			+	.	.			.	.			.	.	.	.	.			.	.	.			.	.	.		
Gehölze juv.																												
Pinus sylvestris juv.				.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia juv.		+		.	.			.	.			.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Moose																												
Hypnum cupressiforme s.l.	3	3	4	4	3	.	.	.	.					4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	5
Dicranum scoparium	2m	2a	2m		2a	.	.	.	.	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2a	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m
Pleurozium schreberi	2m	2m	2m	2m	2m	.	.	.	.							2m	2m	2m	2m			2m	2m	.	.		2m	2a
Campylopus flexuosus	2m	2m	2m	2m	2m	.	.	.	.					2m	2m	2m	2m		2m	2m		2m		.	.		2m	
Brachythecium rutabulum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.		2m	2m	2m		2m	2m	2m	.	.	2m	2m	2m
Lophocolea bidentata	1		1			.	.	.	.					1	.			2m	.	1	1	1	2m	.	.		1	2m
Dicranum polysetum			2a	2a		.	.	.	.						.	2m	2m		.				2m	.	.			
Ptilidium ciliare		1		1	1	.	.	.	.						.		1	1	.				1	.	.			
Cephaloziella divaricata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		.		1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum piliferum				1		.	.	.	.						.				.					.	.	.		
Flechten																												
Cladonia spec.	2m	1	2m	2m	2m	.	.	.	.	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	.	2m	1	1	
Cl. pyxidata ssp. chlorophaea	x	x	x	x	x	.	.	.	.					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.	x	x	x	
Cl. cf. coccifera				1		.	.	.	.																			

x = vorhanden ohne Deckungsangabe

stärker vergraste und an Arten verarmte.

Auch nach dem **Schoppern** war der gesamte Vegetationsbestand beseitigt und somit eine Wiederbesiedlung der Fläche nur durch Keimung aus Samen möglich. Die Keimung ging rasch und zahlreich vonstatten. Im September nach dem Pflegeeingriff waren bereits 25–30 % der Fläche wieder mit Vegetation bedeckt (s. Tab. 5). *Calluna*-Keimlinge deckten 4–(5) % der Fläche mit mehr als 50 Individuen auf 20 m² (Deckung 2m) und einer durchschnittlichen Trieblänge von 10 cm. Alle vorher vorhandenen Gefäßpflanzen liefen wieder auf, so *Deschampsia flexuosa* (2b), *Carex pilulifera* (Deckungszunahme von + auf 1), *Molinia caerulea* (Deckungszunahme von r auf +/1), *Vaccinium myrtillus* (Deckungsabnahme von 1 auf + [einmal]) und *Epilobium angustifolium* (Rückgang von zweimal [1/+] auf einmal [r] in fünf Aufnahmen). Zusätzlich fanden sich in jeder der Aufnahmen die Pionierarten *Rumex acetosella* (1 [+]) und *Pinus sylvestris* (+ [r]), in einer auch *Sorbus aucuparia*. An Moosen konnten nur zwei Arten nachgewiesen werden: *Hypnum cupressiforme* und *Dicranum scoparium*, die beide einen wenig vitalen Eindruck machten (z.T. vermutlich Reste aus dem verbliebenen O-Horizont), insgesamt aber rund 5 % Fläche deckten. Aus der Gattung *Cladonia* fanden sich zahlreiche Exemplare, allerdings nur mit Lagern und ohne Podetien. Im zweiten Jahr verzehnfachte sich der Deckungsanteil von *Calluna*, doch konnte *Deschampsia* im gleichem Maße an Raum gewinnen. Im Herbst war der Aspekt der Fläche von den Blütenständen von *Deschampsia* geprägt. Die aufgelaufenen Baumkeimlinge waren weitestgehend abgestorben, vermutlich wegen der Trockenheit im Sommer 2003. Es befanden sich weder vor noch nach dem Schoppern gefährdete Arten auf der Fläche.

Die Verjüngung von *Calluna* ist in Quantität und Qualität überaus positiv zu beurteilen. Die Keimlinge konnten teilweise schon im ersten Jahr zur Blüte kommen. Auch die Wuchshöhe ist vor allem im Vergleich zu den Keimlingen auf der Plaggfläche beachtlich. Negativ zu bewerten ist allerdings die Entwicklung von *Deschampsia*, die offensichtlich ebenso gute Startbedingungen hatte. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Ergebnisse von *Jirjahn* (2003, *Jirjahn* et al. 2004) tendenziell von Mahd- auch auf Schopperflächen übertragbar sind. Nach eigenen Analysen fand sich ein engeres C/Ca-, C/Mg- und C/P-Verhältnis in *Deschampsia* auch auf der geschopperten Fläche im Vergleich zur Referenzfläche. Für die nachgewachsene *Calluna* ist das Gegenteil der Fall. Dies deutet darauf hin, dass *Deschampsia* nach dem Schoppern in irgendeiner Weise schlechtere Wuchsbedingungen vorfindet als zuvor und dadurch in ihrer Konkurrenzkraft geschwächt wurde. Beobachtungen von Mitarbeitern des VNP zufolge geht die Vergrasung auf geschopperten Flächen nach ein paar Jahren schlagartig zurück.

Die Folgen der Heideblattkäferkalamität waren im Jahr 2002 auf der Schopperreferenzfläche erheblich. Dort war im September nach der Pflegemaßnahme kein einziges noch lebendes Exemplar von *Calluna vulgaris* mehr anzutreffen.

Tab. 5: Vegetationsaufnahmen auf der Schopper- und der Schopperreferenzfläche vor, ein Jahr nach (*) und zwei Jahre nach dem Schoppern (**).

	vor dem Schoppern					nach 1 Jahr					nach 2 Jahren					Ref. v. d. Schoppern					Referenz nach 1 Jahr					Referenz nach 2 Jahren				
Fläche	S_V1	S_V2	S_V3	S_V4	S_V5	S_V1*	S_V2*	S_V3*	S_V4*	S_V5*	S_V1**	S_V2**	S_V3**	S_V4**	S_V5**	S_2V1	S_2V2	S_2V3	S_2V4	S_2V5	S_2V1**	S_2V2**	S_2V3**	S_2V4**	S_2V5**	S_2V1***	S_2V2***	S_2V3***	S_2V4***	S_2V5***
Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Aufnahmefläche [m²]	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Deckung Gesamt [%]	100	100	100	100	100	30	25	25	30	30	90	80	75	80	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Deckung K [%]	99	98	99	98	99	25	25	20	25	25	89	79	74	84	79	98	97	100	99	95	98	96	100	99	95	98	96	100	99	95
Deckung M [%]	65	65	60	50	30	5	<5	5	5	5	2	2	2	2	2	70	70	70	65	70	70	70	70	65	70	70	70	70	65	70
Deckung Calluna lebend [%]	40	35	30	35	30	4	4	4	4	5	40	45	50	45	40	40	35	30	50	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Deckung Calluna tot [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Bestandshöhe Calluna [cm]	60	60	60	50	60	10	10	10	10	8	25	25	25	25	25	50	40	50	50	50	50	40	50	50	50	50	40	50	50	50
Datum	0_0=1	0_0=1	0_0=1	0_0=1	0_0=1	0_0=2	0_0=2	0_0=2	0_0=2	0_0=2	0_0=3	0_0=3	0_0=3	0_0=3	0_0=3	0_0	0_0	0_0=1	0_0	0_0	0_0=2	0_0=2	0_0=2	0_0=2	0_0=2	0_0=2	0_0=3	0_0=3	0_0=3	0_0=3	0_0=3
Artenzahl	8	8	12	12	11	8	8	9	10	10	8	7	8	9	11	10	10	7	9	10	9	8	7	8	10	8	8	7	7	10
Krautschicht																														
Calluna vulgaris	3	3	3	3	3	2m	2m	2m	2m	2a	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia flexuosa	5	5	5	5	5	2b	2b	2b	2b	2b	3	3	2b	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Carex pilulifera	+	+	+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	r	1	r	.	+	r	+	r	.	+	r	+	r	.	+
Rumex acetosella s.l.	.	.	.	.	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	+	1	+	.	.	+	1	1	.	.	+	.	+	.	.	+
Molinia caerulea s. str.	.	.	+	.	1	.	.	.	+	1	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinium myrtillus	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Galium saxatile	.	.	1	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gehölze juv.																														
Pinus sylvestris juv.	.	.	.	.	.	+	+	1	+	+	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Moose																														
Hypnum cupressiforme s.l.	3	3	3	2b	2b	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Dicranum scoparium	2b	2b	2b	3	2b	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2a	2m	2m	2m	2a	2a	2m	2a	2m	2a	2a	2m	2a	2m	2a
Pleurozium schreberi	2m	2m	2m	2m	2m	.	.	.	.	.	1	.	.	2m	1	2m	2m	.	2m	2m	2m	.	2m	2m	2m	2m	.	2m	2m	2m
Brachythecium rutabulum	2m	2m	2m	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	2m	2m	.	2m	2m	2m	2m	.	2m	2m	2m	2m	.
Campylopus flexuosus	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	2m
Ptilidium ciliare	.	.	2m	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophocolea bidentata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+
Flechten																														
Cladonia spec.	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m
Cl. pyxidata ssp. chlorophaea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cl. portentosa	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cl. macilenta ssp. macilenta	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.
Cl. macilenta ssp. floerkeana	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.
Cl. gracilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	.	.	.	+

x = vorhanden ohne Deckungsangabe

Lediglich die vertrockneten Überreste standen auf der Fläche. Die Drahtschmiele, die auch vorher schon mit Deckung 5 vorhanden war, schloss die Lücken komplett. Bezüglich der anderen vorkommenden Arten ergaben sich keine nennenswerten Änderungen. Jedoch fiel insbesondere im zweiten Jahr auf, dass die dicken Grasmatten mehr und mehr die Lücken bedeckten, in denen Flechten wuchsen. Noch war das Artenset komplett aufzufinden, doch werden diese bald unter einem dicken Grasfilz begraben sein. Eine Reetablierung von *Calluna* konnte auf der gesamten Referenzfläche nicht festgestellt werden.

4 Zusammenfassung

Auf **kontrolliert gebrannten Flächen** kommt es kurzfristig zu einer guten vegetativen und vor allem auch zu einer generativen Verjüngung von *Calluna vulgaris*. Eine Zunahme der Deckungsanteile von *Deschampsia flexuosa* hat vermutlich nur kurzfristig Bestand. Durch das Brennen werden Moose nachhaltig geschädigt, ebenso aber auch die meisten Flechten. Einsetzender Aufwuchs von Gehölzen kann in Sandheiden besser unterdrückt werden als in Moorheiden.

Die Einrichtung einer **Beweidungsausschlussfläche** in einer intensiv beweideten Heide führte zu einer Zunahme der Anzahl von Pflanzenarten ebenso wie zu einer Zunahme der Dichte von Ericaceen.

Der Heidebestand auf einer **Mahdfläche** verjüngte sich zunächst schlecht.

Im ersten Jahr expandierte *Deschampsia flexuosa*, während *Calluna vulgaris* nur mit wenigen Exemplaren pro Aufnahmefläche vertreten war. Im zweiten Jahr kehrte sich die Entwicklung um, doch blieb *Deschampsia* noch immer die dominante Art. Darüber hinaus wurde nach der Mahd ein Rückgang der Moosschicht beobachtet. Dies äußerte sich sowohl in rückläufigen Deckungsgraden wie auch Artenzahlen. Das Verschwinden des im Rückgang begriffenen Mooses *Ptilidium ciliare* wurde auch auf der Referenzfläche festgestellt, kann also nicht direkt auf die Mahdmaßnahme zurückgeführt werden. Als Grund für die zögerliche Verjüngung von *Calluna* werden zu hohes Alter und damit herabgesetzte Vitalität sowie ein zu mächtiger O-Horizont vermutet.

Die Wiederbesiedlung der **geschopperten Fläche** verlief im Vergleich zu der **geplaggten Fläche** wesentlich schneller. Bereits im ersten Jahr erreichte *Calluna* Deckungswerte von 4–5 % und kam bereits zur Blüte. Im zweiten Jahr verzehnfachte sich die Deckung. Doch im gleichen Maße konnte *Deschampsia* die Fläche wiederbesiedeln. Auch Moose und Flechten waren vom ersten Jahr an im Bestand nachzuweisen. Nach Plaggen verlief die Wiederbesiedlung der Fläche mit *Calluna* zwar langsamer (1 % Deckung im ersten Jahr, 5–[7] % im zweiten Jahr), doch dominierte die Besenheide bereits im zweiten Jahr gegenüber den Gräsern der Fläche. Im zweiten Jahr fand die erste Blüte statt und Moose und Flechten wanderten wieder in die Fläche ein.

Auf den **Referenzflächen der maschinell gepflegten Flächen** verlief die Entwicklung in Richtung zunehmender Vergrasung und Artenverarmung in der Moosschicht. Auf teilweises oder vollständiges Absterben der Besenheide nach einer starken Heideblattkäferentwicklung zeigten diese Flächen keine Verjüngung.

Summary

Prescribed burning led to good vegetative and generative rejuvenation of *Calluna vulgaris* in the short term. The increased cover of *Deschampsia flexuosa* is presumably only temporary. Mosses and most lichens are sustainably damaged by burning. Regeneration of trees in sand heaths can be better supressed than in heather moorlands.

Excluding grazing from an intensively grazed heath led to increased plant species numbers and increased density of Ericaceae.

In the first year after **mowing** *Deschampsia flexuosa* showed a much better rejuvenation than *Calluna vulgaris*. In spite of the reversal of this development in the second year, *Deschampsia* remained the dominant species. Mosses declined in cover and species number. As the endangered moss species *Ptilidium ciliare* disappeared on both the control and the treated plot, its disappearance cannot be explained by the treatment. Reasons for the hesitant rejuvenation of *Calluna* may be its old age and thus reduced vitality as well as a thick organic soil layer.

Regeneration of a plot of which the organic soil layer has been partly removed (**"schoppern"**) was much quicker than that of a plot with a completely removed organic soil layer (**"plaggen"**). Even in the first year *Calluna* reached 4–5 % cover and flowered. In the second year the cover was increased tenfold. But to the same extent *Deschampsia* resettled the plot. Mosses and lichens could be found even after one year. Although regeneration of *Calluna* took place more slowly after the complete removal of the organic soil layer, *Calluna* dominated the plot compared with grass species. In the second year *Calluna* flowered for the first time and mosses and lichens could be found again.

The **control plots of the mechanically managed plots** showed increasing dominance of grass species and decreasing moss species numbers. On these plots *Calluna* showed no rejuvenation after heather beetle calamities.

Literatur

Braun-Blanquet, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl., Wien, 865 S.

Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie. – Stuttgart, 683 S.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – 4. Fassung vom 1.1.1993. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 13, 1, 37 S.

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

Härdtle, W., 2004: Zur Nährstoff- und Vegetationsdynamik von Heideökosystemen – Grundlagen und Forschungskonzeption. – NNA-Berichte 17, 2, 62–64.

Hansen, K., 1964: Studies on the regeneration of heath vegetation after burning-off. – Bot. Tidskr. 60, 1–41.

Jirjahn, B., 2003: Nährstoffgehalte in einjährigen Sprossen von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* nach verschiedenen Heide-Pflegemaßnahmen (NSG Lüneburger Heide). – Diplomarbeit am Institut für Ökologie und Umweltchemie der Univ. Lüneburg, 79 S. [unveröffentlicht].

Jirjahn, B., Härdtle, W., Mohamed, A., 2004: Auswirkungen von Brand und Mahd auf die Ernährungssituation von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* in Heideökosystemen. – NNA-Berichte 17, 2, 112–115.

Kaiser, T., Stubbe, A., 2004: Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 137–144.

Kaiser, T., Beecken, A., Brünn, S., 1997a: Vegetation. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 163–178.

Kaiser, T., Beecken, A., Brünn, S., 1997b: Vegetationsaufnahmen aus dem Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Floristische Notizen aus der Lüneburger Heide, Beiheft 1, 67 S.

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

Koperski, M., Sauer, M., Braun, W., Grabstein, S. R., 2000: Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 34, 519 S.

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

Ludwig, G., Düll, R., Philippi, G., Ahrens, M., Caspari, S., Koperski, M., Lütt, S., Schulz, F., Schwab, G., 1996: Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta). – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, 189–306.

Mockenhaupt, M., 2003: Untersuchung des Stickstofftransfers durch Schnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Diplomarbeit an der Universität Trier, 80 S. [unveröffentlicht].

Mockenhaupt, M., Keienburg, T., 2004: Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 116–122.

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

Niemeyer, F., 2004: Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. – NNA-Berichte 17, 2, 34–43.

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.

Pott, R., 1992: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Stuttgart, 427 S.

Putwain, P. D., Gillham, D. A., 1990: The significance of the dormant viable seedbank in the restoration of heathlands. – Biological Conservation 52, 1–16.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

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

Werger, M. J. A., Prentice, I. C., Helsper, H. P. H., 1985: The Effect of Sod-cutting to Different Depths on *Calluna* Heathland Regeneration. – Journal of Environmental Management 20, 181–188.

Whittaker, E., Gimingham, C. H., 1962: The effects of fire on regeneration of *Calluna vulgaris* (L.) Hull. from seed. – Journal of Ecology 50, 815–822.

Wirth, V., Schöller, H., Scholz, P., Ernst, G., Feuerer, T., Gnüchtel, A., Hauck, M., Jacobsen, P., John, V., Litterski, B., 1996: Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, 307–368.

Wisskirchen, R., Haeupler, H., 1998: Farn- und Samenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Stuttgart, 765 S.

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

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

Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide"

von Thomas Kaiser und Anke Stubbe*

1 Einleitung

Im Dezember 1985 wurden in Heideflächen des Naturschutzgebiets (NSG) „Lüneburger Heide" erste Bodenbearbeitungsversuche durchgeführt. Grund dafür war eine zunehmende Vergrasung der Heide durch die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*). Mit den Versuchen sollten Verfahren erprobt werden, um den Vergrasungsprozess zu stoppen und Zwergsträucher wie die Besenheide (*Calluna vulgaris*) zu fördern. Unmittelbar vor Versuchsbeginn wurde die Vegetation der Flächen im Dezember 1985 durch Vegetationsaufnahmen dokumentiert. Dieses war der Beginn eines Monitoring-Programms des Vereins Naturschutzpark e.V. (VNP), das sich fortan auf weitere Heideflächen des Naturschutzgebiets und weitere Pflegeverfahren erstreckte. Aus den Ergebnissen dieser Versuche wurden praxisreife Verfahren zur mechanischen Heidepflege entwickelt. Im Rahmen des BMBF-Forschungsprojekts „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland" konnten die Ergebnisse des begleitenden Monitoring-Programms ausgewertet und daraus Aussagen zur mittelfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen abgeleitet werden.

2 Methodisches Vorgehen

Die vom Verein Naturschutzpark angelegten Dauerbeobachtungsflächen dokumentieren die Auswirkungen verschiedener mechanischer Pflegeverfahren und des Pflegebrands auf die Heidevegetation. Die Flächen liegen im Bereich geplaggter, gefräster bzw. gepflügter und gemähter Parzellen sowie im Bereich von Brandflächen. Letztere dokumentieren nicht nur die Auswirkungen gezielter Pflegebrände, sondern auch die eines Wildfeuers, das im April 1996 etwa 250 ha Heide erfasste (*Lütkepohl & Stubbe* 1997). Auf 11 Flächen wurden im Dezember 1985 unmittelbar vor Durchführung der Pflegemaßnahmen 25 Vegetationsaufnahmen erstellt. Die ersten 56 Dauerbeobachtungsflächen wurden 1989 eingerichtet. Es folgten 1990 2, 1992 8, 1998 3, 1999 44 und 2002 54 Flächen. Insgesamt umfasst das Untersuchungsdesign somit 167 Einzelflächen.

Auf den Flächen wurden in der Regel jährlich Vegetationsaufnahmen nach der Methode von *Braun-Blanquet* (siehe *Dierschke* 1994) durchgeführt. Die Aufnahmeflächen wurden jeweils nach einer Geländebegehung räumlich so festgelegt, dass eine möglichst repräsentative Teilfläche der Versuchsfläche dokumentiert werden konnte. Sofern die Vegetation unterschiedliche Standortverhältnisse innerhalb der Versuchsfläche anzeigte, wurden mehrere Vegetationsaufnahmen pro Versuchsfläche erstellt. Die Vegetationsaufnahmen fanden jeweils im Zeitraum von Ende Juni bis Ende August/Anfang September statt. Im Bereich südlich des Radenbachtals, wo vereinzelt *Scorzonera humilis* auftrat, erfolgten die Aufnahmen in der Regel bereits Ende Mai/Anfang Juni. Im Rahmen der Vegetationsaufnahmen wurden sämtliche erkennbaren Farn- und Samenpflanzen erfasst. Moose und Flechten wurden über die gesamte Beobachtungszeit dagegen nur hinsichtlich ihres Gesamtdeckungsgrads ermittelt, in einem Teil der Jahre auch bis zur Art bestimmt.

Für die Auswertung der über maximal zwölf Erfassungsperioden laufenden Untersuchungen erfolgte im Falle der Aufnahmen, bei denen mindestens aus drei Jahren Daten vorliegen, eine Typisierung der im Laufe der Zeit eingetretenen Bestandsveränderungen (Tab. 1). Insgesamt 108 Flächen konnten auf diese Weise ausgewertet werden.

Die Nomenklatur der Farn- und Samenpflanzen folgt *Wisskirchen & Haeupler* (1998), die der Moose *Koperski* et al. (2000). Die syntaxonomische Einordnung der Sippen orientiert sich an den Vegetationstabellen von *Kaiser* et al. (1997b) aus dem Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide".

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Tab. 1: Typisierung der Bestandsveränderungen im Bereich der Dauerbeobachtungsflächen.

erste Ziffer (qualitative Entwickung)	zweite Ziffer (quantitative Entwicklung)	dritte Ziffer (Entwicklungstendenz)
1 einmaliges Vorkommen (nur in einem der untersuchten Jahre)	1 stark variierende Bestandsgrößen (5 oder mehr Deckungsgradstufen)	1 kontinuierlich negative Deckungsgradentwicklung
2 sehr unbeständiges Vorkommen (in maximal 50 % der untersuchten Jahre)	2 mittel variierende Bestandsgrößen (3 bis 4 Deckungsgradstufen)	2 erst positive, dann negative Deckungsgradentwicklung
3 unbeständiges Vorkommen (in mehr als 50 % der untersuchten Jahre)	3 gering variierende Bestandsgrößen (2 Deckungsgradstufen)	3 uneinheitliche Deckungsgradentwicklung oder nur einmaliges Vorkommen
4 beständiges Vorkommen (in 100 % der untersuchten Jahre)	4 konstante Bestandsgrößen (1 Deckungsgradstufe)	4 Konstanz der Deckungsgrade
		5 erst negative, dann positive Deckungsgradentwicklung
		6 positive Deckungsgradentwicklung

3 Ergebnisse

Da das umfangreiche Aufnahmematerial nicht in seiner Gänze vorgestellt werden kann, werden nachfolgend exemplarisch typische Vegetationsentwicklungen nach Durchführung verschiedener Pflegemaßnahmen vorgestellt.

Tabelle 2 veranschaulicht exemplarisch die Vegetationsentwicklung auf einer im Jahre 1985 geplaggten Fläche. Zum Pflegezeitpunkt wies diese Fläche ein Drahtschmielen-Degenerationsstadium auf, in dem Zwergsträucher keine nennenswerte Rolle spielten. Im Laufe des Sommers 1986 blieb diese Fläche weitgehend vegetationsfrei. *Deschampsia flexuosa* keimte in den Bereichen, in denen Teile der Vegetationsdecke beim Abschieben erhalten geblieben waren. Verjüngung von *Calluna vulgaris* fand sich auf einer Teilfläche, auf der das abgeschobene Material mehrere Wochen bis zum Abtransport gelagert worden war. Fünf Jahre später dokumentiert eine erste Vegetationsaufnahme eine von *Calluna vulgaris* dominierte Fläche. Der Deckungsgrad von *Deschampsia flexuosa* ist gleichzeitig stark eingebrochen und geht in den Folgejahren noch weiter zurück. Erst 2002 ist wieder ein Anstieg des Drahtschmielen-Anteils festzustellen. *Molinia caerulea* weist in etwa konstante Deckungsgrade auf. Flechten stellen sich erst nach zehn Jahren in nennenswertem Umfang ein. Sonstige Sippen zeigen keine auffälligen Entwicklungen.

Tabelle 3 dokumentiert exemplarisch die Vegetationsentwicklung auf einer im Jahre 1985 gefrästen Fläche. Auch diese Fläche war zum Pflegezeitpunkt als Drahtschmielen-Degenerationsstadium ausgeprägt. Bereits 1986 hatte sich das vorher nur mit geringem Deckungsgrad vertretene Pfeifengras (*Molinia caerulea*) zur dominierenden Art entwickelt. Daneben waren sehr vereinzelt Sämlinge von *Calluna vulgaris* vorhanden. Der Pfeifengras-Anteil nimmt in den Folgejahren noch zu. Auch *Calluna vulgaris* erreicht nennenswerte Deckungsgrade, fällt allerdings von 1993 bis 1996 ganz aus. *Deschampsia flexuosa* legt wieder etwas an Deckung zu, erreicht aber bei weitem nicht mehr die Werte von 1985.

Tabelle 4 zeigt eine der wenigen Fräsflächen, bei denen im Anschluss an die Bodenbearbeitung keine stärkere Vergrasung eingesetzt hat. Das ehemalige Drahtschmielen-Degenerationsstadium wies 1986 nur eine spärliche Vegetation auf. Sie bestand hauptsächlich aus *Deschampsia flexuosa* und *Molinia*

Tab. 2: Vegetationsentwicklung auf der Plaggfläche Nr. 85-1 südlich des Radenbachs.

Sippe	1985	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002
Betula spec.		r					+				
Calluna vulgaris	+	4	3	4	5	4	4	5	5	5	4
Carex pilulifera		r									1
Danthonia decumbens	r	+									
Deschampsia flexuosa	5	2	1	1	+	+	+	+	+	+	2
Empetrum nigrum			+	+			+				r
Flechten	+						+	+	1	2	2
Genista anglica		r									
Genista pilosa								r			
Molinia caerulea	r	+	+	+	+	+	+	+	+		1
Moose	r	2	1	2			3				2
Nardus stricta											+
Pinus sylvestris			+	+	r	+	+				1
Rumex acetosella	r			+				+			
Vaccinium myrtillus	r								+		1

Tab. 3: Vegetationsentwicklung auf der Fräsfläche Nr. 85-5 südlich des Radenbachs.

Sippe	1985	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002
Betula pendula								+					+
Betula spec.						+							
Calluna vulgaris	r	3	3	2	1					3	3	3	2
Carex pilulifera						+				1			
Deschampsia flexuosa	5	r	1	1	1	2	2	1	2	2	+	1	2
Erica tetralix	r		1										
Flechten	+												
Galium saxatile	r		1	+						r			
Molinia caerulea	+	3	3	5	5	4	4	5	5	4	3	3	5
Moose	r												
Pinus sylvestris				r		+	+						+
Potentilla erecta		r	1										
Rumex acetosella	r									1			
Sorbus aucuparia		r				r			r				
Vaccinium myrtillus	r					+							

Tab. 4: Vegetationsentwicklung auf der Fräsfläche Nr. 85-11 südlich des Radenbachs.

Sippe	1985	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002
Betula pendula		2	3	1	+	+	+	+	+	r		r	1
Calluna vulgaris	+	3	4	5	5	5	5	4	4	4	4	4	4
Carex pilulifera			+		+			+			+		1
Deschampsia flexuosa	5	1	1	1	2	2	1	2	3	2	2	3	2
Erica tetralix	r		+		+	+		+			+		1
Festuca ovina		r											
Flechten	+								1		2	+	1
Galium saxatile	r									r			r
Genista anglica													r
Juncus squarrosus						r							
Luzula campestris		r											
Molinia caerulea	r	r	1	1	1	+	1	+		+	1		2
Nardus stricta			+					+		+			+
Pinus sylvestris		+	r										
Rumex acetosella			+						1	+	+		1
Sorbus aucuparia		+			+								+
Spergula morisonii									+				
Vaccinium myrtillus		+											1

caerulea. Sämlinge von *Calluna vulgaris* fehlten. Stattdessen war ein starker Birkenanflug festzustellen. Vier Jahre nach der Maßnahme war *Calluna vulgaris* die deutlich dominierende Pflanzenart auf der Fläche und konnte diese Position auch in den Folgejahren halten. Der Anteil von *Deschampsia flexuosa* nahm langsam wieder zu. *Molinia caerulea* erreicht auf dieser Fläche im Gegensatz zur Fläche 85-5 keine nennenswerten Anteile.

Mit Tabelle 5 wird die Vegetationsentwicklung auf einer im November 1993 gemähten Fläche dokumentiert. Im September 1994 wies *Calluna vulgaris* kaum Stockausschläge auf, dafür aber zahlreiche Keimlinge. *Vaccinium myrtillus* zeigte eine starke Ausbreitung. In den Folgejahren hält sich *Vaccinium myrtillus* auf konstantem Niveau, während *Calluna vulgaris* sehr hohe Deckungsgrade erreicht. *Deschampsia flexuosa* ist regelmäßig vertreten, gelangt aber nicht zur Dominanz. Auf vielen anderen Mahdflächen überwiegt die vegetative Verjüngung durch Stockausschläge gegenüber der generativen Verjüngung.

Tab. 5: Vegetationsentwicklung auf einer Mahdfläche nordwestlich von Hainköpen.

Sippe	1997	1998	1999	2002
Agrostis capillaris				1
Calluna vulgaris	4	5	5	5
Carex pilulifera		+		1
Deschampsia flexuosa	2	2	1	2
Empetrum nigrum				1
Erica tetralix				r
Festuca filiformis				1
Flechten	1	2	1	2
Frangula alnus		r		
Galium saxatile				1
Genista anglica	r			1
Juncus squarrosus				+
Juniperus ommunis				1
Molinia caerulea				+
Moose		2	1	4
Nardus stricta	+	+		1
Pinus sylvestris		r	r	1
Rubus spec.				+
Trifolium repens				+
Vaccinium myrtillus	2	2	2	2

Tab. 6: Vegetationsentwicklung auf einer Brandfläche in der Wümmeheide.

Sippe	1991	1992	1994	1996	1997	1998	1999
Agrostis capillaris				+			
Calluna vulgaris	4	4	3	2	2	5	5
Carex pilulifera	+	+	+	+			r
Corynephorus canescens	r						
Danthonia decumbens	+	1		+			
Deschampsia flexuosa	1	1	2	1	3	1	1
Festuca filiformis	1	1	1	+		+	+
Festuca rubra						+	
Genista pilosa			+		r	+	
Juncus squarrosus	+			+			
Molinia caerulea				+	+		+
Moose					1	+	1
Nardus stricta	+			+			
Rumex acetosella	1		+	1	+		
Spergula morisonii			r				
Vaccinium myrtillus					+		

Tab. 7: Stetigkeit der Pflanzensippen in Abhängigkeit vom Maßnahmentyp.
Es werden nur Sippen aufgelistet, die in einer der drei Pflegevarianten mindestens 10 Prozentpunkte häufiger oder seltener als in den anderen Varianten auftreten.
Fettdruck: Mindestens 10 Prozentpunkte häufiger als bei den anderen Pflegetypen.
Kleindruck: Mindestens 10 Prozentpunkte seltener als bei den anderen Pflegetypen.

Sippe	Stetigkeit der Vorkommen pro Maßnahmentyp in Prozent		
	Plaggen (75 Flächen)	Fräsen/Pflügen (26 Flächen)	Brennen (7 Flächen)
Sippen der Silbergrasfluren (*Spergulo-Corynephoretum*)			
Polytrichum piliferum	47	**58**	14
Corynephorus canescens	5	4	**43**
Carex arenaria	17	31	29
Sippen der Borstgrasrasen (*Nardetalia*)			
Festuca filiformis	61	**73**	57
Juncus squarrosus	23	19	**43**
Nardus stricta	71	73	29
Rumex acetosella	81	81	57
Sippen der Borstgrasrasen (*Nardetalia*) und der lehmigen Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum danthoniesosum*)			
Hypochoeris radicata	**25**	12	0
Galium saxatile	55	**88**	29
Luzula campestris	65	62	0
Sippen der Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum*)			
Cuscuta epithymum	5	0	**14**
Genista anglica	40	35	0
Genista pilosa	49	27	43
Sippen der Flechten-Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum cladonietosum*)			
Polytrichum juniperinum	**45**	27	29
Sippen der lehmigen Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum danthoniesosum*)			
Danthonia decumbens	28	12	**43**
Carex pilulifera	91	85	43
Hieracium pilosella	16	19	0
Sippen der feuchten Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum*, Variante mit *Molinia*)			
Erica tetralix	**55**	35	43
Molinia caerulea	88	81	**100**
Sippen der Krähenbeeren-Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum, Empetrum nigrum-Rasse*)			
Empetrum nigrum	12	0	**29**
Sippen den Heidelbeer-Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum, Vaccinium myrtillus*-Rasse)			
Vaccinium myrtillus	53	73	**86**
für Sandheiden untypische Sippen („Störzeiger")			
Epilobium angustifolium	**15**	0	0
Calamagrostis epigejos	8	**19**	0
Cirsium arvense	5	**15**	0
Rubus spec.	40	**62**	0
Taraxacum officinale	12	**23**	0
Holcus lanatus	1	12	14
Waldgehölze			
Sorbus aucuparia	27	**42**	29
Betula pendula	43	**54**	29
Quercus spec.	25	31	**57**
sonstige Sippen			
Campylopus introflexus	**64**	0	14
Luzula pilosa	3	**15**	0
Polytrichum formosum	25	**54**	29
Pleurozium schreberi	45	**62**	29
Moose insgesamt	73	73	**86**
Leucobryum glaucum	4	0	**14**
Cerastium holosteoides	1	4	**14**
Dicranum scoparium	71	73	57
Hypnum jutlandicum	65	73	29
Pohlia nutans	11	12	0
Juniperus communis	32	42	43

Tabelle 6 zeigt die Vegetationsentwicklung auf einer 1989 gebrannten Fläche. 1990 zeigte diese Fläche nur einen sehr schütteren Bewuchs. Keimlinge von *Calluna vulgaris* waren zahlreich vertreten, daneben kamen in geringen Mengen *Deschampsia flexuosa*, *Carex pilulifera* und *Rumex acetosella* vor. Bereits 1991 zeigten sich dichte Bestände von *Calluna vulgaris*. *Deschampsia flexuosa* nahm langsam an Deckung zu. Auffällig sind auch verhältnismäßig hohe Anteile an *Festuca filiformis*. Im April 1996 brannte die Fläche erneut (diesmal unbeabsichtigt). Auch nach diesem Brand regenerierte sich *Calluna vulgaris* bald wieder und erreichte nach zwei Jahren die bisher höchsten Deckungsgrade. *Deschampsia flexuosa* wies im ersten Jahr nach dem Brand eine starke Zunahme auf, ging dann aber wieder deutlich zurück.

Für insgesamt 110 Einzelflächen liegen Vegetationsaufnahmen aus mindestens drei und maximal zwölf verschiedenen Erfassungsjahren vor. Es handelt sich um 75 Plaggflächen, 26 Fräs- bzw. Pflugflächen, 2 Mahdflächen und 7 Brandflächen. Anhand dieser Flächen wurde versucht, Korrelationen in der Vegetationsentwicklung in Abhängigkeit von der Art der Pflegeverfahren zu ermitteln. Die Mahdflächen wurden dabei aufgrund des begrenzten Datensatzes nicht mit einbezogen. Einschränkend ist bei den nachfolgenden Ausführungen zu bedenken, dass unterschiedliche Entwicklungen auch ein Ergebnis unterschiedlicher Standortgegebenheiten oder Folgepflegemaßnahmen sein können. Zumeist liegen die mit unterschiedlichen Pflegeverfahren behandelten Flächen jedoch räumlich eng beisammen, so dass es relativ wahrscheinlich ist, dass mögliche Korrelationen tatsächlich auf den Auswirkungen der Pflegeverfahren beruhen. Bei in verschiedenen Jahren durchgeführten Maßnahmen kann aber auch der Witterungsverlauf ursächlich für unterschiedliche Vegetationsentwicklungen sein.

Tabelle 7 stellt Unterschiede in der Stetigkeit der Vorkommen der Pflanzensippen in Abhängigkeit von der Art des Pflegeverfahrens zusammen. Von den insgesamt 124 auf den 108 Flächen vorkommenden Pflanzensippen werden nur die 41 Sippen aufgelistet, die in einer der drei Pflegevarianten mindestens 10 Prozentpunkte häufiger oder

seltener als in den anderen Varianten auftreten. Die Größe der Einzelbestände findet dabei keine Beachtung. Die bei einer der drei Pflegevarianten auffallend häufiger oder seltener vertretenen Sippen weisen hinsichtlich ihrer Standortansprüche und ihres soziologischen Verhaltens (vergleiche *Preising* 1984, *Kaiser* et al. 1997a, 1997b) nur wenige erkennbare Gemeinsamkeiten auf, was darauf hindeutet, dass die Erscheinungen eher zufallsbedingt sind oder auf anderen Einflussgrößen beruhen. In der Regel gibt es bei jedem Maßnahmentyp in jeder soziologischen Artengruppe sowohl überdurchschnittlich häufige wie auch seltene Sippen. Beispielsweise tritt *Danthonia decumbens* als Art der lehmigen Sandheiden gehäuft auf den Brandflächen auf, während die ebenfalls zu den Arten der lehmigen Sandheiden gehörenden *Carex pilulifera* und *Hieracium pilosella* auf diesen Flächen auffallend seltener sind. Besonders unerwartet ist, dass Sippen der Silbergrasfluren im Bereich der Plaggflächen am seltensten gefunden wurden, obwohl das vollständige Beseitigen der Vegetationsdecke gerade diesen Sippen Konkurrenzvorteile bringen müsste. Bei den Sippen der Borstgrasrasen deutet sich eine leichte negative Korrelation zum Maßnahmentyp Brennen an. Die einzige halbwegs deutliche Korrelation betrifft ein gehäuftes Auftreten von eine bessere Nährstoffversorgung anzeigenden heideuntypischen Sippen (*Calamagrostis epigejos, Cirsium arvense, Rubus* spec. und *Taraxacum officinale*) und von Waldgehölzen (*Sorbus aucuparia* und *Betula pendula*) auf den Fräs- bzw. Pflugflächen. Die nährstoffzeigenden Sippen sind gleichzeitig auf den Brandflächen besonders selten vertreten.

Auf den 108 betrachteten Dauerbeobachtungsflächen traten im Beobachtungszeitraum neun Sippen der niedersächsischen Roten Liste einschließlich der Sippen des Anhangs (*Garve* 1993) auf (Tab. 8). Das Auftreten von *Cuscuta epithymum* konzentriert sich im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" wie auch in anderen Gebieten (*Schröder* 1989) auf Pflegeflächen mit junger Heidevegetation. Die Art wurde aber auch vereinzelt in kontinuierlich beweideten Gebieten und auf älteren Heidepflanzen gefunden. Die durchschnittliche Anzahl der Pflanzensippen der Roten Liste pro Dauerbeobachtungsfläche beträgt auf den Plaggflächen 2,0, auf den Fräs- bzw. Pflugflächen 1,9 und auf den Brandflächen 1,3. Aufgrund der geringen Anzahl an Brandflächen darf aus dem weniger häufigen Vorkommen gefährdeter Sippen auf diesen Flächen jedoch nicht voreilig geschlossen werden, dass dieser Pflegetyp aus Sicht des Pflanzenartenschutzes negativer einzuschätzen ist.

Tab. 8: Häufigkeit der Vorkommen von Pflanzensippen der niedersächsischen Roten Liste in Abhängigkeit vom Maßnahmentyp.

Sippe	Anzahl der Vorkommen pro Maßnahmentyp					
	Plaggen (75 Flächen)		Fräsen/Pflügen (26 Flächen)		Brennen (7 Flächen)	
	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
*Arnica montana**	2	3	0	0	0	0
Cuscuta epithymum	4	5	0	0	1	14
Genista anglica	30	40	9	35	0	0
Genista pilosa	37	49	7	27	3	43
Juncus filiformis	0	0	2	8	0	0
Juniperus communis	24	32	11	42	3	43
Nardus stricta	53	71	19	73	2	29
Scorzonera humilis	1	1	1	4	0	0
Thymus serpyllum	1	1	0	0	0	0

* Hierbei handelt es sich um den Versuch einer Wiedereinbürgerung der beispielsweise von *Buchwald* (1940) für das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" historisch nachgewiesenen Sippe.

Tab. 9: Pflanzensippen mit gerichteten Deckungsgradentwicklungen auf den Dauerbeobachtungsflächen.

Entwicklungstendenz gemäß Tabelle 1: **1** = kontinuierlich negative Deckungsgradentwicklung, **2** = erst positive, dann negative Deckungsgradentwicklung, **4** = Konstanz der Deckungsgrade, **5** = erst negative, dann positive Deckungsgradentwicklung, **6** = positive Deckungsgradentwicklung. Die vorherrschend vertretene Stufe **3** (uneinheitliche Deckungsgradentwicklung oder nur einmaliges Vorkommen) umfasst jeweils die nicht dargestellten prozentualen Anteile. Auffällige Entwicklungstendenzen sind in der Tabelle dunkelgrau hinterlegt.

Sippe	Entwicklungstendenzen														
	Plaggen					Plaggen/Pflügen					Brennen				
	1	2	4	5	6	1	2	4	5	6	1	2	4	5	6
Calluna vulgaris	0	9	11	13	27	0	19	8	12	23	0	14	14	43	29
Deschampsia flexuosa	0	3	0	13	12	0	8	8	23	15	0	0	0	14	29
Molinia caerulea	0	0	1	3	15	0	0	0	12	12	0	14	0	0	0
Moose insgesamt	0	1	0	3	4	0	0	0	4	12	0	0	0	14	29
Flechten insgesamt	0	0	0	5	12	0	0	0	8	8	14	0	0	29	14
Agrostis capillaris	1	0	0	0	3	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0
Betula pendula	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carex pilulifera	0	0	0	3	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Corynephorus canescens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
Festuca filiformis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Festuca ovina	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Galium saxatile	0	0	0	0	4	0	0	0	4	8	0	0	0	0	0
Juniperus communis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0
Nardus stricta	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pinus sylvestris	0	3	0	0	1	4	0	0	0	4	0	0	0	0	14
Rumex acetosella	1	3	0	0	1	0	4	0	8	0	0	0	14	0	0
Tanacetum vulgare	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vaccinium myrtillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14

Bezüglich der qualitativen und quantitativen Entwicklung der Pflanzensippen gemäß Tabelle 1 ergaben sich über die Beobachtungszeit keine Auffälligkeiten. In Tabelle 9 sind die Sippen zusammengestellt, die während des Beobachtungszeitraums eine gewisse gerichtete Entwicklung ihrer Deckungsgrade zeigten. Insgesamt können auf den 108 betrachteten Flächen überhaupt nur für 18 der 124 Sippen gerichtete Entwicklungen festgestellt werden. Auch bei diesen Sippen sind gerichtete Entwicklungen eher die Ausnahme. Nur bei *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* ergibt sich eine deutliche Häufung positiver Deckungsgradentwicklungen, die jeweils über alle Pflegevarianten auftritt. Mit schwächerer Ausprägung gilt das zusätzlich auch für *Molinia caerulea* auf den Plagg- sowie Fräs- bzw. Pflugflächen. Für die Brandflächen ist dagegen eine etwas häufigere positive Entwicklung beim Gesamtdeckungsgrad der Moose und Flechten festzustellen.

4 Diskussion

Steubing et al. (1989) stellten in ihren Untersuchungen zur Entwicklung von **Plaggflächen** im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" eine starke Vergrasung mit *Deschampsia flexuosa* fest. Die umfangreichen eigenen Untersuchungen zeigen, dass diese Beobachtungen nicht zu verallgemeinern sind, sondern wohl eher eine Folge der sehr geringen Flächengröße der betrachteten Plaggflächen waren. Vielmehr spielt nach Plaggen selbst stark vergraster Flächen *Deschampsia flexuosa* eine nur noch sehr untergeordnete Rolle in der Vegetation, während *Calluna vulgaris* in der Regel zu vitalen Beständen heranwächst. Weniger erfolgreich ist das Plaggen dagegen bezüglich des Zurückdrängens von *Molinia caerulea*. Die Tiefe des Plaggenabtrags ist in Bezug auf die Regeneration der Besenheide bedeutsam, da der Zwergstrauch eine Samenbank im Boden aufbaut (*Gimingham* 1972). Eine schnelle und vollständige Regeneration erfordert, dass ein Teil der Samenbank erhalten bleibt. Während die Besenheide nach *Hüppe* (1993) sowie *Reininghaus & Schmidt* (1982) noch bei Stichtiefen bis 20 cm zur Keimung gelangen soll, zeigen die Erfahrungen aus der Lüneburger Heide ein anderes Ergebnis: Durch Belassen einer Humusschicht in geringer Stärke (Plaggtiefe maximal 5 cm) lassen sich besonders günstige Keimungsbedingungen für die Besenheide schaffen. Auf den geplaggten Flächen entwickelt sich dann in der Regel vitale Heidebestände.

Nach dem **Fräsen** von Heideflächen, das bisher nur selten untersucht wurde

Abb.1: Sukzessionsverlauf nach einem Wildfeuer im südwestlichen Teil der Wümmeheide, NSG „Lüneburger Heide".
Links oben: Mai 1996, ca. ein Monat nach dem Feuerereignis. Foto: VNP-Archiv.
Rechts oben: September 1999, vorübergehendes *Deschampsia*-Vergrasungsstadium ca. dreieinhalb Jahre nach dem Brand. Foto: VNP-Archiv.
Links unten: September 200, einheitlicher *Calluna*-Bestand. Foto: VNP-Archiv.
Rechts unten: September 2003, gleiche Fläche nach Mahd im Winterhalbjahr 2002/2003, ca. sieben Jahre nach dem Brand. Foto: VNP-Archiv.

(*Muhle* 1974, *Schröder* 1989), tritt nach *Preising* (1969/70) zumeist der Kleine Sauerampfer (*Rumex acetosella*) in Massen auf, verschwindet aber in der dritten Vegetationsperiode wieder. Eine geschlossene Besenheide-Vegetation vermag sich innerhalb von zwei Vegetationsperioden zu entwickeln. Birken und Kiefern fliegen bei Vorhandensein entsprechender Samenbäume in großer Zahl an. Ein überdurchschnittlich starker Gehölzanflug wurde auch auf den untersuchten Dauerbeobachtungsflächen festgestellt. Teilweise kam es zu einer unerwünschten Vergrasung insbesondere mit *Molinia caerulea*. *Calluna vulgaris* gelangte vielfach nicht oder nur vorübergehend zur Dominanz. Außerdem traten auf den gefrästen oder gepflügten Flächen vorübergehend überdurchschnittlich häufig heideuntypische nährstoffzeigende Sippen auf. Die Durchmischung von Vegetation, Streu, Humus und Mineralboden führt offensichtlich zu einer beschleunigten Freisetzung von Nährstoffen, die diese „Störzeiger" fördert.

Die vegetative Regeneration der Besenheide nach **Mahd** verläuft am günstigsten bei Frühjahrsmahd (*Muhle* 1974, *Muhle & Röhrig* 1979, *Reininghaus & Schmidt* 1982, *Pott & Hüppe* 1991). Nach den Erfahrungen aus dem Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" erbringt aber auch eine während des Winterhalbjahrs (Oktober bis März) durchgeführte Mahd gute Erfolge. Vergraste Heiden vergrasen nach der Mahd allerdings vorübergehend noch mehr (siehe auch *Hüppe* 1993). Sofern ein Mähgerät eingesetzt wird, das sehr tief ansetzt und damit auch Bodenverwundungen bewirkt, erfolgt die Verjüngung nicht nur über Stockausschläge, sondern auch generativ über Keimlinge (*Lütkepohl* 1993a, 1993b).

Die Regeneration von *Calluna vulgaris* nach **Brand** gelingt in der Regel unproblematisch (siehe auch *Mirsch* 1997). Zwar kann es vorübergehend nach dem Brandereignis zu einer Vergrasung mit *Deschampsia flexuosa* kommen (siehe auch *Gimingham* 1972, *Hüppe* 1993, *Lütkepohl & Stubbe* 1997, *Keienburg & Teske* 2003), doch brechen die Drahtschmielen-Bestände zumeist schnell wieder in sich zusammen und die Besenheide erlangt die Oberhand (Abb. 1). Die in der Literatur (*Gimingham* 1972, *Muhle* 1974, *Reininghaus & Schmidt* 1982) beschriebene Förderung von *Calluna vulgaris, Erica tetralix, Vaccinium myrtillus, Pteridium aquilinum, Deschampsia flexuosa, Trichophorum cespitosum, Nardus stricta* und *Molinia caerulea* durch Brand lässt sich anhand der Beobachtungen auf den Dauerbeobachtungsflächen nur für *Erica tetralix, Vaccinium myrtillus, Deschampsia flexuosa* und *Molinia caerulea* bestätigen. Bei *Nardus stricta* deuten sich eher gegenläufige Entwicklungen an, *Pteridium aquilinum* und *Trichophorum cespitosum* kommen auf den Dauerbeobachtungsflächen nicht vor. Ein in der Literatur erwähntes Zurückdrängen von *Empetrum nigrum* durch Brand ist nicht erkennbar. Allerdings spielt diese Art im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu den stärker atlantisch geprägten Heiden eine nur sehr untergeordnete Rolle, und *Mirsch* (1997) beobachtete auch in der Lüneburger Heide eine Beeinträchtigung der Krähenbeere durch Brand. Auf den Britischen Inseln werden die Heidepionierstadien nach Brand von verschiedenen Moos- und Flechten-Arten sowie Gefäßpflanzen wie *Agrostis capillaris, Festuca ovina, Danthonia decumbens, Carex pilulifera, Genista anglica, Campanula rotundifolia, Antennaria dioica, Galium saxatile, Lotus corniculatus, Potentilla erecta* und *Veronica officinalis* bestimmt (*Gimingham* 1972). Einige der genannten Sippen scheinen auch in der Lüneburger Heide nach Brand gehäuft aufzutreten (siehe auch *Kaiser* 1995).

Von den gefährdeten Pflanzenarten der Roten Liste ist in der Lüneburger Heide nur *Cuscuta epithymum* in ihrem Vorkommen relativ eng an junge Heidebestände auf Pflegeflächen gebunden. Grundsätzlich erweisen sich neben der Beweidung die Verfahren Plaggen, Schoppern, Brand und bei noch vitaler Heide auch Mahd als aus vegetationskundlicher Sicht geeignete Pflegeverfahren zur Heideverjüngung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" (vergleiche auch *Lütkepohl* 1993a, 1993b, 2002, *Lütkepohl & Kaiser* 1997). Das Fräsen oder Pflügen sollte dagegen nicht mehr zum Einsatz kommen und wurde vom Verein Naturschutzpark auch nur während der Versuchsphase Mitte der 1980er Jahre praktiziert. Enge Beziehungen zwischen der mittelfristigen Vegetationsentwicklung und der Art der Pflegeverfahren lassen sich kaum feststellen. Die Ergebnisse weiterer die Heidepflege betreffender vegetationskundlicher und floristischer Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" werden von *Kaiser* (2004) vorgestellt.

5 Zusammenfassung

Dauerbeobachtungsflächen dokumentieren die Auswirkungen verschiedener mechanischer Pflegeverfahren und des Pflegebrands auf die Heidevegetation im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". Für insgesamt 108 Einzelflächen wird das Aufnahmematerial ausgewertet. Es handelt sich um 75 Plaggflächen, 26 Fräs- bzw. Pflugflächen und 7 Brandflächen. Auffällig ist ein gehäuftes Auftreten von eine bessere Nährstoffversorgung anzeigenden heideuntypischen Sippen und von Waldgehölzen auf den Fräs- bzw. Pflugflächen. Nur bei *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* ergibt sich eine deutliche Häufung positiver Deckungsgradentwicklungen, die jeweils über alle Pflegevarianten auftritt. Mit schwächerer Ausprägung gilt das zusätzlich auch für *Molinia caerulea* auf den Plagg- sowie Fräs- bzw. Pflugflächen. Für die Brandflächen ist dagegen eine etwas häufigere positive Entwicklung beim Gesamtdeckungsgrad der Moose und Flechten festzustellen. Grundsätzlich erweisen sich neben der Schafbeweidung die Verfahren Plaggen, Schoppern, Brand und bei noch vitaler Heide auch Mahd als aus vegetationskundlicher Sicht geeignete Pflegeverfahren zur Heideverjüngung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". Das Fräsen oder Pflügen ist dagegen weniger geeignet.

Summary

Permanent vegetation plots show the impact of mechanical management measures and prescribed burning on the development of the heathland vegetation of the "Lüneburger Heide" nature reserve. The data of 108 plots (75 „plaggen" plots, 26 ploughed plots and 7 burned plots) were analyzed. At the ploughed plots there is a higher frequency of young trees and of plants which are not typical of heathlands and which show a better nutrient offer. *Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa* show a positive development after all types of management measures, *Molinia caerulea*

shows a positive development after the mechanical management measures. At the burned plots mosses and lichens show a positive development. Sheep grazing, "plaggen", "schoppern" (removing of organic soil layer) and mowing are possible management measures for rejuvenating heathland, while ploughing is unsuitable.

Danksagung

Die Vegetationsaufnahmen von 1985 bis 1999 wurden vom Verein Naturschutzpark e.V. mit finanzieller Förderung durch das Land Niedersachsen durchgeführt, die des Jahrs 2002 von Jörn Rathjen und Tim Buchholz auf Initiative der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz. Die umfangreichen Datenanalysen für die Tabelle 9 übernahmen Gerrit Scheffler und Elfie Kaiser (Arbeitsgruppe Land & Wasser). Ihnen allen sei herzlich gedankt.

Literatur

Buchwald, K., 1940: Die nordwestdeutschen Heiden – Ihre Erforschungsgeschichte, Pflanzengesellschaften und deren Lebensbedingungen. – Dissertation, Universität Heidelberg.

Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie. – Stuttgart.

Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 13, 1, 1–17.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – London.

Hüppe, J., 1993: Entwicklung der Tieflands-Heidelandschaften Mitteleuropas in geobotanisch-vegetationskundlicher Sicht. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 5, 49–75.

Kaiser, T., 1995: Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum vulgaris*) und deren Kontaktgesellschaften auf dem NATO-Truppenübungsplatz Bergen (Niedersachsen, Lüneburger Heide). – Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg 40, 209–222.

Kaiser, T., 2004: Floristische und vegetationskundliche Erfolgskontrolle auf den Sandheiden und Magerrasen im Projektgebiet „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, im Druck.

Kaiser, T., Beecken, A., Brünn, S., 1997a: Vegetation. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 163–178.

Kaiser, T., Beecken, A., Brünn, S., 1997b: Vegetationsaufnahmen aus dem Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Floristische Notizen aus der Lüneburger Heide, Beiheft 1, 67 S.

Keienburg, T., Teske, A., 2003: Mit Liebe zum Detail – Kleinräumige Landschaftsentwicklung in der Lüneburger Heide. – Mitteilungen aus der NNA 14, 1, 33–35.

Koperski, M., Sauer, M., Braun, W., Grabstein, S. R., 2000: Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 34, 519 S.

Lütkepohl, M., 1993a: Schutz und Erhaltung der Heide. – NNA-Berichte 6, 3, 10–19.

Lütkepohl, M., 1993b: Maßnahmen zur Pflege von Heidelebensräumen in Nordwestdeutschland. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, 4, 15–18.

Lütkepohl, M., 2002: Die Heidelandschaft im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Entwicklungsgeschichte, Ökologie und Management. – Oldenburger Geoökologische Studien 5, 135–160.

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., Stubbe, A., 1997: Feuergeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 10, 5, 105–114.

Mirsch, A., 1997: Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brandflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme. – NNA-Berichte 10, 5, 119–128.

Muhle, O., 1974: Zur Ökologie und Erhaltung von Heidegesellschaften. – Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 145, 232–239.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 61, 71 S.

Pott, R., Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 53, 1/2, 313 S.

Preising, E., 1969/70: Die Erhaltung und Wiederherstellung von Heideflächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide unter besonderer Berücksichtigung des Birkenaufwuchses. – Manuskript, Hannover.

Preising, E., 1984: Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. – Manuskript, Hannover.

Reininghaus, D., Schmidt, M., 1982: Versuche zur Regeneration und Erhaltung einer überalterten Zwergstrauchheide. – Landschaft und Stadt 14, 4, 164–185.

Schröder, E., 1989: Der Vegetationskomplex der Sandtrockenrasen in der Westfälischen Bucht. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 51, 2, 94 S.

Steubing, L., Hermsdorf, U., Engel, S. K., Gnittke, J., 1989: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoff-haltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Forschungsbericht, Universität Gießen.

Wisskirchen, R., Haeupler, H., 1998: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Stuttgart.

Anschriften der Verfasserin und des Verfassers

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgruppe Land & Wasser
Am Amtshof 18
D-29355 Beedenbostel

Anke Stubbe
Jahnstraße 19
D-37213 Witzenhausen

Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands

von Ludger Schmidt und Albert Melber*

1 Einleitung

Um die Auswirkungen von Pflege- und Bewirtschaftungsmethoden zur langfristigen Erhaltung von nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden auf die Entwicklungsdynamik von Vegetation und Fauna beurteilen zu können, werden seit mehreren Jahrzehnten entsprechende Begleituntersuchungen durchgeführt. Im Rahmen des BMBF-Projekts „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland" ergab sich in den Jahren 2001 bis 2004 die Möglichkeit, die Auswirkungen von kontrollierten Winterbränden und den Einfluss von Beweidung auf die Wirbellosenfauna zu untersuchen. Hierbei konnte auf den Ergebnissen mehrjähriger Arbeiten zum Einfluss der Mahd auf die Wirbellosenfauna im Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide" (*Melber* et al. 2001) sowie auf ersten Erfahrungen mit kontrollierten Brandversuchen im NSG „Lüneburger Heide" und der Diepholzer Moorniederung (*Lütkepohl* et al. 1997, *Melber & Prüter* 1997, *Puschnig & Schettler-Wiegel* 1987, 1990) aufgebaut werden.

Für die Untersuchungen sowohl der unmittelbaren als auch der längerfristigen, indirekten Wirkungen des Feuers und der Beweidung standen Flächen in zwei Naturräumen zur Verfügung. Zum einen Sandheiden im NSG „Lüneburger Heide" und zum anderen Moorheideflächen im „Neustädter Moor" in der Diepholzer Moorniederung.

2 Material und Methoden

Schwerpunktmäßig wurden drei Wirbellosengruppen untersucht: Die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae), die Wanzen (Heteroptera) und die Webspinnen (Arachnida, Araneae). Daneben konnten die monophag an *Calluna vulgaris* lebenden oder eng an Heiden gebundenen Rhynchoten unter den Zikaden (Auchenorrhyncha) und Blattflöhen (Sternorrhyncha, Psyllina) sowie Blatt- und Rüsselkäfer (Coleoptera, Chrysomelidae, Curculionidae) berücksichtigt werden. Bei Bedarf wurden auch aus anderen Wirbellosengruppen einzelne Arten mit besonderer Beziehung zu *Calluna*-Heiden ausgewertet.

Bei den bis zur Art determinierten Rhynchoten konnten auch die Larven in die Ergebnisse mit einbezogen werden, bei den Webspinnen in der Regel nur die adulten Exemplare.

2.1 Untersuchungsgebiete

2.1.1 Sandheiden

Das NSG „Lüneburger Heide" liegt am westlichen Rand des Naturraums Lüneburger Heide in den Landkreisen Soltau-Fallingbostel und Harburg. Aufgrund seiner Höhenlage, die 80 m ü. NN nirgends unterschreitet, wird das Kerngebiet, ein Endmoränenzug, auch als „Hohe Heide" bezeichnet.

Das NSG ist 234 km² groß, davon sind 58 % Wald, 26 % Heiden und die restlichen Flächen landwirtschaftliche Nutzfläche und Siedlungsfläche. Die „Hohe Heide" liegt in einem Übergangsbereich zwischen der ozeanischen und der kontinentalen Klimaregion. Sie zeichnet sich durch höhere Niederschläge (854 mm/a, *Hanstein & Wübbenhorst* 2001) und mehr Frosttage als ihre Umgebung aus. Reliefbedingt kommt es oft zu stark ausgeprägten kleinräumigen Klimaunterschieden.

Das Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps" liegt westlich der Ortschaft Hanstedt im nördlichsten Teil des Naturschutzgebiets. Es handelt sich um eine 150 ha große Heidefläche, die von anderen Heideflächen isoliert liegt und von einem Gürtel Kiefernwald umgeben ist. Seit 1994 ist dieses Gebiet Weideruhezone und wird überwiegend mechanisch gepflegt.

Auf dieser Fläche wurden die kontrollierten Brände vom gebietsbetreuenden Verein Naturschutzpark e.V. (VNP) durchgeführt. Für die zoologischen Untersuchungen konnten hier vier zum Abbrennen vorgesehene Flächen abgegrenzt werden. Außerdem diente im zentralen Bereich eine aus dem Pflegemanagement herausgenommene Fläche als Kontrolle.

Das Untersuchungsgebiet „Inzmühlen" liegt östlich der gleichnamigen Ortschaft und wird seit mehreren Jahrzehnten beweidet. Es herrschen mosaikartige Heide-Gras-Flächen vor, die in Senken schwache Torfauflagen aufweisen. Das Gelände wird von einem kleinen Bach durchzogen, der im Sommer in der Regel austrocknet, allerdings im sehr regenreichen Jahr 2002 dauerhaft Wasser führte. In diesem Bereich wurde der Einfluss der Beweidung untersucht.

2.1.2 Moorheiden

Das „Neustädter Moor" liegt im Zentrum des Naturraums Diepholzer Moorniederung und ist ein über 1.600 ha großer Komplex eines wiedervernässten Hochmoors mit umliegenden Wiesen. Es liegt nordöstlich der Ortschaft Wagenfeld und wurde in der Vergangenheit von den Anwohnern zur Moorschnuckenweide und zur Torfgewinnung genutzt. Das Gebiet wird seit 30 Jahren durch den Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) im Rahmen des Projekts „Diepholzer Moorniederung" betreut (*Niemeyer* 2004).

Innerhalb des Neustädter Moors wurden zwei Bereiche festgelegt, die für das Brandmanagement vorgesehen waren. Ein nördlicher Bereich auf Höhe der alten Hofstelle Cording im mittleren „Neustädter Moor" und ein südlicher Bereich südwestlich der Hofstelle. Zum nördlichen Komplex gehörten drei benachbarte Flächen, von denen zwei Flächen im Untersuchungszeitraum gebrannt wurden, die dritte blieb als Referenzfläche. Der südliche Komplex bestand aus vier langgestreckten Flächen, die durch ehemalige, wiedervernässte Handtorfstiche getrennt waren. Drei dieser Flächen wurden gebrannt, eine verblieb wieder als Kontrollfläche.

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung.

2.2 Pflegemaßnahmen

Für die Untersuchungen zur Brandwirkung wurden in beiden Untersuchungsgebieten kontrollierte Brände durchgeführt. Im NSG „Lüneburger Heide" führten diese Arbeiten der VNP, im „Neustädter Moor" Mitarbeiter des BUND durch.

Im NSG „Lüneburger Heide" konnte im Februar 2001, im Oktober 2001, Februar 2002 und im Februar 2003 eine jeweils ca. 1 ha große Fläche gebrannt werden. Nach dem Mulchen eines Sicherheitsstreifens wurde mit einem Gasbrenner entlang der Kante ein Gegenwindfeuer entfacht, um anschließend auf der Gegenseite ein Mitwindfeuer zu legen und die Flammen aufeinander zulaufen zu lassen. Die Brände fanden am frühen Nachmittag bei leichten Ostwindlagen statt. Die Lufttemperatur betrug immer um 0 °C.

Im „Neustädter Moor" wurden die Arbeiten ganz ähnlich, bei gleichen Wetterlagen durchgeführt. Hier konnten im Februar 2002 drei Flächen (zwei im südlichen, eine im nördlichen Komplex) und im Februar 2003 zwei Flächen (jeweils eine im nördlichen bzw. südlichen Komplex) gebrannt werden. Alle Brandflächen hatten eine Größe von ungefähr 0,5 ha.

Der Erfolg der Brände hing ganz wesentlich von der Ausgangslage ab. Der Brand im Februar 2001 im NSG „Lüneburger Heide" hatte zur Folge, dass ein Teil der Rohhumusauflage mit verbrannt wurde und nur noch verkohlte *Calluna*-Strünke übrig blieben. Noch im selben Jahr trieb *Calluna* wieder aus und brachte bis 20 cm lange blühende Schösslinge hervor.

Im Gegensatz zu diesem Brand auf einer recht homogenen, ca. 10 Jahre nicht gepflegten Fläche wurde der Brand im September 2001 in einer überalterten Heide mit sehr hohem Gras- und Heidelbeeranteil durchgeführt. Das Brandergebnis war sehr fleckig, ebenso wie im Februar 2002. Hier wurde eine überalterte *Calluna*-Heide mit sehr dicker Moosauflage gebrannt. Vereinzelt entstanden zwar Löcher in der Moosschicht, meist in der Umgebung von *Calluna*-Strünken, aber ansonsten blieb sie erhalten. *Calluna* trieb im Laufe des Jahres nur an ganz wenigen Stellen wieder aus. Die Brandfläche im Februar 2003 war wieder eine homogene *Calluna*-Heide mit geringem Grasanteil. Sie konnte aber auch nur fleckig abbrennen, da sich zum Zeitpunkt des Brands noch vereinzelt kleine Schneereste am Boden befanden. An den freigebrannten Flächen trieb *Calluna* ähnlich wie nach dem Brand im Februar 2001 wieder aus und blühte.

Nach den Bränden kam es zu einer starken Vergrasung mit *Deschampsia flexuosa*, die auf den inhomogenen Heideflächen noch beim Abschluss der Untersuchungen bestand. Im Fall des ersten Brandes ging die Vergrasung im Verlaufe der drei Jahre nach dem Brand deutlich zurück.

Im „Neustädter Moor" brannten im Februar 2002 zwei Flächen sehr homogen ab, die dritte und die beiden Brandflächen vom Februar 2003 waren sehr fleckig gebrannt, wahrscheinlich durch höhere Bodenfeuchtigkeit bedingt. *Calluna* regenerierte sich auf den homogen abgebrannten Flächen noch im selben Jahr, während die anderen Flächen, z. T. durch den sehr hohen Wasserstand 2002 bedingt, erst später neue *Calluna*-Pflanzen hervorbrachten. Durch die Aussetzung der Beweidung auf den gebrannten Flächen kam es zu einer starken Entwicklung von Pfeifengras.

Um den Einfluss der Beweidung mit Schafen auf die Wirbellosenfauna zu beobachten, standen im Gebiet „Inzmühlen" neben seit mehreren Jahrzehnten beweideten Bereichen (Kontrolle) drei Beweidungsausschlussflächen zur Verfügung, eine vom ersten Untersuchungsjahr an gezäunte (800 m²) und zwei seit über 10 Jahren von der Beweidung ausgeschlossene Flächen (jeweils 400 m²).

Die Beweidung der für diese Untersuchung ausgewählten Heidefläche im NSG „Lüneburger Heide" wird mit einer privaten Mutterschafherde (mit Lämmern und Einjährigen) in Hütehaltung durchgeführt, die in das Pflegekonzept des VNP eingebunden ist. Sie hat einen Bestand von 350 Mutterschafen, die eine Fläche von ca. 400 ha beweidet. Das „Neustädter Moor" wird – im Gegensatz zum NSG „Lüneburger Heide", wo die „Graue Gehörnte Heidschnucke" zum Einsatz kommt – mit einer Herde „Diepholzer Moorschnucken" beweidet. Die Herde hat rund 1.500 Mutterschafe sowie saisonal Lämmer und Einjährige. Im Sommerhalbjahr wird vor allem Moorbirke und Pfeifengras gefressen, während *Calluna*-Heide gerne im Winter, auch als Futterreserve bei Schneelagen, beweidet wird (Niemeyer 2001, 2004).

2.3 Erfassungsmethoden

Zur Erfassung der Wirbellosen wurden zur Beobachtung der kurz- und mittelfristigen Entwicklungen auf den Weide- und Brandflächen Bodenfallen für die epigäische Fauna und Kescherfänge für die in der Zwergstrauchschicht lebenden Gruppen eingesetzt. Zusätzlich wurden für die Bewertung der kurzfristigen Auswirkungen des Brennens Trockenextraktionsproben entnommen.

Wegen der sehr inhomogenen kleinräumigen Verteilung der hier untersuchten Wirbellosen ergaben sich innerhalb der Einzelprobenwerte in den meisten Fällen so hohe Streuungen, dass nur bei sehr hohen Populationsdichten und vielen Parallelproben, z. B. bei Milben und Springschwänzen in den Trockenextraktionsproben, eine statistische Absicherung möglich war.

Bodenfallen

Für die Erfassung der laufaktiven epigäischen Wirbellosen kamen Bodenfallen nach dem Bautyp *Melber* (1987) mit Ethylenglykol zum Einsatz. Auf ein Dach wurde verzichtet, um nicht zusätzlich Amphibien und Reptilien anzulocken, die in der versteckarmen *Calluna*-Heide evtl. hier Unterschlupf gesucht hätten. Auf allen Untersuchungsflächen wurden sechs Bodenfallen in Reihe und mit einem Abstand von 5 m installiert. Auf den beweideten Flächen mussten die Fallen zusätzlich mit Metallstäben gegen Tritt gesichert werden. Ihre Expositionsdauer war ganzjährig, und sie wurden halbmonatlich geleert.

Angesichts der sehr unterschiedlichen Fangraten der einzelnen Bodenfallen und der großen jahreszeitlichen Schwankungen wurden in der Regel die Ergebnisse aller Fallen einer Untersuchungsfläche in einem Kalenderjahr zusammengefasst und als Jahresfangrate (Indiv./Jahr/Fläche) oder prozentual als Dominanzwert dargestellt.

Bei den Untersuchungen der Auswirkungen eines Brands konnte die Fläche zur Feststellung der Ausgangssituation i. d. R. zumindest eine Vegetationsperiode vor und eine nach einem Brandereignis beprobt werden. Auf der am längsten beprobten Fläche (Brand

im Februar 2001, „Auf dem Töps") waren ein Jahr Vorlauf und drei Jahre Untersuchung der Nachbrandentwicklung möglich. Da somit nur aus einem Gebiet Werte aus einem dritten Nachbrandjahr vorlagen, wurden diese im Folgenden meist mit den Daten aus dem zweiten Nachbrandjahr vereinigt. Auf allen anderen Flächen im NSG „Lüneburger Heide" und im „Neustädter Moor" waren neben einem Jahr Vorlauf ein oder zwei Jahre Nachbranduntersuchungen möglich.

Die Bodenfallen zur Untersuchung der Auswirkungen der Beweidung in Inzmühlen wurden mit der Einrichtung einer neuen Ausschlussfläche Mitte März 2001 gesetzt. Wie auch bei den Untersuchungen zur Brandwirkung waren die Fallen ganzjährig exponiert und wurden bis Ende 2003 ausgewertet.

Kescherfänge

Mit der Leerung der Bodenfallen wurde in der Regel jede Untersuchungsfläche ganzjährig in halbmonatlichem Rhythmus mit jeweils 30 Schlägen abgekeschert. Der Kescher mit einem festen Stoffbeutel hatte einen Durchmesser von 30 cm. Der gesamte Kescherinhalt wurde mittels eines großen Trichters in ein Laborglas überführt, mit Essigsäureethylester versetzt und im Labor unter einer Stereolupe ausgewertet. Zur Darstellung der Ergebnisse wurden die auf einer Untersuchungsfläche in allen Kescherproben eines Kalenderjahrs gefangenen Tiere aufsummiert.

Trockenextraktionen

Um zu ermitteln, welche Wirbellosen dem Feuer unmittelbar zum Opfer fallen, wurden vor und nach dem Brennen innerhalb des Winterhalbjahrs Trockenextraktionsproben entnommen und nach der Methode von *Kempson* et al. (1963) extrahiert. Hierzu wurden auf einer zum Brand vorgesehenen Fläche ab Oktober oder November zufällig verteilt mit einem Stechzylinder halbmonatlich acht Proben zu je 0,03 m^2 genommen. Es wurde die gesamte Zwergstrauchschicht und die Rohhumusschicht bis einige cm in den Ah-Horizont (humoser Sand) hinein ausgestochen und danach im Labor invers extrahiert, so dass auch die an den *Calluna*-Pflanzen befindlichen Phytophagen und die epigäischen Formen erfasst werden konnten.

Um eine gewisse Einheitlichkeit und bessere Vergleichbarkeit zu erreichen, mussten vier Proben mit *Calluna*-Pflanzen und vier zwischen den *Calluna*-Sträuchern genommen werden. Insgesamt konnten so 184 Proben von gebrannten Bereichen und 256 aus ungebrannten Flächen entnommen und extrahiert werden. Nicht in allen Fällen konnte bereits vor dem Brennen die Probennahme erfolgen, dann wurden vier auf der gebrannten Fläche und vier Proben auf einer unmittelbar anschließenden ungebrannten Fläche entnommen.

3 Ergebnisse

3.1 Das Arteninventar der Untersuchungsgebiete

Alle in den vier Untersuchungsjahren 2000 bis 2003 gefangenen Individuen der drei Hauptuntersuchungsgruppen Laufkäfer (Col., Carabidae), Wanzen, Zikaden bzw. Blattflöhe (Rhynchota) und Webspinnen (Arachn., Araneae), die größtenteils bis zur Art determiniert wurden, sind in den folgenden Tabellen 1, 2 und 3 zusammengestellt. Um die Unterschiede zwischen Moor- und Sandheiden sichtbar zu machen, sind die Werte für die drei Untersuchungsgebiete getrennt aufgeführt. Bei den Rhynchoten und Webspinnen werden die unterschiedlichen Habitatpräferenzen von epigäischen Formen bzw. Besiedlern der Zwergstrauchschicht durch getrennte Auflistung der Bodenfallen- und der Kescherfänge sichtbar gemacht.

Die Gruppe der **Laufkäfer** ist die individuenreichste Gruppe in den Bodenfallenfängen. Die Tiere leben zum überwiegenden Teil bodenbewohnend und ernähren sich räuberisch. Laufkäfer besiedeln fast alle terrestrischen Lebensräume in Mitteleuropa. Sie eignen sich als Ziel- und Bewertungsindikatorengruppe im Naturschutz. Die Erfassung ist recht unkompliziert, und die Methoden sind leicht standardisierbar. Der Kenntnisstand zur Ökologie und Biologie ist ausreichend, deshalb sind Ergebnisse gut interpretier- und bewertbar. Laufkäfer haben ein unterschiedliches Indikatorpotential. Für die vorliegende Untersuchung spielen sie als Indikatoren zu Veränderungen in Lebensräumen eine wichtige Rolle (*Aßmann* et al. 2003).

Für die Auswertung der Daten wurden die festgestellten Arten ökologischen Gruppen zugeordnet (s. Tab. 1). Dabei können zum einen Arten aus offenen, trockenen Lebensräumen und zum anderen Arten aus offenen, feuchten oder mäßig feuchten Lebensräumen abgegrenzt werden. Außerdem treten Arten auf, die Wald-Offenland-Übergangsbereiche bevorzugen und Arten der Wälder, d.h. Arten, die Beschattung und höhere Bodenfeuchte als Lebensraumansprüche haben. Eine besondere Rolle spielen Arten der Heiden und der Moore.

Da atlantische Heiden aufgrund ihrer Entstehungsgeschichte dynamische Lebensräume sind, die bei geeigneter Behandlung wiederkehrende zyklische Prozesse zwischen Pionier- und Alterungsstadien durchlaufen, weisen sie je nach Stadium eine spezielle Faunenzusammensetzung auf. Initialstadien sind von Arten der Sandtrockenrasen geprägt, in Spät- oder Zerfallsphasen finden sich Arten der Wälder, einige Arten haben aber ihren Habitatsschwerpunkt nur in diesem System. Ein Teil von ihnen ernährt sich von *Calluna*-Samen und ist spätherbst- oder winteraktiv (*Melber* 1983).

Im Gegensatz zum dynamischen System der Heiden sind ungestörte Hochmoore sich über Jahrhunderte kontinuierlich entwickelnde Systeme. Auch sie unterliegen in jüngster Zeit einem hohen Stickstoffeintrag, der zur Veränderung des Lebensraums führt. Bei der vorliegenden Untersuchung spielen die Arten der Moore vor allem im „Neustädter Moor" eine besondere Rolle. Diese Arten haben in Moorgebieten eine hohe Stetigkeit und bevorzugen saure Standorte. Bei *Agonum ericeti* wurde eine Bindung an geringe pH-Werte untersucht und nachgewiesen (*Paje & Mossakowski* 1984). Die Art gilt als Charakterart ungestörter Hochmoore. In der folgenden Tabelle 1 wird *Carabus nitens* als Art der Moore und Heiden eingestuft. Sie bevorzugt Moore und spielt als Rote-Liste-Art eine wichtige Rolle im „Neustädter Moor", kommt aber auch in Feuchtheiden vor.

Bei den **Wanzen** (Heteroptera, s. Tab. 2) dominieren sowohl in den Sand- als auch in den Moorheiden die Charakter- und Begleitarten des Callunetums (*Webb* 1986, *Melber* in Vorb.). In geringem Ausmaß treten neben Gehölzbe-

Tab. 1: Individuensummen der in den Gebieten „Auf dem Töps", „Inzmühlen" (Sandheiden) und „Neustädter Moor" (Moorheiden) auf 5, 3 bzw. 7 Untersuchungsflächen registrierten Laufkäfer (Col., Carabidae). Den Werten liegen 15, 9 bzw. 19 Jahresgänge mit jeweils 6 Bodenfallen zugrunde. Lebensräume: OT = Arten offener, trockener Lebensräume; H = Arten mit dem Lebensraumschwerpunkt in Heiden; M = Arten der Moore; OF = Arten offen, feuchter und mäßig feuchter Lebensräume; W/O = Arten der Grenzbereiche Wald / Offenland; W = Arten der Wälder. RL-D = Einstufung der gefährdeten Arten nach Trautner *et al. (1996) für Deutschland; RL-Nds = Einstufung der gefährdeten Arten nach* Aßmann *et al. (2003) für Niedersachsen.*

	Lebens-raum	RL-D	RL-Nds.	Auf dem Töps 2000–2003	Inzmühlen 2001–2003	Neust. Moor 2001–2003
Fam. Carabidae						
1 *Cicindela campestris* L.	OT			22	51	133
2 *Calosoma maderae* (F.)	OT	3	2		1	
3 *Carabus arvensis* HBST.	W/O	V	V	210	98	560
4 *Carabus auronitens* F.	W			37		
5 *Carabus cancellatus* ILL.	OF	V	V			30
6 *Carabus clathratus* L.	OF	2	2			323
7 *Carabus convexus* F.	W/O	3	3		1	
8 *Carabus granulatus* L.	OF				2	6
9 *Carabus nemoralis* MÜLL.	W/O			4	4	
10 *Carabus nitens* L.	H/M	2	2	3	51	212
11 *Carabus problematicus* HBST.	W			22	3	112
12 *Carabus pupurascens* F.	W					41
13 *Carabus violaceus* L.	W			257	9	
14 *Cychrus caraboides* (L.)	W			36	7	
15 *Leistus ferrugineus* (L.)	W/O			118	3	
16 *Leistus terminatus* (HELLW.)	W/O			1		114
17 *Nebria salina* FAIRM. & LAB.	OT			10	94	187
18 *Notiophilus aquaticus* (L.)	OF	V		77	87	329
19 *Notiophilus biguttatus* (F.)	W					1
20 *Notiophilus germinyi* FAUV.	H	3	3			1
21 *Notiophilus palustris* (DUFT.)	OF			2		18
22 *Blethisa multipunctata* (L.)	OF	2	2			11
23 *Loricera pilicornis* (F.)	OF			2	2	65
24 *Clivina fossor* (L.)	OF			7	2	11
25 *Dyschirius globosus* (HBST.)	OF			3.648	1.989	10.989
26 *Miscodera arctica* (PAYK.)	H	2	1			4
27 *Broscus cephalotes* (L.)	OT	V				21
28 *Trechus obtusus* ER.	OF				15	
29 *Trechus quadristriatus* (SCHRK.)	OF			3		
30 *Bembidion humerale* STURM	M	2	2		1	189
31 *Bembidion lampros* (HBST.)	OF			22	86	1.361
32 *Bembidion nigricorne* GYLL.	H	2	3	22	247	386
33 *Bembidion quadrimaculatum* (L.)	OT			8		33
34 *Asaphidion curtum* HEYDEN	OF			1		1
35 *Anisodactylus binotatus* (F.)	OF					6
36 *Anisodactylus nemorivagus* (DUFT.)	M	2	2		11	645
37 *Harpalus affinis* (SCHRK.)	OT			4	7	7
38 *Harpalus latus* (L.)	W/O			221	33	5
39 *Harpalus rubripes* (DUFT.)	OT			8	3	1
40 *Harpalus rufipalpis* STURM	OT			145	9	
41 *Harpalus signaticornis* (DUFT.)	OT		3	1		
42 *Harpalus solitaris* DEJ.	OT	2	3	10	2	
43 *Harpalus tardus* (PANZ.)	OT			14	3	6
44 *Pseudoophonus rufipes* (DEG.)	OF			175	11	40
45 *Stenolophus mixtus* (HBST.)	OF					8
46 *Stenolophus teutonus* (SCHRK.)	OF					1
47 *Dicheirotrichus cognatus* (GYLL.)	H	2	2	677	60	1.041
48 *Dicheirotrichus placidus* (GYLL.)	OF				2	6
49 *Bradycellus caucasicus* CHAUD.	H	3	3	55	32	146
50 *Bradycellus harpalinus* (SERV.)	OF			69	75	430
51 *Bradycellus ruficollis* (STEPH.)	H	3	3	814	358	590
52 *Acupalpus dubius* SCHILSKY	OF	V	3	2	64	1
53 *Acupalpus parvulus* (STURM)	OF					6
54 *Poecilus cupreus* (L.)	OF			2		19
55 *Poecilus lepidus* (LESKE)	OT	V		1.058	116	713
56 *Poecilus versicolor* (STURM)	OF			11.682	782	9.933
57 *Pterostichus diligens* (STURM)	OF	V		1.354	413	420
58 *Pterostichus melanarius* (ILL.)	W/O			10	22	16
59 *Pterostichus minor* (GYLL.)	OF				3	553
60 *Pterostichus niger* (SCHALL.)	W			630	205	146
61 *Pterostichus oblongopunctatus* (L.)	W			71	1	7
62 *Pterostichus nigrita* (PAYK.)	OF			3		
63 *Pterostichus rhaeticus* HEER	OF				5	856
64 *Pterostichus strenuus* (PANZ.)	OF			3		1
65 *Pterostichus vernalis* (PANZ.)	OF			41	21	51
66 *Abax ovalis* (DUFT.)	W			1	1	
67 *Abax parallelepipedus* PILL.& MITT.	W			14	8	
68 *Synuchus vivalis* (ILL.)	OT			4	3	2
69 *Calathus erratus* (SAHLB.)	OT			293	63	313
70 *Calathus fuscipes* (GOEZE)	OF			8	7	1
71 *Calathus melanocephalus* (L.)	OF			2.185	87	1.136
72 *Calathus micropterus* (DUFT.)	W	V		4	1	
73 *Olisthopus rotundatus* (PAYK.)	OT	2	3	3	8	107
74 *Agonum ericeti* (PANZ.)	M	2	1		3	135
75 *Agonum fuliginosum* (PANZ.)	OF					2
76 *Agonum gracile* (GYLL.)	OF	3	3		16	49
77 *Agonum marginatum* (L.)	OF			1		
78 *Agonum sexpunctatum* (L.)	OF				2	85
79 *Agonum viduum* (PANZ.)	OF			2		2
80 *Anchomenus dorsalis* (PONT.)	OF			1	1	
81 *Oxypselaphus obscurus* (HBST.)	OF				94	1.125
82 *Limodromus assimilis* (PAYK.)	W/O					95
83 *Amara aenea* (DEG.)	OT				2	4
84 *Amara apricaria* (PAYK.)	OT					2
85 *Amara communis* (PANZ.)	OF			1	11	
86 *Amara convexior* STEPH.	OF			1	6	
87 *Amara equestris* (DUFT.)	OT			27	7	
88 *Amara familiaris* (DUFT.)	OF			1		3
89 *Amara infima* (DUFT.)	H	2	2	3		18
90 *Amara kulti* FASS.	OT		2	2		
91 *Amara lunicollis* SCHIÖDTE	OF			2.644	217	404
92 *Amara plebeja* (GYLL.)	OF			13	1	11
93 *Amara similata* (GYLL.)	OF			3		1
94 *Amara spreta* DEJ.	OF				2	4
95 *Amara tibialis* (PAYK.)	OT	V	V	84	29	36
96 *Oodes helopioides* (F.)	OF					46
97 *Chlaenius nigricornis* (F.)	OF	V	V	1		
98 *Panagaeus bipustulatus* (F.)	OF			1		
99 *Lebia chlorocephala* (HOFFM.)	OT	V	3	1		
100 *Cymindis macularis* MANNH.	OT	2	1			1
101 *Cyminidis vaporariorum* (L.)	H	2	2	43	9	28
102 *Philorhizus melanocephalus* DEJ.	OT				1	2
103 *Syntomus foveatus* (GEOFFR.)	H			6	9	194
104 *Syntomus truncatellus* (L.)	OT			2		3
105 *Microlestes minutulus* (GOEZE)	OT					5
Summe				**26.909**	**5.579**	**34.606**

Tab. 2: Individuensummen der in den Sandheiden „Auf dem Töps" und „Inzmühlen" sowie den Moorheiden „Neustädter Moor" auf 5, 3 bzw. 7 Untersuchungsflächen registrierten Rhynchoten (Larven und Imagines). Den Werten liegen 15, 9 bzw. 19 Jahresgänge mit jeweils 6 Bodenfallen und 13, 9 bzw. 19 Jahresgänge mit halbmonatlich durchgeführten Kescherproben (zu je 30 Schlägen) zugrunde. RL, D = Gefährdungseinstufungen nach der Roten Liste für Deutschland (Günther et al. 1998) bzw. RL, Nds, wT = Niedersachsen / Westliches Tiefland (Melber 1999).

	RL D	RL Nds wT	Bodenfallen Auf d. Töps	Inz-mühlen	Neust. Moor	Summe Bodenf.	Kescherproben Auf d. Töps	Inz-mühlen	Neust. Moor	Summe Kescher	Summe
HETEROPTERA											
Ceratocombidae											
1 *Ceratocomus brevipennis* POPP.	2/3			10		**10**					10
2 *Ceratocombus coleoptratus* (ZETT.)			526	332	148	**1.006**		1		1	1.007
Nepidae											
3 *Nepa cinerea* L.					2	**2**					2
Corixidae											
4 *Hesperocorixa sahlbergi* (FIEB.)					1	**1**					1
Naucoridae											
5 *Ilyocoris cimicoides* (L.)					32	**32**					32
Notonectidae											
6 *Notonecta obliqua* THUNBG.	V				1	**1**					1
Hebridae											
7 *Hebrus ruficeps* THOMS.					71	**71**					71
Microveliidae											
8 *Microvelia reticulata* (BURM.)					8	**8**			1	**1**	9
Gerridae											
9 *Gerris lacustris* (L.)					1	**1**					1
10 *Gerris odontogaster* (ZETT.)					11	**11**					11
Saldidae											
11 *Chartoscirta cincta* (H.-SCH.)					1	**1**					1
12 *Chartoscirta cocksii* (CURT.)				1	16	**17**					17
13 *Chartoscirta elegantula* (FALL.)	2/3				15	**15**					15
14 *Micracanthia marginalis* (FALL.)	2/3	2			72	**72**					72
15 *Salda muelleri* (GMEL.)	2/3	(3)			5	**5**					5
16 *Saldula pallipes* (F.)					1	**1**					1
17 *Saldula saltatoria* (L.)			20	10	95	**125**			2	**2**	127
Tingidae											
18 *Acalypta parvula* (FALL.)			746	655	135	**1.536**	3	2		**5**	1.541
19 *Acalypta nigrina* (FALL.)			172	48	50	**270**					270
20 *Agramma laetum* (FALL.)					6	**6**			40	**40**	46
Microphysidae											
21 *Myrmedobia coleoptrata* (FALL.)			141	10	154	**305**	19	7	28	**54**	359
Miridae											
22 *Capsus wagneri* (REM.)					1	**1**		1		**1**	2
23 *Deraeocoris scutellaris* (F.)	1	G			3	**3**			3	**3**	6
24 *Hallodapus rufescens* (BURM.)	2/3				8	**8**			1	**1**	9
25 *Leptopterna ferrugata* (FALL.)			1			**1**	35	14		**49**	50
26 *Lygus pratensis* (L.)								1	3	**4**	4
27 *Lygus rugulipennis* POPP.					3	**3**	7	7	31	**45**	48
28 *Orthotylus ericetorum* (FALL.)			11	11	26	**48**	1.026	2.899	1.467	**5.392**	5.440
29 *Phytocoris varipes* BOHEM.							2	1	2	**5**	5
30 *Pithanus maerkelii* (H.-SCH.)			2			**2**	1	1		**2**	4
31 *Stenodema calcarata* (FALL.)			1	6	10	**17**	4	206	627	**837**	854
32 *Stenodema laevigata* (L.)				1	1	**2**	23	5	3	**31**	33
33 *Stenodema virens* (L.)							1			**1**	1
34 *Stenotus binotatus* (F.)					2	**2**			78	**78**	80
35 *Systellonotus triguttatus* (L.)	2/3				1	**1**					1
36 *Trigonotylus caelestialium* (KIRK.)								7	8	**15**	15
Nabidae											
37 *Himacerus boops* (SCHDTE.)				1		**1**		1		**1**	2
38 *Nabis ericetorum* SCHOLZ			90	14	63	**167**	232	158	372	**762**	929
39 *Nabis ferus* (L.)			8	4	13	**25**	8	6	5	**19**	44
40 *Nabis flavomarginatus* SCHOLZ					3	**3**	4			**4**	7
41 *Nabis pseudoferus* REM.			4		5	**9**	1	3	1	**5**	14
42 *Nabis rugosus* (L.)							1	3		**4**	4
Anthocoridae											
43 *Orius majusculus* (REUT.)								5	5	**10**	10
44 *Orius minutus* (L.)								2		**2**	2
45 *Orius niger* (WOLFF)							1	42	17	**60**	60

	RL D	RL Nds wT	Bodenfallen Auf d. Töps	Inz-mühlen	Neust. Moor	Summe Bodenf.	Kescherproben Auf d. Töps	Inz-mühlen	Neust. Moor	Summe Kescher	Summe
Reduviidae											
46 *Coranus subapterus* (DE GEER)			3	1	9	**13**			1	**1**	14
47 *Coranus woodroffei* (PUTSHK.)			73	8	33	**114**	9	2	1	**12**	126
Aradidae											
48 *Aradus cinnamomeus* PANZ.				1		**1**					1
Lygaeidae											
49 *Cymus claviculus* (FALL.)			1	1	3	**5**		2	2	**4**	9
50 *Drymus sylvaticus* (F.)			2		3	**5**					5
51 *Drymus ryeii* DGL.& SC.					1	**1**					1
52 *Geocoris grylloides* (L.)			1	5	1	**7**		1		**1**	8
53 *Ischnocoris angustulus* (BOHEM.)			4			**4**					4
54 *Kleidocerys resedae* (PANZ.)					1	**1**	11		56	**67**	68
55 *Macrodema microptera* (CURT.)			136	93	785	**1.014**	1	30	47	**78**	1.092
56 *Nysius helveticus* (H.-SCH.)			3			**3**	7			**7**	10
57 *Plinthisus brevipennis* (LATR.)			1			**1**					1
58 *Plinthisus pusillus* (SCHOLZ)				9		**9**					9
59 *Peritrechus angusticollis* (SAHLBG.)	2/3	G		1	1	**2**					2
60 *Peritrechus geniculatus* (HAHN)			1			**1**					1
61 *Pterotmetus staphyliniformis* (SCHILL.)			15	2	9	**26**					26
62 *Rhyparochromus pini* (L.)			1		10	**11**					11
63 *Scolopostethus decoratus* (HAHN)			28	145	252	**425**	12	77	6	**95**	520
64 *Stygnocoris sabulosus* (SCHILL.)			921	415	852	**2.188**	279	298	220	**797**	2.985
65 *Trapezonotus arenarius* (L.)			28	3		**31**					31
66 *Trapezonotus desertus SEIDENST.*			127	33	192	**352**		5		**5**	357
Berytidae											
67 *Berytinus minor* (H.-SCH.)					1	**1**					1
68 *Neides tipularius* (L.)							1	1		**2**	2
Coreidae											
69 *Spathocera dalmanii* (SCHILL.)					1	**1**					1
Rhopalidae											
70 *Chorosoma schillingii* (SCHUMM.)			1			**1**	7			**7**	8
Cydnidae											
71 *Thyreocoris scarabaeoides* (L.)			1			**1**					1
Scutelleridae											
72 *Eurygaster testudinaria* (GEOFFR.)									1	1	1
Pentatomidae											
73 *Aelia acuminata* (L.)							1			**1**	1
74 *Aelia klugii* HAHN			4			**4**	6			**6**	10
75 *Neottiglossa pusilla* (GMEL.)			1			**1**	2			**2**	3
76 *Palomena prasina* (L.)			1			**1**		1		**1**	2
77 *Picromerus bidens* (L.)			2			**2**	9			**9**	11
78 *Rhacognathus punctatus* (L.)			13	9	40	**62**	67	31	34	**132**	194
79 *Zicrona caerulea* (L.)					1	**1**					1
Acanthosomatidae											
80 *Elasmucha grisea* (L.)			1			**1**					1
81 *Elasmostehus interstinctus* (L.)								1		**1**	1
Summe Heteroptera			3.091	1.829	3.159	**8.079**	1.780	3.821	3.062	**8.663**	16.742
AUCHENORRHYNCHA											
Cicadellidae											
Planaphrodes trifasciata (GEOFFR.)			384	87	1.199	**1.670**	3	4	9	**16**	1.686
Ulopa reticulata (F.)			1.552	463	1.475	**3.490**	875	731	1.475	**3.081**	6.571
Zygina rubrovittata (LETHIERRY)			19	2	18	**39**	478	151	234	**863**	902
Auchenorrhyncha, fam. gen. sp.			1.447	460	527	**2.434**	698	644	532	**1.874**	4.308
Summe Auchenorrhyncha			3.402	1.012	3.219	**7.633**	2.054	1.530	2.250	**5.834**	13.467
STERNORRHYNCHA - Psyllina											
Psyllidae											
Strophingia ericae (CURTIS)			36	21	46	**103**	997	1.288	944	**3.229**	3.332
Psyllina, fam. gen. sp.							14	5	13	**32**	32
Summe Psyllina			36	21	46	**103**	1.011	1.293	957	**3.261**	3.364

*Tab. 3: Individuensummen der in den Sandheiden „Auf dem Töps" und „Inzmühlen" sowie den Moorheiden „Neustädter Moor" auf 2, 3 bzw. 7 Untersuchungsflächen registrierten adulten Webspinnen (Arachnida, Araneae). Den Werten liegen 4, 9 bzw. 7 Jahresgänge mit jeweils 6 Bodenfallen und 13, 9 bzw. 19 Jahresgänge mit halbmonatlich durchgeführten Kescherproben (zu je 30 Schlägen) zugrunde. In der Tabellenspalte „Ökologie" wurde eine Einstufung der Arten nach den Faktorenkomplexen Feuchte (F) bzw. Beschattung (B) versucht: mh = meso- bis hygrophile Arten, xt = xero- oder thermophile Arten, eu = euryöke Arten, W = Waldarten oder solche, die beschattete Habitate bevorzugen, O = Offenlandarten, / = nicht zugeordnet. RL-D = Gefährdungseinstufungen nach der Roten Liste für Deutschland (*Platen *et al. 1996).*

	Ökol.		RL	Bodenfallen				Kescherproben				
	F	B	D	Auf d. Töps	Inz-mühlen	Neust. Moor	Summe Bodenf.	Auf d. Töps	Inz-mühlen	Neust. Moor	Summe Kescher	Summe
Mimetidae												
1 *Ero cambridgei* KULCZYNSKI	mh	O	3	1	2	2	**5**					5
2 *Ero furcata* (VILLERS)	eu	/		6	7	5	**18**					18
Theridiidae												
3 *Anelosimus vittatus* (C.L.KOCH)	mh	W							1		**1**	1
4 *Crustulina guttata* (WIDER)	eu	/		1	1	3	**5**					5
5 *Crustulina sticta* (O.P.-CAMBRIDGE)	mh	O	2		1	3	**4**					4
6 *Enoplognatha latimana* HIPPA & OKSALA	xt	O							1		**1**	1
7 *Enoplognatha thoracica* (HAHN)	xt	W			3	34	**37**					37
8 *Episinus angulatus* (BLACKWALL)	xt	W		1		1	**2**					2
9 *Euryopis flavomaculata* (C.L.KOCH)	xt	W		6			**6**					6
10 *Neottiura bimaculata* (LINNAEUS)	eu	/			4	5	**9**		7	24	**31**	40
11 *Paidiscura pallens* (BLACKWALL)	xt	W						14	7	4	**25**	25
12 *Pholcomma gibbum* (WESTRING)	mh	W				2	**2**					2
13 *Robertus lividus* (BLACKWALL)	eu	O		92	29	47	**168**	10			**10**	178
14 *Rugathodes instabilis* (O.P-CAMBRIDGE)	mh	O	3						1		**1**	1
15 *Simitidion simile* (C.L.KOCH)	eu	O		1		1	**2**	129	10	128	**267**	269
16 *Steatoda phalerata* (PANZER)	xt	O		3	33	9	**45**	3			**3**	48
17 *Theridion pictum* (WALCKENAER)	mh	W						1			**1**	1
18 *Theridion pinastri* L.KOCH	xt	W			1		**1**	1			**1**	2
19 *Theridion sisyphium* (CLERCK)	xt	O						2	1		**3**	3
20 *Theridion tinctum* (WALCKENAER)	xt	W						2			**2**	2
21 *Theridion varians* HAHN	xt	W							1		**1**	1
Linyphiidae												
22 *Agyneta conigera* O.P.-CAMBRIDGE)	mh	W							1		**1**	1
23 *Aphileta misera* (O.P.-CAMBRIDGE)	mh	O	3		1		**1**					1
24 *Araeoncus crassiceps* (WESTRING)	mh	O	3			18	**18**			2	**2**	20
25 *Araeoncus humilis* (BLACKWALL)	xt	O		11	31	16	**58**	3	2	6	**11**	69
26 *Bathyphantes gracilis* (BLACKWALL)	eu	/										
27 *Bathyphantes parvulus* (WESTRING)	eu	/										
(*Bathyphantes gracilis / parvulus*)				9	112	126	**247**	7	13	15	**25**	272
28 *Bathyphantes setiger* F.O.P.-CAMBR.	mh	O	2			6	**6**			1	**1**	7
29 *Bolyphantes luteolus* (BLACKWALL)	mh	O	3			5	**5**			2	**2**	7
30 *Centromerita bicolor (BLACKWALL)*	xt	O		1			**1**					1
31 *Centromerita concinna* (THORELL)	xt	O		163	551	979	**1.693**		1	20	**21**	1.714
32 *Centromerus dilutus* (O.P.-CAMBRIDGE)	mh	W		18	62	23	**103**					103
33 *Centromerus incilium* (L.KOCH)	xt	W		56	3		**59**					59
34 *Centromerus leruthi* FAGE	xt	O			1		**1**					1
35 *Centromerus levitarsis* (SIMON)	mh	O	3		1		**1**					1
36 *Centromerus pabulator* (O.P.-CAMBR.)	eu	/		1			**1**					1
37 *Centromerus semiater* (L.KOCH)	mh	O	3			1	**1**					1
38 *Centromerus sylvaticus* (BLACKWALL)	mh	W		125	162	111	**398**					398
39 *Ceratinella brevipes* (WESTRING)	mh	O		35		3	**38**	6				38
40 *Ceratinella brevis* (WIDER)	mh	W			6	1	**7**					7
41 *Cnephalocotes obscurus* (BLACKWALL)	eu	O			24		**24**					24
42 *Dicymbium nigrum* (BLACKWALL)	mh	O				1	**1**	1	4		**5**	6
43 *Dicymbium tibiale* (BLACKWALL)	mh	W							4		**4**	4
44 *Diplocephalus latifrons* (O.P.-CAMBR.)	mh	W		1	11		**12**					12
45 *Diplocephalus permixtus* (O.P.-CAMBR.)	mh	O			1		**1**					1
46 *Diplocephalus picinus* (BLACKWALL)	xt	W						1			**1**	1
47 *Dismodicus elevatus* (C.L.KOCH)	eu	W	G					3			**3**	3
48 *Entelecara congenera* (O.P.-CAMBRIDGE)	mh	W		1			**1**					1
49 *Erigone atra* BLACKWALL	mh	O		46	393	596	**1.035**	9	31	47	**87**	1.122
50 *Erigone dentipalpis* (WIDER)	eu	O		10	21	29	**60**		1	4	**5**	65
51 *Erigonella hiemalis* (BLACKWALL)	mh	O		12	52	1	**65**		7	1	**8**	73
52 *Floronia bucculenta* (CLERCK)	mh	W		1			**1**					1
53 *Gonatium rubens* (BLACKWALL)	xt	W		4	13	1	**18**	1	3		**4**	22
54 *Gongylidiellum latebricola* (O.P.-CAMBR.)	xt	W		15	29		**44**	10			**10**	54
55 *Gongylidiellum vivum* (O.P.-CAMBRIDGE)	mh	W			12	7	**19**		1		**1**	20
56 *Hypomma bituberculatum* (WIDER)	mh	O							1		**1**	1
57 *Lepthyphantes ericaeus* (BLACKWALL)	mh	O		11	20	11	**42**					42
Lepthyphantes sp.				2	103	1	**106**	1	1	1	**3**	109
58 *Leptorhoptrum robustum* (WESTRING)	eu	O		1			**1**					1
59 *Linyphia tenuipalpis* SIMON	eu	/	G			1	**1**	3			**3**	4
60 *Linyphia triangularis* (CLERCK)	eu	O						5		5	**10**	10
61 *Lophomma punctatum* (BLACKWALL)	mh	O				2	**2**					2
62 *Meioneta affinis* (KULCZYNSKI)	xt	O		2	43	12	**57**		1		**1**	58
63 *Meioneta rurestris* (C.L.KOCH)	xt	O		27	24	9	**60**	1	4		**5**	65
Meioneta sp.								1	1		**2**	2
64 *Metopobactrus prominulus* (O.P.-CAMBR.)	xt	O				6	**6**					6
65 *Micrargus herbigradus* (BLACKWALL)	eu	W		105	36	32	**173**					173
66 *Micrargus subaequalis* (WESTRING)	mh	O		2			**2**					2
67 *Microlinyphia pusilla* (SUNDEVALL)	eu	O			13	12	**25**	2	5	20	**27**	52
68 *Minyriolus pusillus* (WIDER)	mh	W							2		**2**	2
69 *Neriene clathrata* (SUNDEVALL)	eu	/		6		2	**8**					8
70 *Oedothorax fuscus* (BLACKWALL)	eu	O			6	2	**8**		3	4	**7**	15
71 *Oedothorax retusus* (WESTRING)	mh	O			2	1	**3**					3
72 *Pelecopsis parallela* (WIDER)	eu	O			1		**1**		1		**1**	2
73 *Peponocranium ludicrum* (O.P.-CAMBR.)	eu	O	3	2	1	3	**6**		5	3	**8**	14
74 *Pocadicnemis pumila* (BLACKWALL)	eu	O		47	17	17	**81**	3			**3**	84
75 *Porrhomma* sp.					2	10	**12**					12
76 *Saaristoa abnormis* (BLACKWALL)	eu	W		7	6	1	**14**					14
77 *Satilatlas britteni* (JACKSON)	mh	O	1			2	**2**					2
78 *Silometopus incurvatus* (O.P.-CAMBR.)	xt	O	R			20	**20**					20
79 *Stemonyphantes lineatus* (LINNAEUS)	eu	O		8	1	24	**33**			1	**1**	34
80 *Tallusia experta* (O.P.-CAMBRIDGE)	mh	O		1	5	66	**72**					72
81 *Tapinocyba insecta* (L.KOCH)	mh	W			1		**1**					1
82 *Tapinocyba praecox* (O.P.-CAMBRIDGE)	xt	O		6	9	35	**50**			1	**1**	51
83 *Taranucnus setosus* (O.P.-CAMBRIDGE)	mh	O	2			4	**4**					4
84 *Tenuiphantes flavipes* (BLACKWALL)	eu	W						1			**1**	1
85 *Tenuiphantes mengei* (KULCZYNSKI)	mh	W		37	118	176	**331**	1	4		**5**	336
86 *Tenuiphyntes tenuis* (BLACKWALL)	eu	O		13	57	105	**175**	1	5	5	**11**	186
87 *Tiso vagans* (BLACKWALL)	mh	O		2	94	1	**97**		4		**4**	101
88 *Trichopterna cito* (O.P.-CAMBRIDGE)	xt	O	3		9		**9**					9
89 *Typhochrestus digitatus* (O.P.-CAMBR.)	xt	O		2	18	61	**81**			1	**1**	82
90 *Walckenaeria acuminata* BALCKWALL	xt	W		12	14	6	**32**					32
91 *Walckenaeria alticeps* (DENIS)	mh	O				25	**25**					25
92 *Walckenaeria atrotibialis* (O.P.-CAMBR.)	eu	W		91	124	40	**255**					255
93 *Walckenaeria capito* (WESTRING)	xt	O			8		**8**					8
94 *Walckenaeria corniculans* (O.P.-CAMBR.)	eu	W		4			**4**					4
95 *Walckenaeria cucullata* (C.L.KOCH)	eu	/		7			**7**					7
96 *Walckenaeria cuspidata* BLACKWALL	eu	/			4	5	**9**					9

Tab. 3: Fortsetzung.

	Ökol.		R L D	Bodenfallen				Kescherproben				
	F	B		Auf d. Töps	Inz- mühlen	Neust. Moor	Summe Bodenf.	Auf d. Töps	Inz- mühlen	Neust. Moor	Summe Kescher	Summe
97 *Walckenaeria dysderoides* (WIDER)	eu	/		24	14	15	**53**					53
98 *Walckenaeria furcillata* (MENGE)	xt	O		60	8	10	**78**					78
99 *Walckenaeria monoceros* (WIDER)	eu	/	G	8	1	22	**31**					31
100 *Walckenaeria nodosa* O.P.-CAMBRIDGE	mh	O	2	1	1		**2**					2
101 *Walckenaeria nudipalpis* (WESTRING)	mh	W			12	8	**20**					20
102 *Walckenaeria obtusa* BLACKWALL	mh	W	3	1			**1**					1
Linyphiidae, Linyphiinae, gen.sp.				41	18	2	**61**	2	5		**7**	68
Linyphiidae, Erigoninae, gen.sp.								1		2	**5**	5
Tetragnathidae												
103 *Metellina mengei* (BLACKWALL)	eu	/						1	2	1	**4**	4
104 *Metellina segmentata* (CLERCK)	eu	/						1	2		**3**	3
105 *Pachygnatha clercki* SUNDEVALL	mh	O			1	3	**4**					4
106 *Pachygnatha degeeri* SUNDEVALL	eu	O		56	308	36	**400**	2	2	2	**6**	406
107 *Pachygnatha listeri* SUNDEVALL	eu	W		3			**3**					3
108 *Tetragnatha extensa* (LINNAEUS)	mh	O								7	**7**	7
Araneidae												
109 *Agalenatea redii* (SCOPOLI)	xt	O						3		2	**5**	5
110 *Araneus diadematus* CLERCK	eu	/						5	1		**6**	6
111 *Araneus quadratus* CLERCK	eu	O		10	2	3	**15**	37	9	50	**96**	111
112 *Araniella opisthographa* (KULCZYNSKI)	eu	W								1	**1**	1
113 *Argiope bruennichi* (SCOPOLI)	xt	O							2	1	**3**	3
114 *Cercidia prominens* (WESTRING)	xt	O		5	6	8	**19**	1	2	2	**5**	24
115 *Hypsosinga albovittata* (WESTRING)	xt	O	3					1	2		**3**	3
116 *Hypsosinga sanguinea* (C.L.KOCH)	xt	O	3					3			**3**	3
117 *Larinioides cornutus* (CLERCK)	mh	O				1	**1**			17	**17**	18
118 *Larinioides patagiatus* (CLERCK)	mh	W								3	**3**	3
119 *Mangora acalypha* (WALCKENAER)	eu	O						4	11	8	**23**	23
120 *Neoscona adianta* (WALCKENAER)	mh	O	3							13	**13**	13
121 *Singa hamata (CLERCK)*	mh	O				2	**2**		1	16	**17**	19
Lycosidae												
122 *Alopecosa barbipes* (SUNDEVALL)	xt	O		11	16	52	**79**					79
123 *Alopecosa cuneata* (CLERCK)	xt	O		75	226	11	**312**		1		**1**	313
124 *Alopecosa pulverulenta* (CLERCK)	xt	O		168	18	12	**198**					198
(*Alopecosa cuneata / pulverulenta*)				36	37	2	**75**					75
125 *Arctosa leopardus* (SUNDEVALL)	mh	O				14	**14**					14
126 *Arctosa lutetiana* (SIMON)	eu	O				218	**218**					218
127 *Arctosa perita* (LATREILLE)	xt	O	3			1	**1**					1
128 *Hygrolycosa rubrofasciata* (OHLERT)	mh	O	3	1	27	3	**31**					31
129 *Pardosa monticola* (CLERCK)	xt	O		120	68	2	**190**					190
130 *Pardosa lugubris* (WALCKENAER)	eu	W		2			**2**					2
131 *Pardosa nigriceps* (THORELL)	xt	O	3	616	110	220	**946**	18	15	19	**52**	998
132 *Pardosa palustris* (LINNAEUS)	eu	O		163	152	256	**571**					571
133 *Pardosa pullata* (CLERCK)	mh	O		1.442	821	1.299	**3.562**	1		2	**3**	3.565
134 *Pardosa sphagnicola* (DAHL)	mh	O	2		21	129	**150**					150
Pardosa sp.				5	2		**7**					7
135 *Pirata hygrophilus* THORELL	eu	/		1	53	1	**55**					55
136 *Pirata piraticus* (CLERCK)	mh	O				1	**1**					1
137 *Pirata piscatorius* (CLERCK)	mh	O	3			35	**35**					35
138 *Pirata tenuitarsis* SIMON	mh	O	3		2	19	**21**					21
139 *Pirata uliginosus* (THORELL)	mh	O		5	54	161	**220**					220
140 *Trochosa ruricola* (DE GEER)	eu	O			1	16	**17**					17
141 *Trochosa spinipalpis* (F.O.P-CAMBR.)	mh	O			3	2	**5**					5
142 *Trochosa terricola* THORELL	xt	O		470	326	577	**1.373**					1.373
Trochosa sp.				382	101	171	**654**					654
143 *Xerolycosa nemoralis* (WESTRING)	eu	O		3	1	8	**12**					12
Pisauridae												
144 *Dolomedes fimbriatus* (CLERCK)	mh	O	3			1	**1**					1
145 *Pisaura mirabilis* (CLERCK)	eu	O			2		**2**	3	2		**5**	7
Hahniidae												
146 *Antistea elegans* (BLACKWALL)	mh	O			7	152	**159**					159
147 *Hahnia nava* (BLACKWALL)	xt	O		357	1	3	**361**					361
148 *Hahnia pusilla* C.L.KOCH	eu	W			2	3	**5**					5
Dictynidae												
149 *Dictyna arundinacea* (LINNAEUS)	eu	O				1	**1**	1	5	73	**79**	80
Miturgidae												
150 *Cheiracanthium erraticum* (WALCKEN.)	eu	O			1		**1**	11	4	3	**18**	19
Liocranidae												
151 *Agroeca brunnea* (BLACKWALL)	eu	/		10	18	1	**29**					29
152 *Agroeca lusatica* (L.KOCH)	xt	O	3	59	2	71	**132**					132
153 *Agroeca proxima* (O.P.-CAMBRIDGE)	eu	O		84	34	24	**142**					142
154 *Phrurolithus festivus* (C.L.KOCH)	eu	O		3	4	4	**11**					11
Clubionidae												
155 *Clubiona diversa* O.P.-CAMBRIDGE	mh	O		1	1		**2**	2	3	2	**7**	9
156 *Clubiona subtilis* L.KOCH	mh	O	3		1		**1**					1
157 *Clubiona stagnitilis* KULCZYNSKI	mh	O	3							1	**1**	1
158 *Clubiona trivialis* C.L.KOCH	eu	/		2			**2**	2	1	2	**5**	7
Gnaphosidae												
159 *Drassodes cupreus* (BLACKWELL)	xt	O		21		8	**29**					29
160 *Drassodes lapidosus* (WALCKEN.) s.l.	eu	O		1			**1**					1
161 *Drassodes pubescens* (THORELL)	eu	O		4	2		**6**					6
162 *Drassyllus pusillus* (C.L.KOCH)	eu	O		158	31	142	**331**					331
163 *Gnaphosa leporina* (L.KOCH)	eu	O	2	299	9	63	**371**					371
Gnaphosa sp.				1			**1**					1
164 *Haplodrassus signifer* (C.L.KOCH)	xt	O		12	22	122	**156**					156
165 *Micaria pulicaria* (SUNDEVALL)	eu	O		1	3	1	**5**					5
166 *Poecilochroa conspicua* (L.KOCH)	eu	W	3	5			**5**					5
167 *Zelotes clivicola* (L.KOCH)	eu	W		1	1		**2**					2
168 *Zelotes latreillei* (SIMON)	xt	O		104	54	34	**192**					192
169 *Zelotes longipes* (L.KOCH)	xt	O	3	1	1	44	**46**					46
170 *Zelotes petrensis* (C.L.KOCH)	xt	O		11	11		**22**					22
Zoridae												
171 *Zora spinimana* (SUNDEVALL)	eu	/		3	20	6	**29**		1		**1**	30
Philodromidae												
172 *Philodromus cespitum* (WALCKENAER)	xt	W						2	1	6	**9**	9
173 *Philodromus collinus* C.L.KOCH	eu	W						2			**2**	2
174 *Philodromus histrio* (LATREILLE)	xt	O	3	1			**1**	3	1	7	**11**	12
Philodromus sp.									2		**2**	2
175 *Thanatus striatus* C.L.KOCH	mh	O	2	1		2	**3**					3
176 *Tibellus oblongus* (WALCKENAER)	eu	O				1	**1**	3	8		**11**	12
Thomisidae												
177 *Ozyptila atomaria* (PANZER)	eu	O		3	2		**5**					5
178 *Xysticus bifasciatus* C.L.KOCH	xt	O			1		**1**					1
179 *Xysticus cristatus* (CLERCK)	xt	O		6	10		**16**	5	4	8	**17**	33
180 *Xysticus erraticus* (BLACKWALL)	xt	O		9	2	3	**14**					14
Salticidae												
181 *Aelurillus v-insignatus* (CLERCK)	eu	O				11	**11**					11
182 *Euophrys frontalis* (WALCKENAER)	xt	O		12	1	2	**15**	5		1	**6**	21
183 *Euophrys herbigrada* (SIMON)	xt	O	2	1			**1**					1
184 *Evarcha* sp.						7	**7**					7
185 *Heliophanus dubius* C.L.KOCH	eu	O		1			**1**					1
186 *Heliophanus flavipes* (HAHN)	eu	O			1	1	**2**	8	1	17	**26**	28
Heliophanus spec.				1			**1**					1
187 *Pellenes tripunctatus* (WALCKENAER)	xt	O	3	1			**1**	1			**1**	2
188 *Sibianor aurocinctus* (OHLERT)	eu	O						1			**1**	1
189 *Sitticus floricola* (C.L.KOCH)	mh	O				1	**1**					1
190 *Talavera aequipes* (O.P.-CAMBRIDGE)	xt	O		1			**1**					1
191 *Talavera petrensis (C.L.KOCH)*	xt	O		3		1	**4**					4
Summe				5.902	4.957	6.770	**17.629**	351	222	564	**1.137**	18.766

wohnern (Betula, Pinus) und Grasbesiedlern in den Moorheiden allgemein an Feuchtgebiete und Moore gebundene Arten auf, wie z.B. die Springwanzen (Saldidae) und überwinternde Wasserwanzen. Nur als Einzelindividuen wurden Arten der Sandmagerrasen oder Irrgäste gefunden.

Innerhalb der **Zikaden** (Auchenorrhyncha, s. Tab. 2) gehören mehr als zwei Drittel aller festgestellten Individuen zu den beiden monophag an *Calluna vulgaris* lebenden Arten *Ulopa reticulata* und *Zygina rubrovittata* und zu *Planaphrodes trifasciata*, die in Nordwestdeutschland praktisch ausschließlich auf *Calluna*-Bestände beschränkt ist (*Nickel* 2003). Bei den restlichen nicht genauer aufgeführten Zikaden handelt es sich überwiegend um Arten, die trophisch an Poaceae gebunden sind.

In der Gruppe der **Blattflöhe** (Psyllina) treten neben *Strophingia ericae*, der einzigen monophag an *Calluna vulgaris* lebenden Art (*Webb* 1986, *Ossiannilsson* 1992), nur vereinzelt Imagines überwinternder biotopfremder Arten auf (Tab. 2).

Es ist schwierig, eine für *Calluna*-Heiden typische **Webspinnenfauna** abzugrenzen. Anders als bei den Laufkäfern ist über die Lebensraumansprüche der meisten Arten wenig bekannt. Die häufigen Arten sind nicht an Calluneten gebunden, sondern wie die in den Bodenfallenfängen hohe Dominanzwerte erreichende Baldachinspinne *Centromerita concinna* allgemein Bewohner wärmerer Offenlandstandorte. Nur *Philodromus histrio* scheint ausschließlich in *Calluna*-Beständen vorzukommen, einige Arten, wie *Simitidion simile, Neoscona adianta, Pardosa nigriceps, Agroeca lusatica* zeigen zumindest eine deutliche Präferenz für Calluneten. Nach *Schikora* (2002) lässt sich in Nordwestdeutschland auch keine hochmoorspezifische Spinnenfauna darstellen.

Tab. 4: Siedlungsdichten (Indiv./ m²) von Larven und Imagines von Fransenflüglern (Thysanoptera) und Larven des Blattflohs Strophingia ericae vor und nach dem Brennen in Sand- und Moorheiden. Mittelwerte aus 152 („Auf dem Töps") bzw. 136 („Neustädter Moor") Trockenextraktionsproben.

		Thysanoptera	Psyllina: *Strophingia ericae*
Sandheiden	Kontrolle	852,8	504,8
	gebrannt	10,9	3,1
Moorheiden	Kontrolle	670,5	1.341,0
	gebrannt	24,4	10,6

3.2 Einfluss des kontrollierten Brennens

3.2.1 Unmittelbare Wirkungen des Brandes

Anhand der vor und nach den Brandereignissen entnommenen Trockenextraktionsproben konnte untersucht werden, welche Wirbellosen dem Feuer unmittelbar zum Opfer fallen. Methodisch bedingt sind allerdings nur Aussagen über Tiergruppen möglich, die sehr hohe Siedlungsdichten erreichen.

Typische Bodenbewohner werden durch den Brand nicht oder nur in geringem Ausmaß beeinflusst. Die Siedlungsdichte der Milben (Acari) in der Sandheide „Auf dem Töps" lag unmittelbar nach dem Brennen auf Kontroll- und Brandfläche bei ungefähr 115.000 Indiv./m², die der Springschwänze (Collembola) bei 21.000 bzw. 17.000 Indiv./ m² (*Nieden* 2002).

Da bei den Extraktionen auch die gesamte Zwergstrauchschicht mit erfasst wurde, lassen sich auch Aussagen über die beiden individuenreichsten Phytophagengruppen, die Fransenflügler (Thysanoptera) und Blattflöhe (Psyllina) machen (Tab. 4). Erstere überwintern als Imagines und Larven vor allem in den vertrockneten Blüten, die Blattflöhe als Larven in den Blattachseln des Heidekrauts, wo sie vom Feuer erfasst werden können und verbrennen. Da aber bei allen Bränden immer auch einzelne *Calluna*-Zweige vom Feuer verschont wurden, überlebten kleine Restpopulationen.

Aufgrund der in den Bodenfallen registrierten Laufaktivität im Frühjahr, unmittelbar nach einem winterlichen Brandereignis, konnte gezeigt werden, dass die in der Streu befindlichen Wirbellosen vom Brand kaum beeinflusst werden. Sowohl am Beispiel der Heidezikade (Tab. 5), als auch des Heideblattkäfers (Tab. 13), die beide als Imago und Larve bzw. als Imago in der Rohhumusschicht überwintern, zeigt die stark erhöhte epigäische Laufaktivität kurz nach dem Brennen im März und April, dass die Tiere weitgehend das Feuer überlebt haben und offenbar bestrebt sind, die Brandfläche zu verlassen.

3.2.2 Mittelfristige Brandfolgen

Überblick

Die Entwicklung der mit Hilfe der Bodenfallen registrierten Laufaktivität nach dem Brand ist bei den vorwiegend epigäisch lebenden Wirbellosengruppen nicht einheitlich. Betrachtet man die dominierenden Taxa (Milben und Springschwänze nicht ausgewertet), so nimmt die Aktivitätsdichte bei den Spinnentieren, den Wanzen und den Laufkäfern (vor allem bei den Larven) zu, bei den durchschnittlich mehr feuchtere Habitate besiedelnden Kurzflügelkäfern sehr deutlich ab (Tab. 6).

Die Laufaktivität des Heideblattkäfers am Boden ist ebenfalls stark rückläufig.

Bei den in der Zwergstrauchschicht dominierenden Tiergruppen, die mit Hilfe von Kescherproben erfasst wurden, ist nach der weitgehenden Zerstörung der Pflanzendecke und somit auch der Lebensraumstrukturen meist ein starker Rückgang der Siedlungsdichten zu beobachten (Tab. 7). Wie auch bei den Bodenfallenfängen ist der relativ hohe Wert für die Heideblattkäfer-Imagines im ersten Nachbrandjahr auf abwandernde Individuen im März und April zurückzuführen.

Tab. 5: Heidezikade (Ulopa reticulata): Anteil der in den Monaten März und April laufaktiven Imagines und Larven an der Gesamtjahresaktivität in Sand- und Moorheiden (Bodenfallenfänge).

	ungebrannte Kontrollen	1. Nachbrandjahr	2. u. 3. Nachbrandjahr
Imagines	n = 1.776	n = 1.101	n = 252
	65,7 %	**73,3 %**	**62,3 %**
Larven	n = 233	n = 81	n = 56
	9,0 %	**44,4 %**	**1,8 %**

Tab. 6: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) dominanter Wirbellosen-Gruppen in Bodenfallenfängen auf 19 ungebrannten und 14 (9 Sand- bzw. 5 Moorheiden) gebrannten Flächen.

		ungebrannte Kontrollen	1. Nachbrandjahr	2. u. 3. Nachbrandjahr
Carabidae	– Imagines	1.601,3	1.502,6	1.767,8
	– Larven	49,2	87,1	137,2
Staphylinidae	– Imagines	504,9	392,9	243,0
	– Larven	45,5	29,4	8,2
Lochmaea suturalis	– Imagines	139,2	56,9	19,6
	– Larven	515,1	13,8	94,6
Heteroptera		148,6	175,1	183,4
Auchenorrhyncha		193,5	243,6	193,8
Myriapoda, Chilopoda		32,3	42,5	25,8
Arachnida, Araneae		1.376,2	1.629,8	2.014,8
Arachnida, Opiliones		34,4	40,2	38,0

Tab. 7: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) dominanter Wirbellosen-Gruppen in Kescherfängen auf 19 ungebrannten und 14 (9 Sand- bzw. 5 Moorheiden) gebrannten Flächen.

		ungebrannte Kontrollen	1. Nachbrandjahr	2. u. 3. Nachbrandjahr
Lochmaea suturalis	– Imagines	270,6	51,6	6,8
	– Larven	572,7	3,3	5,0
Lepidoptera - Larven		112,2	14,7	24,0
Heteroptera		218,8	55,2	42,8
Auchenorrhyncha		203,2	23,3	46,0
Sternorrhyncha, Psyllina		113,6	4,1	15,9
Arachnida, Araneae		503,7	239,4	215,2

Tab. 8: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) sowie Individuendominanzen der Laufkäfer in Bodenfallenfängen (Sandheiden). Abkürzungen für die ökologischen Ansprüche siehe Tabelle 1.

Ökologische Ansprüche	Kontrolle		1. Nachbrandjahr		2. u. 3. Nachbrandjahr	
	Indiv.	%	Indiv.	%	Indiv.	%
OT	283,6	**13,9**	206,0	**15,4**	376,0	**19,8**
H	121,6	**5,4**	70,8	**5,3**	154,0	**8,1**
OF	490,0	**24,1**	334,3	**25,0**	272,0	**14,3**
W/O	15,3	**0,8**	49,3	**3,7**	123,3	**3,0**
W	107,4	**5,3**	34,3	**2,6**	25,3	**1,3**
indiff. Arten	1.030,6	50,7	643,3	48,0	1.017,3	53,5
n	*16.288,0*		*5.351,0*		*5.698,0*	

Laufkäfer

Aufgrund ihrer Lebensweise haben Laufkäfer besondere Ansprüche an Feuchtigkeit und Temperatur, deshalb sollte ein Pflegeeingriff erheblichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Arten in einer Sandheide haben. Wie aus Tabelle 8 nach Bildung von ökologischen Gruppen zu ersehen ist, kommt es nicht zu einem völligen Verschwinden, aber zu einer teilweise deutlichen Verschiebung der Anteile einzelner Gruppen. Durch

Tab. 9: Aktivitätsdominanzen (%) von Amara lunicollis auf drei Untersuchungsflächen im NSG „Lüneburger Heide". 1. Brandfl. mit geringer Vergrasung, 2. Brandfl. mit starker Vergrasung. Der Wert in Klammern zeigt den Ausgangswert im Jahr vor der Pflegemaßnahme.

Jahr		2001	2002	2003
	n	%	%	%
Kontrollfläche	905	33,8	5,9	8,5
1. Brandfläche	186	2,1	3,7	2,9
2. Brandfläche	761	(12,5)	14,5	39,9

einen Winterbrand werden Arten, die offene, trockene Lebensräume bevorzugen, gefördert, Arten der offenen, feuchten Lebensräume wie auch der Wälder werden zurückgedrängt. Hervorzuheben ist, dass die gefährdeten Arten, die ihren Lebensraumschwerpunkt in Heiden haben (Tab. 1), nur sehr wenig betroffen sind.

Wichtig für das Überleben der Tiere beim Brennen ist die in den *Calluna*-Beständen in der Regel recht starke Rohhumusschicht, die bei einem Winterbrand nicht angegriffen wird. In Heiden ist der Laufkäfer *Dyschirius globosus* ein recht häufiger Bewohner des Lückensystems der *Calluna*-Streu. Der Käfer ist mit ca. 2–3 mm verhältnismäßig klein und flugunfähig. Eine Betrachtung der Fangzahlen zeigt, dass die Art auf den Kontrollflächen mit durchschnittlich 321 Individuen pro Jahr und Untersuchungsfläche vorkommt, im ersten Nachbrandjahr verringert sich die Zahl auf 247, im zweiten und dritten Jahr auf 174. Die Art leidet wohl unter den veränderten Bedingungen, kann aber den Winterbrand in der Bodenstreu überleben.

Wie eingangs beschrieben, kam es auf der zweiten Brandfläche im Gebiet „Auf dem Töps" zu einer sehr starken Vergrasung durch *Deschampsia flexuosa*, die auch im Gegensatz zur ersten Brandfläche im zweiten Jahr anhielt. Deutlich reagierte der Grassamen fressende Laufkäfer *Amara lunicollis* darauf (Tab. 9).

Ganz ähnlich wie in den Sandheiden im NSG „Lüneburger Heide" sind die Verhältnisse nach den Bränden im „Neustädter Moor". Die Arten offener, trockener Lebensräume finden offenbar bessere Lebensbedingungen, während die Arten offener, feuchter Lebensräume abnehmen (Tab. 10).

Im „Neustädter Moor" kommt dem Schutz stenotoper Moorarten eine besondere Bedeutung zu. Dies sind *Carabus nitens* (RL-Nds.: 2), *Bembidion humerale* (RL-Nds.: 2), *Anisodactylus nemorivagus* (RL-Nds.: 2) und die als Charakterart intakter Hochmoore geltende Art *Agonum ericeti* (RL-Nds.: 1). Sie waren auf allen Flächen vorhanden und zeigen, wie aus der Tabelle 11 hervorgeht, auf den Brandflächen deutlich erhöhte Aktivitätsdichtewerte.

Betrachtet man die drei Laufkäferarten *Cicindela campestris, Nebria salina* und *Bembidion quadrimaculatum*, die als Rohbodenbesiedler und Pionierarten anzusprechen sind, zeigt sich, dass sie mit 5,6 Indiv./Jahr/Fläche (n = 200) einen recht hohen Ausgangswert in den ungebrannten Kontrollen hatten. Im ersten Jahr nach der Pflegemaßnahme erhöhte sich der Wert auf 9,5 (n = 143), sank aber im zweiten Jahr bei noch stärkerem *Calluna*-Austrieb auf 2,8 (n = 17).

Rüsselkäfer und Heideblattkäfer

Rüsselkäfer ernähren sich zumeist phytophag von verschiedenen Pflanzenteilen. Neben polyphagen gibt es oligo- oder sogar monophage Arten, wozu auch die drei folgenden gehören: *Strophosoma sus Steph.*, eine Art, die wahrscheinlich ausschließlich an *Calluna* lebt, *Micrelus ericae* (Gyll.), frisst an oberen Pflanzenteilen von *Calluna* und *Erica*, sowie *Acalles ptinoides* (Marsh.), eine Art, über deren Entwicklung bislang wenig bekannt ist, die sich aber wahrscheinlich in verholzten Teilen oder im Wurzelbereich von *Calluna* entwickelt. Letztere Art konnte nur in den Sandheiden im NSG „Lüneburger Heide" nachgewiesen werden.

Aus Tabelle 12 geht hervor, dass die fast ausschließlich am Boden lebende Art *A. ptinoides*, es konnte in drei Jahren nur ein einziges Tier gekeschert werden, unbeeinflusst vom Feuer auf den Brandflächen verbleibt. Bei *S. sus*, einer ebenfalls flugunfähigen Art, ist im ersten Nachbrandjahr eine erhöhte Laufaktivität, zumindest im NSG „Lüneburger Heide", zu verzeichnen, wahrscheinlich durch Nahrungsmangel hervorgerufen.

In den Folgejahren zeigt sich ein Rückgang der Aktivitätsdichte. *M. ericae*, eine flugfähige Art, weist nach dem Brand deutlich niedrigere Individuenzahlen pro Jahr und Fläche auf, verbleibt aber auch in geringer Anzahl in den gebrannten Bereichen.

Das Verhalten des Heideblattkäfers nach dem Brennen wird aus den Werten der Tabelle 13 deutlich: Die Käfer wandern im auf den Brand folgenden Frühjahr von den Flächen ab. Früher als auf den ungebrannten Kontrollflächen stellt man in den Bodenfallenfängen erhöhte Laufaktivität am Boden fest (Maximum in der zweiten Märzhälfte), bei den zu dieser Zeit in den Kescherproben gefangenen Tieren handelt es sich um abflugbereite Individuen. Nur noch ganz wenige Imagines legen in der Brandfläche Eier ab, was in der drastisch reduzierten Larvenzahl im ersten Nachbrandjahr deutlich wird. Die herbstliche Aktivitätsperiode der frisch entwickelten Imagines ist in den beiden Jahren nach dem Brand nicht mehr nachweisbar.

Im Sommer des zweiten Nachbrandjahrs lässt sich wieder ein Anwachsen der Siedlungs- und Aktivitätsdichte der Larven erkennen.

Tab. 10: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) sowie Individuendominanzen der Laufkäfer in Bodenfallenfängen (Moorheiden). Abkürzungen für die ökologischen Ansprüche siehe Tabelle 1.

Ökologische Ansprüche	Kontrolle		1. Nachbrandjahr		2. u. 3. Nachbrandjahr	
	Indiv.	%	Indiv.	%	Indiv.	%
OT	140,4	**7,2**	163,6	**10,3**	211,5	**13,5**
H	146,6	**7,5**	88,4	**5,6**	81,0	**5,2**
M	36,7	**1,5**	85,6	**5,4**	134,5	**8,6**
OF	963,3	**49,1**	625,4	**39,2**	599,5	**38,3**
W/O	38,1	**1,9**	63,2	**4,0**	53,5	**3,4**
W	13,1	**0,7**	13,0	**0,8**	32,0	**2,0**
indiff. Arten	620,5	31,7	551,8	34,7	454,0	29,0
n	*23.503*		*7.955*		*3.132*	

Tab. 11: Auswirkungen des Brennens im „Neustädter Moor" auf vier typische Moorarten (Carabus nitens, Bembidion humerale, Anisodactylus nemorivagus, Agonum ericeti) mit Gefährdungseinstufung in der Roten Liste Niedersachsens. Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche).

	Nord		Süd	
	n aus 4 Arten	Indiv.	n aus 4 Arten	Indiv.
Kontrollen	*362*	**60,4**	*78*	**13,5**
1. Nachbrandjahr	*208*	**104,0**	*220*	**73,3**
2. Nachbrandjahr	*178*	**178,0**	*135*	**135,0**

Tab. 12: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) der drei dominanten Rüsselkäferarten im NSG „Lüneburger Heide" (Töps) und im „Neustädter Moor" (NM). Entsprechend ihrer Lebensweise wurden entweder die Bodenfallenuntersuchungen (BF) oder die Kescherproben (KP) ausgewertet.

		n	Kontrolle	1. Nachbrandjahr	2. u. 3. Nachbrandjahr
			Indiv.	Indiv.	Indiv.
Acalles ptinoides	Töps (BF)	426	27,3	26,5	34,0
Strophosoma sus	Töps (BF)	239	21,9	29,5	15,3
Strophosoma sus	NM (BF)	134	7,3	6,2	7,5
Micrelus ericae	Töps (KP)	276	38,3	5,3	5,0
Micrelus ericae	NM (KP)	113	9,6	2,6	2,0

Tab. 13: Durchschnittliche Individuenzahlen des Heideblattkäfers Lochmaea suturalis in den halbmonatlichen Kescher- bzw. Bodenfallenfängen. Zusammenfassung aller Untersuchungsflächen.

Kescherfänge

	Anf. II	Mitte II	Anf. III	Mitte III	Anf. IV	Mitte IV	Anf. V	Mitte V	Anf. VI	Mitte VI	Anf. VII	Mitte VII	Anf. VIII	Mitte VIII	Anf. IX	Mitte IX	Anf. X	Mitte X	Anf. XI
Ungebrannte Flächen																			
Imag.	1	1	0,3	15	38,9	34,9	26,5	16,0	6,6	2,3	1,0	1,0	0,2	2,0	13	51	27	3	1
Larv.									14	76	156	153	59,0	11	1,0	1,1	0,5		
1. Nachbrandjahr																			
Imag.	1,0	1	0,5	34	12	9,8	0,4	0,1	0,3										
Larv.									0,1	1,3	1,0	0,4	0,1						
2. Nachbrandjahr																			
Imag.					1,3	3,8	1,5	1,8	0,3										
Larv.									0,8	2,5	2,3	0,5		0,3					

Bodenfallen

	I		II		III		IV		V		VI		VII		VIII		IX		X		XI		XII
	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	
Ungebrannte Flächen																							
Imag.				0,6	4,7	17	24	19	7,9	3,9	3,1	1,3	1,2	1,5	12,0	4,2	5,8	2,7	1				
Larv.									1,2	23	82	148	135	34	20	1,2	0,6	0,2					
1. Nachbrandjahr																							
Imag.	1	1	10	32	10	5,9	0,8	0,4	0,1														
Larv.									4,9	4,0	3,7	0,9	0,3										
2. Nachbrandjahr																							
Imag.				1,0	2,5	16	6,8	2,5	0,5														
Larv.								5,0	37,0	29	16,4	3,6	1,4										

Tab. 14: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) sowie Individuendominanzen (Summe der Heteroptera bzw. Auchenorrhyncha jeweils 100 %) wichtiger Rhynchoten in Kescherfängen (Sand- und Moorheiden).

	n	ungebrannte Kontrollen		1. Nachbrandjahr		2. u. 3. Nachbrandjahr	
		Indiv.	%	Indiv.	%	Indiv.	%
Heteroptera							
Heidearten	3.297	174,7	76,3	10,1	20,9	12,4	31,1
Grasbesiedler	836	19,4	7,2	40,6	57,9	24,2	54,2
Auchenorrhyncha							
Ulopa reticulata	2.352	124,4	57,1	3,8	16,2	15,8	31,9
Zygina rubrovittata	715	38,0	18,3	1,7	5,5	3,2	7,6

Rhynchota

In der Zwergstrauch- bzw. Krautschicht von Sand- und Moorheiden kommt es im ersten Jahr nach dem Brennen zu einer drastischen Abnahme der Siedlungsdichte der heidetypischen Rhynchoten-Arten um über 90 % und zu einer Zunahme der an Süß- und Sauergräser gebundenen Arten (Tab. 14). Im zweiten. bzw. dritten Nachbrandjahr schwächt sich dieser Effekt bereits wieder ab.

Besonders stark ist bei den Wanzen die in der Zwergstrauchschicht dominierende monophage Art *Orthotylus ericetorum* betroffen, da bei ihr die Eier überwintern und diese an den Trieben der *Calluna*-Pflanzen abgelegt werden. Die durchschnittlichen Fangzahlen in Kescherproben reduzieren sich von 134,8 Indiv./Untersuchungsfläche/Jahr in ungebrannten Kontrollen auf 4,3 im ersten Nachbrandjahr.

Die Heidezikade, deren Imagines zum überwiegenden Teil flugunfähig sind, verschwindet niemals völlig von der Brandfläche. Offenbar bietet das schon im ersten Nachbrandjahr wieder austreibende und aus dem Samen auskeimende Heidekraut eine ausreichende Nahrungsgrundlage für die weitere Entwicklung der auf der Brandfläche verbliebenen, nicht abgewanderten Tiere.

Betrachtet man die epigäisch aktiven Arten in den Bodenfallenfängen (Tab. 15), so ist bei den xero- oder thermophilen Wanzen eine starke Erhöhung der Laufaktivität im ersten Nachbrandjahr zu beobachten und korrespondierend dazu eine Abnahme bei den meso- bis hygrophilen Arten. Die Aktivitätsdichte der Moosbewohner nimmt zu. Die in den Fallenfängen dominierenden Bodenwanzen (Het., Lygaeidae) sind vorwiegend Samensauger und können sich daher auch nach dem Wegbrennen der grünen Teile des Heidekrauts noch von den in der Streu verbleibenden Samen ernähren.

Bei der Heidezikade wird die schon vorher erwähnte Erhöhung der Laufaktivität im ersten Jahr nach dem Brennen sichtbar. Die praktisch nur am Boden aktive Zikade *Planaphrodes trifasciata* scheint ein Brandfolger zu sein, die Art nimmt sowohl in den Sand- als auch in den Moorheiden nach dem Brennen deutlich zu. Außerdem waren die Imagines von den Brandflächen meist deutlich dunkler gefärbt als die Tiere auf den Kontrollen.

Bei den Wanzen kommt es außer der Zunahme der an Poaceae gebundenen Arten nicht zum Auftreten biotopfremder Arten. Bei den Grasbewohnern handelt es sich um Arten der Sandmagerrasen (z.B. *Aelia klugii*) oder von Feuchtgebieten (z.B. *Stenodema calcarata*), die zur Begleitfauna von Sand- und Moorheiden gehören.

Heuschrecken

Da in den hier untersuchten Sand- und Moorheiden Angehörige der Acrididae

Tab. 15: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) sowie Individuendominanzen (Summe der Heteroptera bzw. Auchenorrhyncha jeweils 100 %) wichtiger Rhynchoten in Bodenfallenfängen (Sand- und Moorheiden).

	n	ungebrannte Kontrollen		1. Nachbrandjahr		2. u. 3. Nachbrandjahr	
		Indiv.	%	Indiv.	%	Indiv.	%
Heidetypische Heteroptera							
Moosbewohner	2.141	40,4	*21,5*	50,2	*28,1*	83,2	*43,9*
xero-/thermophile Arten	1.322	23,7	*12,2*	74,4	*42,8*	33,6	*20,2*
meso-, hygrophile Arten	2.371	94,5	*50,2*	40,4	*15,3*	48,8	*20,5*
Auchenorrhyncha							
Ulopa reticulata	3.027	72,9	*39,9*	130,6	*53,5*	79,0	*41,4*
Planaphrodes trifasciata	1.583	34,8	*19,4*	61,4	*25,8*	66,6	*36,7*

Tab. 16: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) von Tetrix undulata-Larven und -Imagines in Bodenfallenfängen.

	n	ungebrannte Kontrollen	1. Nachbrandjahr	2. u. 3. Nachbrandjahr
Sandheide	123	0,7	15,0	19,7
Moorheide – Nord	1.043	72,2	216,3	174,0
Moorheide – Süd	869	9,0	201,3	211,0

Tab. 17: Arten- und Individuenzahlen sowie Individuendominanzen der den jeweiligen ökologischen Gruppen zugeordneten Webspinnen im Untersuchungsgebiet Töps-Mitte (Sandheiden) im ersten und dritten Jahr (2001 bzw. 2003) nach dem Brand. Bodenfallenfänge.

		1. Nachbrandjahr		3. Nachbrandjahr	
		Kontrolle	gebrannt	Kontrolle	gebrannt
Feuchtigkeit					
xero- oder thermopile Arten	*Arten*	*23*	*27*	*21*	*29*
	Indiv.	*1.248*	*754*	*614*	*803*
	Dom.	**71,4 %**	**57,3 %**	**47,6 %**	**57,4 %**
meso- bis hygrophile Arten	*Arten*	*9*	*11*	*12*	*8*
	Indiv.	*64*	*87*	*125*	*45*
	Dom.	**3,7 %**	**6,6 %**	**9,6 %**	**3,2 %**
Beschattung					
Offenlandarten	*Arten*	*38*	*46*	*38*	*43*
	Indiv.	*1.594*	*1.149*	*1.071*	*1.337*
	Dom.	**91,2 %**	**87,0 %**	**83,4 %**	**95,8 %**
Waldarten	*Arten*	*14*	*12*	*15*	*9*
	Indiv.	*128*	*151*	*184*	*54*
	Dom.	**7,3 %**	**11,4 %**	**14,4 %**	**3,9 %**

nur in sehr niedriger Siedlungsdichte vorkamen, sind allein für die zahlreicher auftretende Art *Tetrix undulata* (*Sowerby*) (Caelifera, Tetrigidae) Aussagen zur Auswirkung des Brennens möglich. Vor allem in den Moorheiden, *T. undulata* ist nach *Detzel* (1998) ein typischer Vertreter nordwestdeutscher Hochmoore, ergaben sich in den Bodenfallenfängen sehr hohe Aktivitätsdichten. Durch den starken Anstieg dieser Werte erweist sich die Art als ein ausgesprochener Brandfolger (Tab. 16). Die auf den Brandflächen vorgefundenen Tiere waren durchschnittlich deutlich dunkler gefärbt als die in den Kontrollflächen, oft traten völlig schwarze Exemplare auf.

Schmetterlinge

Als Beispiel für einen starken unmittelbaren und längerfristigen Einfluss des Brennens auf diese Insektengruppe sei ein monophag an *Calluna vulgaris* lebender Kleinschmetterling aus der Familie der Sackträgermotten (Lep., Coleophoridae) erwähnt: *Coleophora juncicolella Stainton*. Die Larven dieser Art sind mit ihrem Köcher, der einer Triebspitze des Heidekrauts gleicht, optisch sehr gut an ihren Lebensraum angepasst.

Da die Überwinterung als festgesponnene Raupe in den höheren Bereichen der Zwergstrauchschicht stattfindet, wird die Population beim Brennen nahezu vollständig ausgelöscht. Nach durchschnittlich 35,3 Individuen/Jahr in Kescherfängen sinkt die Siedlungsdichte auf 0,7 im ersten Nachbrandjahr (Sand- und Moorheiden). Ein Wiederaufbau der Population muss aus den Resten auf der gebrannten Fläche und durch Wiederbesiedlung von außen erfolgen, was sich bei solch kleinen Tieren sehr langsam vollzieht. Im zweiten Nachbrandjahr wurden 2,5 Indiv./Jahr, im dritten Nachbrandjahr auf einer Sandheidefläche 8 Individuen festgestellt.

Webspinnen

Bei den in Bodenfallen erfassten epigäischen Arten der Webspinnen sind vor allem mittelfristig deutliche Wirkungen des Brands auf die Zusammensetzung der Spinnenfauna zu beobachten. Auf der ersten Brandfläche im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps" wurden noch im ersten Nachbrandjahr weniger Individuen xero- oder thermophiler Arten und mehr meso- bis hygrophiler Arten gefangen als auf der benachbarten Kontrollfläche (Tab. 17). Dies entsprach wahrscheinlich weitgehend den Verhältnissen vor dem Brennen. Im dritten Jahr nach dem Eingriff waren die Verhältnisse der Aktivitätsdominanzen umgekehrt. Im gleichen Sinne veränderten sich auch die Relationen zwischen Offenland- und Waldarten.

Die Wolfsspinne *Pardosa monticola*, die in beiden Untersuchungsjahren auf der Kontrollfläche überhaupt nicht registriert werden konnte, wurde nach

dem Brennen mit 76 bzw. 44 adulten Individuen recht häufig nachgewiesen und scheint in dieser Sandheide als Brandfolger aufzutreten. Auch *Gnaphosa leporina* zeigte schon im ersten Jahr nach dem Brand auffallende Unterschiede ihrer Aktivitätsdichte im Vergleich zur Kontrolle und wurde auf der Brandfläche viel häufiger gefangen: 47/93 Individuen im ersten, 15/127 im dritten Nachbrandjahr.

Vor allem in den Sandheiden geht die Siedlungsdichte der Bewohner der Zwergstrauchschicht (Kescherfänge) in den beiden Jahren nach dem Brennen stark zurück. Dies ist aber offensichtlich nur zu einem kleinen Teil auf eine unmittelbare Vernichtung von erwachsenen Tieren durch das Feuer zurückzuführen. So sind von der winteraktiven Kugelspinne *Simitidion simile*, die sich zur Zeit des Brennens im subadulten Stadium in der Zwergstrauchschicht aufhält, auf den ungebrannten Flächen 13,8 adulte und 118,3 immature Indiv./Jahr/Fläche gefangen worden, im ersten Nachbrandjahr 11,0 bzw. 46,3 Indiv./Jahr/Fläche (n = 1.022 Indiv.).

In den Moorheiden ließen sich nach dem Brennen kaum Veränderungen in der Zusammensetzung der epigäischen Spinnenfauna bezüglich ihrer ökologischen Ansprüche an Feuchte und Beschattung feststellen. Vor und nach dem Brand waren in den Bodenfallenfängen rund 80 % der Arten und über 90 % der Individuen Offenlandbewohner, und rund ein Drittel der Individuen zählte zu den thermophilen Arten.

In der Zwergstrauchschicht der Moorheiden waren die Veränderungen nach dem Brennen ebenfalls geringer als in den Sandheiden, da die Bewohner des Heidekrauts nach dem Brennen in das hochwachsende Pfeifengras überwechselten. So betrug die durchschnittliche Individuenzahl der Radnetzbauer unter den Tetragnathidae und Araneidae auf den gebrannten Flächen im ersten und zweiten Nachbrandjahr 140,4 gegenüber 129,2 auf den Kontrollflächen. Vor allem die bevorzugt an Gräsern lebenden *Metellina*- und *Tetragnatha*-Arten nahmen anteilmäßig stark zu.

In den Moorheiden wurden relativ viele Spinnenarten festgestellt, die in eine der Gefährdungskategorien der Roten Liste Deutschlands eingestuft sind, es sind dies in den Bodenfallenfängen 23 Arten mit insgesamt 602 Individuen.

Tab. 18: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) dominanter Wirbellosen-Gruppen in Bodenfallenfängen auf drei Untersuchungsflächen in drei Jahren (Indiv./Untersuchungsfläche /Jahr).

		Beweidung	kurzfristiger Beweidungsausschluss (1–3 Jahre)	langfristiger Beweidungsausschluss (über 10 Jahre)
Carabidae	– Imagines	728,3	583,7	545,7
	– Larven	46,0	29,0	16,3
Staphylinidae	– Imagines	312,7	257,0	332,3
	– Larven	39,0	24,0	29,3
Lochmaea suturalis	– Imagines	9,7	33,0	65,7
	– Larven	27,7	178,0	534,0
Heteroptera		135,0	375,3	102,7
Auchenorrhyncha		65,3	151,7	120,3
Myriapoda, Chilopoda		7,7	14,7	4,7
Arachnida, Araneae		820,7	751,7	544,3
Arachnida, Opiliones		3,3	2,0	21,7

Tab. 19: Durchschnittliche Jahresfangraten (Indiv./Jahr/Fläche) dominanter Wirbellosen-Gruppen in Kescherfängen auf drei Untersuchungsflächen in drei Jahren.

		Beweidung	kurzfristiger Beweidungsausschluss (1–3 Jahre)	langfristiger Beweidungsausschluss (über 10 Jahre)
Lochmaea suturalis	– Imagines	34,7	60,0	161,0
	– Larven	122,0	224,7	763,7
Lepidoptera	– Larven	53,3	82,6	75,7
Heteroptera		252,3	376,0	676,0
Auchenorrhyncha		140,0	146,7	226,7
Sternorrhyncha, Psyllina		89,7	123,0	216,7
Arachnida, Araneae		211,7	317,3	597,0

Vergleicht man alle ungebrannten Flächen mit den Brandflächen im ersten Nachbrandjahr, so wurden auf den ersteren 20, auf letzteren 18 Arten gefunden, durchschnittlich 99 bzw. 68 Individuen pro Fläche und Jahr. Bei den steten Arten, die auf jeder Untersuchungsfläche nachgewiesen werden konnten (*Pardosa nigriceps, P. sphagnicola, Agroeca lusatica, Gnaphosa leporina*), zeigte sich kein deutlicher Einfluss des Brennens.

3.3 Einfluss der Beweidung

Überblick

Vergleicht man die Aktivtätsdominanzwerte der dominanten Taxa in den Bodenfallenfängen auf der beweideten Fläche und der lange Zeit unbeweideten Variante, so liegen sie für die überwiegend phytophagen Rhynchoten in der überalterten Heide generell niedriger. Die höchsten Werte werden im Bereich des kurzfristigen Beweidungsausschlusses erreicht. Der Heideblattkäfer findet in der überalterten Heide derart gute Entwicklungsbedingungen, dass sogar die Laufaktivität am Boden noch höher liegt als im Bereich des kurzzeitigen Beweidungsausschlusses (Tab. 18).

Auch bei den überwiegend zoophagen Artengruppen wird die bodennahe Aktivität in den mit hoher alter *Calluna* bewachsenen Flächen offenbar in den meisten Fällen gemindert, nur ausgesprochen hygrophile Vertreter der Kurzflügelkäfer oder Weberknechte reagieren anders.

In der Zwergstrauchschicht zeigen sowohl die Phytophagen als auch die

Tab. 20: Individuenzahlen und Individuendominanzen der den jeweiligen ökologischen Gruppen zugeordneten Laufkäfer in den drei Beweidungsvarianten. Bodenfallenfänge. Abkürzungen für die ökologischen Ansprüche siehe Tabelle 1.

Ökologische Ansprüche	Beweidung		kurzfristiger Beweidungs-ausschluss (1–3 Jahre)		langfristiger Beweidungs-ausschluss (über 10 Jahre)	
	n	%	n	%	n	%
OT	348	15,9	206	11,7	139	8,5
H	277	12,7	262	14,9	176	10,8
OF + M	1.163	53,2	787	44,8	1.011	61,8
W/O	16	0,7	77	4,4	13	0,8
W	17	0,8	26	1,5	192	11,7
indiff. Arten	364	16,7	399	22,7	106	6,5
Summe	*2.185*		*1.757*		*1.637*	

Tab. 22: Prozentuale Verteilung der Jahresfangzahlen in Kescherproben (KP) und Bodenfallen (BF) von Heideblattkäfer-Imagines und -Larven auf den unterschiedlich beweideten Flächen in drei Untersuchungsjahren. A = Beweidung, B 1, 2, 3 = Beweidungsausschluss im 1., 2. bzw. 3. Jahr, C = mehr als 10-jähriger Beweidungsausschluss.

	2001			2002			2003		
	A	B 1	C	A	B 2	C	A	B 3	C
KP	n = 725			n = 2.398			n = 646		
	4,3	0,4	95,3	9,8	23,1	67,1	4,9	46,0	49,1
BF	n = 806			n = 1.043			n = 795		
	0,8	0,1	99,1	9,0	26,7	64,3	14,1	44,4	41,5

Tab. 23: Summe der insgesamt in allen Kescherproben enthaltenen Individuen der drei monophag an Calluna vulgaris lebenden Rhynchoten (U. reticulata, Z. rubrovittata, O. ericetorum) und der drei heidetypischen Räuber unter den Wanzen (N. ericetorum., R. punctatus, C. woodroffei) in den drei Beweidungsvarianten.

	Beweidung	kurzfristiger Beweidungs-ausschluss (1–3 Jahre)	langfristiger Beweidungs-ausschluss (über 10 Jahre)
Ulopa reticulata	100	279	352
Zygina rubrovittata	32	37	82
Orthotylus ericetorum	581	818	1.600
Nabis ericetorum	33	59	66
Rhacognathus punctatus	5	9	17
Coranus woodroffei	0	0	2

Tab. 24: Aktivitätsdominanzwerte von moosbewohnenden Netzwanzen Acalypta parvula und A. nigrina bei Beweidung und in den ersten drei Jahren nach Beweidungsausschluss.

	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr
	n = 498	n = 262	n = 976
Beweidung	32,8 %	28,2 %	28,6 %
Beweidungs-ausschluss	20,3 %	35,1 %	62,7 %

Zoophagen (Araneae) entsprechend der größer werdenden Pflanzenbiomasse und des wachsenden Strukturreichtums der unbeweideten Flächen eine Zunahme ihrer Siedlungsdichten (Tab. 19).

Laufkäfer

Die Betrachtung der nach Lebensraumpräferenzen geordneten ökologischen Gruppen bei den Laufkäfern zeigt, dass Arten der offenen, trockenen Lebensräume bevorzugt auf den beweideten Flächen zu finden sind und Arten der Wälder ihren Schwerpunkt im Bereich mit langjährigem Beweidungsausschluss haben. Die Arten mit ihrem Lebensraumschwerpunkt in Heiden, die sich oft von *Calluna*-Samen ernähren, machen in allen drei untersuchten Varianten einen ähnlich großen Anteil aus. Offensichtlich besteht für sie auch auf der von Schafen beweideten Fläche kein Nahrungsmangel (Tab. 20).

Tab. 21: Ähnlichkeitswerte berechnet nach Wainstein zum Vergleich der drei Flächen mit mehr als 10-jährigem Beweidungsausschuss (Alt), mit Beweidungsausschluss ab dem Jahr 2001 (Neu) und mit langjähriger Beweidung in den Jahren 2001 und 2003.

Untersuchungs-jahr	2001	2003
Alt – Neu	29,2	29,3
Alt – Beweidung	28,4	26,3
Beweidung – Neu	61,7	54,2

Obwohl die Fläche recht feucht ist und eine geringe Torfauflage hat, spielen die Arten der Moore nur eine untergeordnete Rolle, sie wurden deshalb mit den Arten der offenen und feuchten Lebensräumen aufsummiert. Auf der Fläche mit langjährigem Beweidungsausschluss sind diese Arten aber fast nicht vorhanden.

Der qualitative und quantitative Vergleich der Laufkäferfauna der Flächen zeigt, dass der über 10-jährige Beweidungsausschluss mit der Beweidungsfläche und dem neuen Beweidungsausschluss eine geringe Ähnlichkeit aufweist, die auch während des Untersuchungszeitraums erhalten bleibt (Tab. 21). Der Vergleich der beweideten Fläche und der neuen Ausschlussfläche zeigt eine doppelt so hohe Ähnlichkeit, die nach drei Jahren geringer wird. Nach drei Jahren ohne Beweidung werden somit Veränderungen in der Zusammensetzung der Laufkäferfauna sichtbar.

Die Betrachtung der gefährdeten Arten (vgl. Tab. 1, RL-Nds.) in den unterschiedlichen Beweidungsvarianten zeigt folgendes Ergebnis: Auf der langjährigen Beweidungsausschlussfläche wurden in den drei Untersuchungsjahren 11 Arten (13,1 % durchschnittliche Aktivitätsdominanz), auf dem kurzfristigen Beweidungsausschluss 12 Arten (17,9 %)

und auf den beweideten Flächen 15 Arten (20,7 %) nachgewiesen. Im Beweidungsgebiet kamen also mehr Arten und Individuen von gefährdeten Laufkäfern vor als auf den Beweidungsausschlussflächen.

Heideblattkäfer
Die Heideblattkäferpopulation reagiert auf den Ausschluss der Beweidung sowohl mit einer drastischen Erhöhung der Aktivitätsdichte am Boden (Tab. 18), als auch einem deutlichen Anstieg der Siedlungsdichte in der Zwergstrauchschicht (Tab. 19).

Eine detaillierte Auswertung der Fangzahlen der Larven und Imagines über die Untersuchungsperiode hinweg zeigt, dass bei der in dieser Zeit ablaufenden Massenentwicklung des Käfers die kurzfristig unbeweidete Fläche voll mit einbezogen wurde, während die Zunahme auf der Beweidungsfläche nur mäßig ausfiel (Tab. 22). Obwohl die Heideblattkäfer-Kalamität an diesem Standort im Abklingen begriffen war, stiegen die Gesamtfangzahlen im dritten Jahr nach Beweidungsausschluss auch absolut noch deutlich an.

Rhynchota
Bei den Bewohnern der Zwergstrauchschicht nehmen nach Beweidungsausschluss sowohl die monophag an *Calluna vulgaris* lebenden Rhynchoten als auch die Heide-Charakterarten unter den zoophagen Wanzen in ihrer Siedlungsdichte deutlich zu (Tab. 23). Innerhalb der Gruppe der epigäischen Samensauger, die von der Samenproduktion der Heidepflanzen abhängig sind, reagieren die eher meso- bis hygrophilen Arten (z.B. *Scolopostethus decoratus, Stygnocoris sabulosus*) in gleicher Weise.

Die Aktivitätsdichte der am Boden in der Moosschicht lebenden Netzwanzen (*Acalypta parvula* und *A. nigrina*) nimmt nach Beweidungsausschluss ebenfalls deutlich zu (Tab. 24).

Im Gegensatz zu den Bewohnern der Zwergstrauchschicht kommt es bei den heidetypischen thermophilen Arten aus der Wanzenfamilie Lygaeidae (*Macrodema microptera, Trapezonotus* spp.), welche vorwiegend epigäisch leben, zu einer Abnahme der Aktvitätsdichte bei Beweidungsausschluss. So nehmen die Dominanzwerte insgesamt von 10,8 % über 8,2 % bis 4,6 % ab, wenn man Beweidung, den kurzfristigen und den langfristigen Beweidungsausschluss vergleicht (n = 158).

Webspinnen
Die Siedlungsdichte der Webspinnen in der Zwergstrauchschicht steigt mit der Dauer des Beweidungsausschlusses entsprechend der Wuchshöhe von *Calluna* und des Strukturreichtums des Lebensraums, was besonders an den relativ großen Radnetzspinnen (Araneidae) deutlich wird. Umgekehrt geht mit wachsender Beschattung der Bodenoberfläche die Aktivitätsdichte der epigäischen Webspinnen, überwiegend sind dies Wolfsspinnen (Lycosidae), zurück (Tab. 25).

Bei den in der Zwergstrauchschicht lebenden Spinnen zeigten sich in den drei Beweidungsvarianten kaum Unterschiede im Hinblick auf die ökologischen Parameter Feuchte und Wärme. Nur der Individuenanteil der im Hinblick auf die Feuchtepräferenz als euryök eingestuften Arten stieg von 41,7 % und 42,6 % bei Beweidung bzw. kurzfristigem Beweidungsausschluss auf 63,6 % bei langjährigem Beweidungsausschluss.

Bei den epigäischen Webspinnen wurden entsprechend der ökologischen Zuordnungen in Tabelle 3 deutliche Unterschiede in den Individuendominanzen festgestellt (Tab. 26). Mit zunehmender Dauer des Beweidungsausschlusses sinkt der Anteil der xero- oder thermophilen Offenlandarten und steigt der Anteil von Arten, die eher feuchte oder beschattete Habitate bevorzugen.

4 Diskussion

Da die Pflanzendecke einer *Calluna*-Heide durch Schafbeweidung und in besonderer Weise durch Brennen zuerst stark reduziert wird und sich somit die Struktur und das Mikroklima des Lebensraums für wirbellose Tiere zum Teil entscheidend verändern, sind erhebliche Auswirkungen auf die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Heidefauna zu erwarten.

4.1 Einfluss des Feuers

Die von *Heydemann & Müller-Karch* (1980) geschätzte Reduktion der Wir-

Tab. 25: Summe aller Webspinnen (adult und immatur) in Kescher- und Bodenfallenfängen in den drei Untersuchungsjahren nach Beweidungsausschluss.

	Beweidung	kurzfristiger Beweidungsausschluss (1–3 Jahre)	langfristiger Beweidungsausschluss (über 10 Jahre)
Kescherfänge	538	991	1.338
davon: Araneidae	*154*	*206*	*523*
Bodenfallenfänge	2.598	2.239	1.627

Tab. 26: Individuenzahlen und -dominanzen aus Bodenfallenfängen der den jeweiligen ökologischen Gruppen zugeordneten Webspinnen in den drei Beweidungsvarianten (Sandheiden).

		Beweidung	kurzfristiger Beweidungsausschluss (1–3 Jahre)	langfristiger Beweidungsausschluss (über 10 Jahre)
Feuchtigkeit				
xero- od. thermopile Arten	*Indiv.*	*693*	*695*	*280*
	Dom.	36,3 %	41,7 %	24,0 %
meso- bis hygrophile Arten	*Indiv.*	*695*	*731*	*524*
	Dom.	36,4 %	43,9 %	45,9 %
Beschattung				
Offenlandarten	*Indiv.*	*1.754*	*1.465*	*725*
	Dom.	91,9 %	88,0 %	62,2 %
Waldarten	*Indiv.*	*123*	*172*	*320*
	Dom.	6,4 %	10,3 %	27,5 %

bellosenfauna einer *Calluna*-Heide durch ein Feuer um 60 % trifft den hier ermittelten Ergebnissen zufolge bei einem Brand im Winterhalbjahr höchstens auf die aktuell in der Zwergstrauchschicht vorhandenen unbeweglichen Entwicklungsstadien zu. Die innerhalb der Streuschicht lebenden oder dort überwinternden Tiere überleben das Feuer zum größten Teil. Vor allem, wenn die Rohhumusschicht feucht und von Moosen bedeckt ist, kommt es hier während des Brands zu keinem nennenswerten Temperaturanstieg (*Gimingham* 1972, *Niemeyer* et al. 2004). Wie auch aus Arbeiten in Waldbrandgebieten bekannt ist, werden typische Bodentiergruppen, wie z.B. die Springschwänze (Collembola) oder auch die vielfach endogäisch lebenden Kurzflügelkäfer (Col., Staphylinidae) kaum durch Feuer beeinflusst (*Buck* 1979, *Kalisz & Powell* 2000). Bei Untersuchungen von Brandflächen in Sachsen-Anhalt zeigt *Scholze* (2002) allerdings bei Kurzflügelkäfern, dass in der Arten- und Dominanzstruktur Veränderungen auftreten können. Die vorliegenden Ergebnisse belegen, dass z.B. der fast ausschließlich in der Rohhumusschicht lebende Laufkäfer *Dyschirius globosus*, die dort überwinternden Imagines des Heideblattkäfers *Lochmaea suturalis* oder die Larven und Imagines der Heidezikade *Ulopa reticulata* den Brand ohne größere Verluste überleben.

Selbst die winteraktiven Besiedler der Zwergstrauchschicht können sich offenbar vor dem herannahenden Feuer größtenteils in Sicherheit bringen, wie das Beispiel der Kugelspinne *Simitidion simile* zeigt (*Melber & Schmidt* 2002). Nur bei Webspinnen, die als Ei überwintern und deren Kokons sich in höheren Bereichen der Zwergstrauchschicht befinden, sind hohe Verluste zu erwarten. Eiüberwinterung kommt bei einheimischen Spinnen allerdings recht selten vor, die meisten überwintern als bewegliches Stadium in der Streu (*Foelix* 1979).

Nach dem Brand kommt es zu einer Abwanderung der auf lebendes oberirdisches Pflanzenmaterial von *Calluna* angewiesenen Phytophagen und zum Teil auch von zoophagen Arten, die mehr oder weniger stark auf diese als Beutetiere angewiesen sind. Nicht alle *Calluna*-Phytophagen müssen im Jahr nach dem Brennen die Brandfläche verlassen, wie die Samen saugenden Bodenwanzen (Het., Lygaeidae) oder die Samen fressenden *Bradycellus*-Arten (Col., Carabidae) zeigen. Sie können die immer noch vorhandenen *Calluna*-Samen nutzen. Auch der sich wahrscheinlich von verholzten ober- oder unterirdischen Teilen der *Calluna*-Pflanze ernährende Rüsselkäfer *Acalles ptinoides* verbleibt in den gebrannten Bereichen. Einzelne Arten zeigen als Brandfolger deutliche Zunahmen ihrer Populations- oder Aktivitätsdichten.

Infolge der Veränderungen des Mikroklimas war in allen untersuchten Tiergruppen nach dem Brennen besonders bei den epigäisch lebenden Formen eine Erhöhung der Aktivitätsdichte von thermo-, helio- oder xerophilen Formen zu beobachten und damit ein Rückgang des Anteils von Arten, welche feuchtere oder beschattete Habitate bevorzugen. Ganz ähnliche Ergebnisse zeigen die Laufkäferuntersuchungen von *Gardner & Usher* (1989), *Usher* (1992) und *Trost* (2002) nach kontrollierten Bränden in York, England bzw. in Sachsen-Anhalt. Das bei den Spinnen beobachtete individuenreiche Auftreten der gefährdeten Offenlandart *Gnaphosa leporina* auf einer gebrannten Sandheide wurde auch von *Usher & Smart* (1988) in britischen Moorheiden nach Brennen registriert. In den vorliegenden Untersuchungen zeigte sich auch, dass sich entsprechend der extremeren Umweltbedingungen auf den Brandflächen in der Regel der Anteil euryöker Arten verringerte. Eine Zunahme biotopfremder Arten wurde nicht beobachtet.

Wegen des auf den meisten Flächen nach dem Brennen verstärkten Auftretens von Gräsern (vor allem *Deschampsia flexuosa* in den Sandheiden und *Molinia caerulea* in den Moorheiden) war in den ersten beiden Nachbrandjahren generell eine Zunahme der Siedlungsdichte von Phytophagen, die auf Poaceae oder auch Cyperaceae angewiesen sind, festzustellen. Die relativ geringen Veränderungen in der Zusammensetzung der Spinnenfauna in den Moorheiden (bezüglich ihrer ökologischen Ansprüche an die abiotischen Faktoren) sind auf die starke Zunahme von *Molinia* nach dem Brennen bei fehlender Beweidung zurückzuführen. Dadurch kam es für die epigäischen Formen nur zu geringfügigen mikroklimatischen Veränderungen. Bei den Bewohnern der Zwergstrauchschicht nahmen Arten zu, die sich bevorzugt in Grasbeständen ansiedeln, z.B. Radnetzbauer aus den Familien Araneidae und Tetragnathidae.

Einige Arten, wie z.B. die Zikade *Planaphrodes trifasciata*, erscheinen auf den Brandflächen mit einer so stark erhöhten Aktivitätsdichte, dass hier von Brandfolgarten gesprochen werden kann. Für *Pardosa monticola* wurde dies auch von *Sacher* (2002) nach Abflämmen einer *Calluna*-Heide beobachtet oder von *Schmidt & Schlimm* (1984) und *Hochkirch* (1997) für *Tetrix undulata* auf Brandstellen in Moorheiden. Dass bei *Planaphrodes trifasciata* und *Tetrix undulata* auf den gebrannten Flächen auffallend dunkle Exemplare gefunden wurden, ist möglicherweise auf eine selektive Wirkung von Räubern zurückzuführen. Die Zunahme der Aktivitätsdichte von *T. undulata* könnte auch in Zusammenhang mit einem verstärkten Aufkommen von Moosen nach dem Brennen stehen, denn auch bei moosbewohnenden Wanzen wurde eine Erhöhung der Fangraten in den Nachbrandjahren beobachtet.

Wie das Beispiel der Sackträgermotte *Coleophora juncicolella* zeigt, kann es bei Wirbellosengruppen, deren unbewegliche Entwicklungsstadien (z.B. Eier, Puppen, versponnene Larven) in höheren Bereichen der Zwergstrauchschicht überwintern, zu erheblichen Verlusten beim Brennen kommen. Hier kann eine Erholung der Population nur durch Wiederbesiedlung von benachbarten ungebrannten Flächen her erfolgen oder aus den meist sehr kleinen Restpopulationen im Brandgebiet. Selbst bei den durch das Feuer stark beeinträchtigten Arten, wie z.B. dem Blattfloh *Strophingia ericae* (bei dem auch die Imagines überwiegend flugunfähig sind), der Weichwanze *Orthotylus ericetorum* oder der erwähnten Sackträgermotte, konnten im ersten Nachbrandjahr noch überlebende Tiere nachgewiesen werden. Da in solchen Fällen aber die Gefahr besteht, dass es zu einem Rückgang der genetischen Vielfalt kommt, sollte in jedem Fall immer nur kleinflächig gebrannt werden und auf die Nachbarschaft von intakten Heideflächen geachtet werden.

Bezüglich der Frage nach dem Einfluss des Brennens auf gefährdete Arten

sind in den meisten Fällen keine gesicherten Aussagen möglich, da diese Arten meist in zu geringen Individuenzahlen gefangen wurden. Bei den Spinnen war aber z.B. festzustellen, dass *Gnaphosa leporina* (RL-D: 2) durch den Brand deutlich begünstigt wurde. Ebenso zeigte sich nach den Bränden in den Moorheiden eine deutliche Erhöhung der Aktivitätsdichte der gefährdeten Laufkäferarten der Moore, die gefährdeten Arten der Calluneten werden durch das Brennen kaum beeinflusst. Gleiche Ergebnisse zeigen Untersuchungen in Sachsen-Anhalt (*Trost* 2002).

Da die längste Beobachtungsperiode einer Fläche nach einem Brandereignis nur drei Jahre dauerte, lässt sich nur schwer abschätzen, wie lange es dauert, bis eine vollständige Wiederbesiedelung einer gebrannten Fläche erreicht ist. Neben dem Ausgangszustand der zu pflegenden Fläche und der Art und dem Verlauf des Brands spielen andere Faktoren, wie z.B. die Vitalität der angrenzenden Flächen, eine Rolle.

Abschließend muss darauf hingewiesen werden, dass die anhand eines Winterbrands gewonnenen Erkenntnisse mit Sicherheit nur sehr eingeschränkt auf einen Sommerbrand übertragbar sind. Während der Vegetationsperiode befinden sich die meisten Wirbellosen in einer anderen Entwicklungsphase als im Winter und halten sich vermehrt in den oberirdischen Bereichen der Heide auf. Daher sind bei einem Brand im Sommerhalbjahr höhere Tierverluste zu erwarten.

4.2 Einfluss der Beweidung

Die geringere Pflanzenbiomasse in der Zwergstrauchschicht bei Beweidung gegenüber der unbeweideten Heide führt in den meisten Fällen zu niedrigeren Arten- und Individuenzahlen bei den untersuchten Phytophagengruppen. So konnten auch *Hartley* et al. (2003) eine Reduktion der Siedlungsdichte von Rhynchoten in der Zwergstrauchschicht von Moorheiden durch Beweidung nachweisen. Einer Reduktion der Arten- und Individuenzahl vieler Phytophagen durch Beweidung steht aber, wie auch *Swengel* (2001) betont, eine Förderung von solchen Arten gegenüber, welche das trockenere und wärmere Mikroklima im beweideten Bereich bevorzugen. Dies ist z.B. für manche Laufkäfer und für die meisten Bodenwanzen gezeigt worden.

Die geringeren Siedlungsdichten der zoophagen Bewohner der Zwergstrauchschicht im Beweidungsbereich sind bei den heidetypischen Wanzen in erster Linie auf die geringere Beutetierdichte (z.B. Heideblattkäferlarven) und bei den Webspinnen zusätzlich auch auf die geringere Strukturvielfalt der Pflanzendecke zurückzuführen. Die bei den Wanzen feststellbare leicht erhöhte Diversität auf den Flächen mit langjährigem Beweidungsausschluss beruht auf einem vermehrten Vorkommen von Feuchtgebietsbewohnern und Grasbesiedlern. Bei Laufkäferarten der Wälder und den Arten der offenen, feuchten und mäßig feuchten Lebensräumen war meist eine deutliche Bevorzugung der langjährigen Beweidungsausschlussflächen zu beobachten.

Wahrscheinlich aufgrund des ausbleibenden Vertritts durch die Schafe und der stärkeren Beschattung kommt es auf den unbeweideten Flächen zu einem stärkeren Moosbewuchs, wodurch z.B. die moosbewohnenden *Acalypta*-Arten unter den Wanzen gefördert werden.

Die deutlichste Reaktion auf den Ausschluss der Beweidung zeigt der Heideblattkäfer. Wie bei *Melber* (1989) gezeigt wurde, ist für eine Massenentwicklung dieses Phytophagen in erster Linie eine hohe mikroklimatische Feuchtigkeit im Pflanzenbestand und vor allem in der Streuauflage notwendig. Dies ist in besonderem Maße in einer langjährig nicht beweideten alten *Calluna*-Heide der Fall. Die aktuellen Ergebnisse zeigen, dass auch schon bei einem Beweidungsausschluss von zwei bis drei Jahren die Bedingungen gegenüber der Beweidung derart geändert waren, dass es zu einer Massenentwicklung des Käfers kam. Dabei spielt allerdings auch eine Rolle, dass viele Phytophage die frisch ausgetriebenen jüngeren Teile der *Calluna*-Pflanze besser verwerten können als die Zweige von überalterter Heide. Daher wurden oft die höchsten Dichtewerte auf der neuen Beweidungsausschlussfläche erreicht, was vor allem das Beispiel des Heideblattkäfers zeigt, der in diesem Bereich das stärkste Populationswachstum während der Untersuchungsperiode aufwies.

Die Webspinnen reagieren nicht so deutlich auf das Aussetzen der Beweidung. Nur bei den epigäischen Formen konnten im unbeweideten Bereich erhöhte Aktivitätsdichtewerte bei Arten mit höheren Ansprüchen an Feuchtigkeit und Beschattung festgestellt werden und umgekehrt erniedrigte Werte bei xero- oder thermophilen Arten auf der Beweidungsfläche. In den Kescherfängen wurden diese Effekte nicht beobachtet. Die höher werdende Zwergstrauchschicht bei Aussetzen der Beweidung bietet offenbar auch für die hier lebenden wärme- oder trockenheitsliebenden Arten noch ausreichend günstige Bedingungen.

Eine unmittelbare mechanische Beeinflussung der Wirbellosenfauna durch die Weidetiere liegt zweifellos vor, lässt sich aber meist nicht eindeutig nachweisen, da die Effekte durch die starken Strukturunterschiede von beweideter und langjährig unbeweideter Heide überdeckt werden. So werden zwar die Fangnetze der netzbauenden Webspinnen durch weidende Schafe kurzzeitig beseitigt (*Rahmann* 1998), was aber wahrscheinlich keinen großen Einfluss auf die dort siedelnden Arten hat, da diese ihre Netze meist täglich erneuern (*Foelix* 1979). Die deutlich geringere Siedlungsdichte der Radnetzspinnen in beweideten Bereichen ist in erster Linie auf die geringere Wuchshöhe des *Calluna*-Bestands zurückzuführen. Die deutliche Reduktion der als Ei überwinternden Wanze *Orthotylus ericetorum* auf beweideten Flächen könnte allerdings u.a. darauf zurückzuführen sein, dass die an höheren Trieben von *Calluna* abgelegten Eier ungefähr neun Monate des Jahrs dem Fraß der Weidetiere ausgesetzt sind.

Eine unmittelbare Schädigung der Wirbellosenfauna durch Vertritt der Weidetiere ist bei moderater Beweidung nicht nachweisbar, wie Untersuchungen an Rhynchoten im Grasland zeigen (*Simon* 1992, *Morkel* 2002). Dies gilt allerdings nur für eine Wanderbeweidung, im Falle von Koppelbeweidung mit Schafen wurden gravierende negative Auswirkungen festgestellt (*Kott* 1995).

Insgesamt war für keine der heidetypischen Arten unter den Laufkäfern und Rhynchoten ein Verschwinden oder eine bedrohliche Reduktion durch Beweidung mit Schafen festzustellen, bei mehreren hingegen eine Förderung,

z.B. *Bembidion nigricorne, Carabus nitens, Amara tibialis* (Col., Carabidae), *Macrodema microptera* (Heteroptera). Wegen zu geringer Siedlungsdichten können über die Rote-Liste-Arten bei Rhynchoten und Spinnen keine Aussagen gemacht werden, bei Laufkäfern hingegen wurden im beweideten Bereich höhere Arten- und Individuenzahlen registriert.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Pflegemaßnahmen Brennen und Beweidung in mancher Hinsicht gleichartige Auswirkungen auf die untersuchte Wirbellosenfauna haben. Die mehr oder weniger starke Reduktion der Zwergstrauchschicht führt in diesem Bereich zu einem Rückgang der Phytophagen und infolgedessen zu einer Reduktion der auf sie angewiesenen Räuber. Innerhalb der epigäischen Fauna zeigt sich eine Zunahme des Anteils thermo-, helio- oder xerophiler Offenlandarten und eine Abnahme von meso- bis hygrophilen Formen oder Waldarten.

5 Zusammenfassung

In Begleituntersuchungen zu Pflege- und Bewirtschaftungsmaßnahmen in *Calluna*-Heiden wurden Auswirkungen von winterlichem kontrollierten Brennen und Beweidung auf die Wirbellosenfauna von Sand- und Moorheiden im NSG „Lüneburger Heide" bzw. im „Neustädter Moor" (Diepholzer Moorniederung) untersucht.

Es standen die drei Wirbellosengruppen Laufkäfer (Col., Carabidae), Wanzen (Heteroptera) und Webspinnen (Arachn., Araneae) im Vordergrund. Daneben konnten ausgewählte monophag an *Calluna vulgaris* lebende oder eng an Heiden gebundene Formen unter den Zikaden (Auchenorrhyncha), Blattflöhen (Sternorrhyncha, Psyllina), Blatt- und Rüsselkäfern (Col., Chrysomelidae, Curculionidae) sowie anderen Wirbellosen berücksichtigt werden. Als Erfassungsmethoden kamen Bodenfallen, Kescherproben und Trockenextraktionen der Rohhumus- und Zwergstrauchschicht zum Einsatz.

Die unmittelbaren Auswirkungen der Winterfeuer auf Wirbellose, die sich als Adulte oder Entwicklungsstadien in der Moos- und Rohhumusschicht befinden, oder auf winteraktive Arten der Zwergstrauchschicht, die sich in die Streu zurückziehen können, waren gering. So überlebten z.B. die Imagines des Heideblattkäfers *Lochmaea suturalis* (Col., Chrysomelidae), die Larven und Imagines der Heidezikade *Ulopa reticulata* (Auch., Ulopidae) oder die Imagines des in der Rohhumusschicht lebenden Laufkäfers *Dyschirius globosus* den Brand weitgehend unbeschadet.

Einen starken negativen Einfluss hatte das Feuer auf unbewegliche Entwicklungsstadien (z.B. Eier, Larven, Puppen) von Wirbellosen in höheren Bereichen der Heidekrautschicht, was allerdings nur relativ wenige Arten betraf. So wurden z.B. die an der Heidepflanze überwinternden Larven des Heideblattflohs *Strophingia ericae* (Psyllina), die Larven und Imagines von Fransenflüglern (Thysanoptera) in den alten *Calluna*-Blüten oder die an den Pflanzen festgesponnen Larven der Sackträgermotte *Coleophora juncicolella* (Lep. Coleophoridae) weitgehend vernichtet.

Die mittelfristigen Auswirkungen des Brennens zeigen sich in einer Abwanderung der überlebenden Phytophagen, die auf lebendes, oberirdisches *Calluna*-Gewebe angewiesen sind, bzw. deren Räuber. Auf der Brandfläche verbleiben solche Arten, die sich detritophag oder phytophag von Moosen, Flechten, *Calluna*-Samen oder Wurzelgewebe ernähren, und deren Räuber oder auch solche Phytophage, denen das neu austreibende Heidekraut als Nahrungsgrundlage dient.

Das veränderte Mikroklima auf den gebrannten Flächen führt zur Zunahme oder Einwanderung von thermo-, helio- oder xerophilen Arten und einer Abnahme von solchen, die feuchtere und beschattete Habitate bevorzugen. Einzelne Arten besiedeln die Brandfläche als Brandfolger sehr schnell und individuenreich. Heidetypische Elemente der Wirbellosenfauna werden durch das Brennen teils gefördert, teils zurückgedrängt, aber nie ausgelöscht, biotopfremde Arten treten nicht in Erscheinung. Infolge stärkerer Vergrasung nach dem Brennen nehmen an Süßgräser gebundene Arten zu, dabei handelt es sich aber um standortgemäße Vertreter für Sand- oder Moorheiden.

Nach Austreiben des Heidekrauts aus dem Stock oder Auskeimen aus den Samen schon im ersten Nachbrandjahr bzw. nach dem Austreiben von Gräsern können je nach Mobilität unterschiedlich schnell wieder *Calluna*-Bewohner oder Grasbesiedler zuwandern. Vielfach regenerieren sich vom Feuer dezimierte Arten auch aus kleinen Restpopulationen, die auf der Brandfläche überlebt haben.

Auch winterliches Brennen sollte nur kleinflächig erfolgen, und es sollte darauf geachtet werden, dass unmittelbar benachbart intakte *Calluna*-Flächen vorhanden sind, um auch solchen Arten, die keine flugfähigen Ausbreitungsstadien besitzen, eine allmähliche Wiederbesiedlung der gebrannten Fläche zu ermöglichen.

Die Einflüsse der Schafbeweidung auf die Wirbellosenfauna sind schwächer als die beim Brennen beobachteten. Die geringere oberirdische Pflanzenbiomasse und niedrigere Wuchshöhe auf beweideten Flächen hat eine niedrigere Individuen- und Artenzahl der Phytophagen und der von ihnen abhängigen Räuber in der Zwergstrauchschicht zur Folge. Innerhalb der epigäisch lebenden Wirbellosen nehmen aufgrund des veränderten Mikroklimas auf den beweideten Flächen thermo-, helio- oder xerophile Arten zu und Arten, welche feuchtere und beschattete Habitate bevorzugen, ab.

Einem Rückgang der heidetypischen Arten in der Zwergstrauchschicht steht eine Zunahme solcher Arten bei den bodenlebenden Formen gegenüber. Die Beweidung führte aber in keinem Fall zu einem völligen Verschwinden wichtiger, heidetypischer oder gefährdeter Arten oder zu einer nachhaltigen Zunahme biotopfremder Arten. Der Heideblattkäfer, dessen Massenvermehrungen die Heidebestände stark gefährden können, konnte bei einer Kalamität nur in den Flächen mit Beweidungsausschluss extrem hohe Populationsdichten erreichen.

Summary

The immediate and the long-term impact of prescribed burning in winter and sheep grazing on selected invertebrate groups was investigated in sand- and moor-heathlands in Lower Saxony (Germany). Invertebrates studied were Carabidae (Coleoptera), Heteroptera and Araneae (Arachnida), moreover selected species from other insect groups. The fauna was recorded by Barber-traps, semiquantitative sweep net sampling and dry litter-extraction.

Most of the invertebrate animals in a *Calluna*-heathland survive a winter fire hibernating as immobile or diapausing stages (eggs, larvae, pupae or adults) in the organic soil layer or because they are able to withdraw there as winter-active individuals. Phytophagous species which depend on living above ground parts of *Calluna*-plants (e.g. the heather beetle *Lochmaea suturalis*) or predators depending on such plant-feeders emigrate from the burned area. Plant feeders which are not depending on green plant material remain there, e.g. seed-sucking Heteroptera (Lygaeidae). Some species showed significant immediate postburn responses.

Immobile developmental stages colonizing the dwarf-shrub stratum during winter were damaged more or less. They can regenerate from remaining individuals during the following vegetation period, when the *Calluna*-plants resprout from rootstocks accompanied by the appearence of new seedlings, or have to immigrate gradually from adjacent unburned heathland.

Sheep grazing causes along with the decreasing standing crop of *Calluna* in general a reduction of the densities of phytophagous species and their predators in the dwarf-shrub stratum. Already after 2 or 3 years of non-grazing the outbreak of the heather beetle took a worse course than in the grazed area. The epigeic active species were more abundant in the grazed area.

Due to the changed microclimatic conditions after burning and by sheep grazing activity dominance of hygrophilous or shade-preferring species decline while xero-, thermo-, or heliophilous ones are increasing. None of the species characteristic for heathlands disappeared, several showed higher densities. No increasing of xenotopic species was detected, neither after burning nor during moderate sheep grazing.

Literatur

Aßmann, T., Dormann, W., Främbs, H., Gürlich, S., Handke, K., Huk, T., Sprick, P., Terlutter, H., 2003: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer mit Gesamtartenverzeichnis, 1. Fassung vom 01. 06. 2002. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23, 2, 71–95.

Buck, C.-H., 1979: Auswirkungen eines Waldbrandes auf Tiere und Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Mäuse und Arthropoden. – Drosera '79, 2, 63–80.

Detzel, P., 1998: Die Heuschrecken Baden-Württembergs. – Ulmer, Stuttgart, 580 S.

Foelix, R. F., 1979: Biologie der Spinnen. – Thieme, Stuttgart, 258 S.

Gardner, S. M., Usher, M. B., 1989: Insect abundance on burned and cut upland *Calluna* heath. – The Entomologist 108, 3, 147–157.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – Chapman & Hall, London, 266 S.

Günther, H., Hoffmann, H.-J., Melber, A., Remane, R., Simon, H., Winkelmann, H., 1996: Rote Liste der Wanzen (Heteroptera). – In: *Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H., Pretscher, P.*, 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, 235–242.

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

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

Heydemann, B., Müller-Karch, J., 1980: Biologischer Atlas Schleswig-Holstein: Lebensgemeinschaften des Landes. – Neumünster, 263 S.

Hochkirch, A., 1997: Ein Vergleich der Heuschreckenfauna (Orthoptera: Saltatoria) gebrannter und ungebrannter Flächen in einem degenerierten Hochmoor Nordwestdeutschlands (Lkr. Diepholz, Niedersachsen). – Articulata 12, 155–162.

Kalisz, P. J., Powell, J. E., 2000: Effects of prescribed fire on soil invertebrates in upland forest on the Cumberland Plateau of Kentucky, USA. – Natural Areas Journal 20, 4, 336–341.

Kempson, D., Lloyd, M., Ghelardi, R., 1963: A new extractor for woodland litter. – Pedobiologia 3, 1–21.

Kott, P., 1995: Veränderungen der Wanzenfauna durch Koppelbeweidung im NSG Wahler Berg (Kreis Neuss). – Niederrheinisches Jahrbuch 16, 85–90.

Lütkepohl, M., Melber, A. & Prüter, J. 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 54, 229–238.

Melber, A., 1983: *Calluna*-Samen als Nahrungsquelle für Laufkäfer in einer nordwestdeutschen Sandheide. – Zoologische Jahrbücher für Systematik 110, 87–95.

Melber, A., 1987: Eine verbesserte Bodenfalle. – Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Bremen 40, 331–332.

Melber, A., 1989: Der Heideblattkäfer (*Lochmaea suturalis*) in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 9, 6, 101–124.

Melber, A., 1999: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wanzen mit Gesamtartenverzeichnis (Insecta: Heteroptera). – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsachsen 19, 5, Suppl., 1–43.

Melber, A., in Vorb.: Die Zusammensetzung der Wanzenfauna norddeutscher *Calluna*-Heiden.

Melber, A., Prüter, J., 1997: Zu den Auswirkungen eines kontrollierten Winterfeuers auf die Wirbellosenfauna einer *Calluna*-Sandheide – erste Ergebnisse. – NNA-Berichte 10, 5, 115–118.

Melber, A., Schmidt, L., Assing, V., 2001: Untersuchung zu Auswirkungen der Mahd von *Calluna*-Heiden auf verschiedene Insektengruppen (Insecta: Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae, Chrysomelidae; Heteroptera; Auchenorrhyncha; Caelifera). – Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg 42, 69–95.

Melber, A., Schmidt, L., 2002: Einfluss von kontrolliertem Brennen in *Calluna*-Heiden auf die Wirbellosenfauna. – In: *Wallschläger, D., Mrzljak, J., Wiegleb, G.*: Offenland und Sukzession. – Aktuelle Reihe der BTU Cottbus 8, 45–53.

Morkel, C., 2002: Die Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) extensiv schafbeweideter Grünlandparzellen bei Stornfels im Vogelsberg (Hessen). – Philippia 10, 2, 101–118.

Nickel, H., 2003: The leafhoppers and planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): Patterns and

strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. – Pensoft, Sofia-Moskau, 460 S.

Nieden, A., 2002: Untersuchungen an ausgewählten Wirbellosengruppen zum Einfluss von Brennen und Beweidung in einer *Calluna*-Heide. – Staatsexamensarbeit, Hannover, 66 S. [unveröffentlicht].

Niemeyer, F., 2001: Erfahrungen mit Moorschnuckenbeweidung in der Diepholzer Moorniederung. – In: *Bauschmann, G., Schmidt, A.*: Wenn der Bock zum Gärtner wird ... – Ergebnisse naturschutzorientierter Untersuchungen zum Thema Landschaftspflege durch Beweidung. – NZH Akademie-Bericht 2, 49–68.

Niemeyer, F., 2004: Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. – NNA-Berichte, 17, 2, 34–43.

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.

Ossiannilsson, F., 1992: The Psylloidea (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark. – Fauna Entomologica Scandinavica 26. – Brill, Leiden, 346 S.

Paje, F., Mossakowski, D., 1984: pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. – Oecologia 64, 41–46.

Platen, R., Blick, T., Schacher, P., Malten, A., 1996: Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae). – In: *Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H., Pretscher, P.*, 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, 268–275.

Puschnig, M., Schettler-Wiegel, J., 1987: Untersuchung über den Einfluss des kontrollierten Brennens auf die in der Vegetationsschicht überwinternde Makrofauna im Neustädter Moor/Kreis Diepholz. – Gutachten der Universität Bremen, Fachbereich 2 (Biologie: Ökologie) im Auftrag der Bezirksregierung Hannover, 89 S. + App.

Puschnig, M., Schettler-Wiegel, J., 1990: Direkte Wirkung kontrollierten Brennens auf die Überwinterungsfauna eines gestörten Hochmoores. – Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 7, 681–865.

Rahmann, G., 1998: Praktische Anleitungen für die Biotoppflege mit Nutztieren. – Schriftenreihe Angewandter Naturschutz 14, 116 S.

Sacher, P., 2002: Webspinnen (Arachnida: Araneae). – In: *Trost, M.*: Management von FFH-Lebensraumtypen. Untersuchungen zu den Auswirkungen von Maßnahmen zur Heide-Pflege (Flämmen, Mahd) auf Gliederfüßer (Arthropoda). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3, 15–17.

Schikora, H.-B., 2002: Spinnen (Arachnida, Araneae) nord- und Mitteleuropäischer Regenwassermoore entlang ökologischer und geographischer Gradienten. – Dissertation Universität Bremen.

Schmidt, G. H., Schlimm, L., 1984: Bedeutung der Saltatoria des Naturschutzgebietes „Bissendorfer Moor" als Bioindikatoren. – Braunschweiger Naturkundliche Schriften 2, 145–180.

Scholze, P., 2002: Kurzflügler. – In: *Trost, M.*: Management von FFH-Lebensraumtypen. Untersuchungen zu den Auswirkungen von Maßnahmen zur Heide-Pflege (Flämmen, Mahd) auf Gliederfüßer (Arthropoda). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3, 23–27.

Simon, H., 1992: Vergleichende Untersuchungen zur Wanzenfauna (Heteroptera) von Streuobstwiesen im Nordpfälzer Bergland. – Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz 15, 189–276.

Swengel, A. B., 2001: A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. – Biodiversity and Conservation 10, 1141–1169.

Trautner, J., Müller-Motzfeld, G., Bräunicke, M., 1996: Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer. – In: *Binot, M., Bless, R., Boye, P., Gruttke, H., Pretscher, P.*, 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, 159–167.

Trost, M., 2002: Management von FFH-Lebensraumtypen. Untersuchungen zu den Auswirkungen von Maßnahmen zur Heide-Pflege (Flämmen, Mahd) auf Gliederfüßer (Arthropoda). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3, 46 S.

Usher, M. B., 1992: Management and diversity of arthropods in *Calluna* heathland. – Biodiversity and Conservation 1, 63–79.

Usher, M. B., Smart, L. M., 1988: Recolonization of burnt and cut heathland in the North York moors by Arachnids. – The Naturalist, 113, 103–111.

Webb, N., 1986: Heathlands. – Collins, London, 223 S.

Danksagung

Für die zuverlässige Mithilfe bei den Geländearbeiten danken wir Christian Helmreich, Tobias Keienburg und Astrid Nieden. Die Determination der Spinnen übernahmen Thomas Lübcke und Wolfgang Merten. Für weitere taxonomische Hilfestellungen danken wir Dr. Andreas Segerer (Zoologische Staatssammlung München) und Dr. Peter Sprick (Hannover).

Anschriften der Verfasser

Dipl.-Biol. Ludger Schmidt
Brakenweg 5
D-31535 Neustadt a. Rbge.

Dr. Albert Melber
Tierärztliche Hochschule Hannover
Bünteweg 17d
D-30559 Hannover

Untersuchungen zur Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvogelarten im NSG „Lüneburger Heide" als Beitrag zur Entwicklungskontrolle im Heidemanagement

von Johannes Prüter, Manfred Lütkepohl und Jann Wübbenhorst

1 Einleitung

Die großflächigen Heiden und Magerrasen des Naturschutzgebiets (NSG) „Lüneburger Heide" und einiger Truppenübungsplätze in der Region sind für die Erhaltung der typischen Tier- und Pflanzenarten der nährstoffarmen Offenlandschaften Nordwestdeutschland von nationaler und internationaler Bedeutung. Wesentliche Teile dieser Gebiete sind dementsprechend als EU-Vogelschutzgebiete (BSG) und FFH-Gebiete ausgewiesen bzw. angemeldet. Die unmittelbar aus der historischen Kulturlandschaft hervorgegangenen Reste dieses ehemals in Norddeutschland weit verbreiteten Landschaftstyps, die im NSG „Lüneburger Heide" noch in landschaftlichem Maßstab zu finden sind, bieten ähnliche Habitatqualitäten, wie sie sich auf vergleichbaren Standorten durch die sehr viel jüngeren militärischen Aktivitäten entwickelt haben (*Lütkepohl & Prüter* 2000). Besonders deutlich wird dies am Beispiel des Birkhuhns, dessen nordwestdeutsche Tieflandpopulation sich als kleiner Restbestand aktuell nur noch in den genannten Gebieten erhalten hat (*Lütkepohl* 1996, *Prüter* et al. 2004).

Heideflächen unterliegen einer natürlichen Sukzessionsdynamik, die durch Witterung, atmosphärische Stoffeinträge und Insektenkalamitäten maßgeblich gesteuert wird. Management der Vegetationsentwicklung kommt als entscheidender Faktor hinzu. Heidepflege wirkt Anreicherungen von organischer Substanz und/oder pflanzenverfügbaren Nährstoffen entgegen, stabilisiert damit die von Nährstoffarmut geprägten Systeme und kann überdies Ökotone und Strukturvielfalt in der Zwergstrauchvegetation schaffen, die für die Ausbildung von Habitatqualitäten nicht nur für die Avifauna von großer Bedeutung sind. Die Methoden und ihre Auswirkungen werden an anderer Stelle ausführlich diskutiert (*Lütkepohl* 1993, *Keienburg & Prüter* 2004, *Koopmann & Mertens* 2004).

Auch wenn einzelne Maßnahmen der Heideentwicklung und -pflege in der Regel kleinräumig erfolgen, in der Summe wirken sie auf landschaftlicher Ebene und beeinflussen auch Arten mit großräumigeren und komplexen Habitatansprüchen. Vögel sind als Indikatoren auf dieser landschaftlichen Ebene bekanntermaßen geeignet (*Noss* 1990, *Scherzinger* 1998, *Schlumprecht & Südbeck* 2002, 2003, *Thompson & Angelstam* 1999).

Als Leitarten der Sandheiden nennt *Flade* (1994) Steinschmätzer, Heidelerche, Neuntöter, Schwarzkehlchen, Ziegenmelker, Raubwürger, Birkhuhn, Brachpieper und Wiedehopf. Bis auf die beiden letztgenannten sind alle diese Leitarten regelmäßige, z. T. häufige Brutvögel im NSG „Lüneburger Heide" (*Lütkepohl & Prüter* 2000). Hier erfolgen seit Ende der 1980er Jahre alljährlich Brutbestandserfassungen an ausgewählten Vogelarten der Heidelandschaft, die von überwiegend ehrenamtlich tätigen Mitgliedern einer naturkundlichen Arbeitsgruppe vorgenommen werden. Damit liegen für die Leitarten der Sandheide und einige weitere Arten langfristige Datenreihen vor, die geeignet sind, die durch Managementmaßnahmen bewirkten Veränderungen und Entwicklungen in der Offenlandschaft des NSG „Lüneburger Heide" in ihrem Einfluss auf die Avifauna zu dokumentieren und zu bewerten. Da in diesem Gebiet im Zeitraum 1991 bis 2004 als Förderprojekt des Bundes ein Naturschutzgroßprojekt zur Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung durchgeführt wurde, sind neben der planmäßigen Fortentwicklung und Intensivierung der Heidepflege auch Maßnahmen der Erstinstandsetzung und Heideerweiterung durchgeführt worden. Die im Folgenden mitgeteilten Ergebnisse avifaunistischen Monitorings beziehen sich damit auf einen Zeitraum, in dem konzeptionell wie praktisch ein vergleichsweise intensiver Umgang mit den Heiden gepflegt werden konnte (*Kaiser* et al. 1995, *Prüter & Wübbenhorst* 2004).

2 Methode

Die naturkundliche Arbeitsgruppe im NSG „Lüneburger Heide" wurde vom Verein Naturschutzpark ins Leben gerufen (*Lütkepohl* 1998). Sie umfasst rund 20 aktive Kartierer/Melder und wird derzeit von der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz fachlich betreut. Mit dem avifaunistischen Monitoring im NSG „Lüneburger Heide" können insbesondere für wertbestimmende Vogelarten der Heidelandschaft sowie zusätzlich als relevant erachtete Indikatorarten quantitative und räumliche Veränderungen der Brutbestände nachvollzogen werden (*Lütkepohl & Prüter* 2000, *Röhrs* et al. 2003). Die Kartierungen erfolgen schwerpunktmäßig in der von Heiden geprägten Offenlandschaft. Ergänzende Daten aus den Wäldern und anderen Landschaftsteilen werden berücksichtigt.

Die Bestandszahlen beruhen gewöhnlich auf der Feststellung zur Brutzeit besiedelter Reviere, seltener auf exakten Brutnachweisen. Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebiets und einer weithin auf privater Initiative beruhenden Beobachtungstätigkeit liegen den Ergebnissen nicht immer die Standards einer systematischen Siedlungsdichteuntersuchung zu Grunde. Für die relativ leicht zu kartierenden typischen Arten der Heidelandschaft kann aber seit 1989 bei von Jahr zu Jahr wenig schwankender Beobachtungsintensität von einer für Trendaussagen ausreichenden Erfassungsgenauigkeit in der Größenordnung von 85–100 % ausgegangen werden. Eine Ausnahme bildet der dämmerungs- und nachtaktive Ziegenmelker, für den eine annähernd vollständige Erfassung nur mit hohem zusätzlichen Aufwand möglich ist und daher nur in wenigen Jahren durchgeführt wurde.

Erst seit etwa 1999 werden die im Jahre 1993 in das NSG integrierten Teile der ehemaligen Militärflächen im äußersten Süden des Gebiets zunehmend mit berücksichtigt. Für einige Arten (vor allem Ziegenmelker und Heidelerche) haben diese Flächen inzwischen eine beachtliche Bedeutung. Allerdings war die Erfassung dort auch in den vergangenen Jahren häufig lückenhaft. Ein Vergleich mit Datenreihen ohne Einbeziehung dieser Flächen zeigt, dass die Bestandstrends der Heidevogelarten für das gesamte NSG von der Gebietsausweitung bisher nur leicht beeinflusst, aber nicht bestimmt werden.

3 Ergebnisse

3.1 Heidemanagement und Landschaftsentwicklungen

Das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide umfasst bei einer Gesamtausdehnung von etwa 234 km² ca. 5.300 ha Heide mit Offensandflächen und Magerrasen (Tab.1).

Rund 2.000 ha davon wurden bis 1994 intensiv militärisch genutzt, was auf großen Flächen zur vollständigen Zerstörung der Vegetationsdecke geführt hatte. Nach dem Ende des Übungsbetriebs wurde eine Vielzahl von unterschiedlichen Instandsetzungsmaßnahmen durchgeführt, um die (neuerliche) Entwicklung von Sandmagerrasen und Zwergstrauchheiden zu initialisieren und zu fördern (*Lütkepohl* et al. 1996).

Tab. 1: Aktuelle Flächenverteilung der landschaftlichen Einheiten im EU-Vogelschutzgebiet und NSG „Lüneburger Heide".

	Flächenanteil in %	Fläche in ha
Wald	62,6	14.673
Heide mit Offensandflächen und Magerrasen	22,7	5.321
davon bis 1994 militärisch genutzt	*8,7*	*2.029*
Ackerflächen	6,8	1.594
Grünland	5,8	1.360
Moor	1,1	256
Gewässer	0,4	94
Sonstiges	0,6	141
Gesamt	**100,0**	**23.439**

In den bestehenden Heideflächen des NSG „Lüneburger Heide" sind mechanische Pflegemaßnahmen (Plaggen, Schoppern, Mahd) und das kontrollierte Brennen erst seit den späten 1980er, bzw. verstärkt in den 1990er Jahren zum Einsatz gekommen (*Lütkepohl* 1993a, b, *Lütkepohl* et al. 1997). Eine Vorstellung von der Flächendimension vermittelt Tabelle 2.

Die mechanischen Verfahren und das Feuer führen kurzfristig zu Rohbodensituationen bzw. niedrig bewachsenen offenen Flächen in der Zwergstrauchvegetation (*Kaiser & Stubbe* 2004). Jeder Hektar dieser Pflegeflächen schafft in der Vegetation Grenzlinien von mindestens 400 m.

In den Jahrzehnten zuvor hatte man sich fast ausschließlich auf Beweidung der Heideflächen und ergänzende Beseitigung von Baumwuchs beschränkt (*Koopmann & Mertens* 2004, *Lütkepohl* 2002). Beweidung mit Heidschnuckenherden in Hütehaltung spielt auch heute noch eine zentrale Rolle in der Heidepflege. Sie hat grundsätzlich einen strukturell nivellierenden Einfluss. Eine Mindestintensität ist erforderlich, um den gewünschten Nährstoffaustrag zu bewirken und die Besenheide möglichst lange in einem wenig verholzten und damit für die Beweidung günstigen Zustand zu erhalten (*Lütkepohl* 2001). Um in der gesamten Heidefläche größtmögliche strukturelle Vielfalt zu schaffen und in Teilgebieten mögliche Probleme durch Schaftritt zu vermeiden, wurde in der Pflege- und Entwicklungsplanung 1995 ein Konzept der räumlichen Trennung von Weidegebieten und Weideruhezonen (etwa im Verhältnis 3:1) niedergelegt. Im Zuge neuer auf Beweidung ausgerichteter Förderprogramme hat der Verein Naturschutzpark in jüngster Zeit die beweideten Flächen wieder erheblich ausgeweitet und die Weideruhe in den meisten ehemaligen Ruhezonen höchstens auf die Brutzeit beschränkt.

Die als Entkusseln bezeichneten Maßnahmen zur Beseitigung von vor allem Kiefern- und Birkenaufwuchs auf den Heideflächen sind auch heute wesentlicher Bestandteil der Heidepflege. Sie umfassen die völlige Beseitigung von Baumwuchs bis hin zu mäßiger Auflichtung und Gestaltung weicher Wald-Heide-Übergänge und wirken sich entsprechend unterschiedlich auf die Entwicklung der Habitatqualitäten aus.

Dicht geschlossene Wacholderhaine, die sich in einigen Heidegebieten gebildet hatten, wurden während der letzten Jahre stark aufgelichtet und wieder in halboffene Landschaftselemente verwandelt.

Neben dem Heidemanagement gibt es einige weitere landschaftliche Entwicklungen der letzten 10 bis 20 Jahre, die für die Avifauna der Heide von besonderer Bedeutung sind. Die inzwischen 10-jährige Entwicklung der ehemals intensiv militärisch genutzten Flächen (ca. 2.000 ha) hat vielerorts wieder

Tab. 2: Häufigkeit und Flächenmaß von Heidepflegemaßnahmen im NSG „Lüneburger Heide", beispielhaft für den Zeitraum 1995–2001, gemäß Jahresberichten des Vereins Naturschutzpark. Für jeden Maßnahmentyp ist die Anzahl (n) der Teilflächen (Ausnahme Entkusseln) und die Gesamtfläche (in ha) angegeben.

	Mahd		Plaggen		Schoppern		Brand		Entkusseln
Jahr	n	ha	n	ha	n	ha	n	ha	ha
1995	10	9,4	0	0	0	0	0	0	106,5
1996	8	24,5	4	4,0	0	0	10	9,4	107,5
1997	27	60,8	5	10,5	1	1,0	3	6,0	101,4
1998	66	86,8	0	0	13	5,9	0	0	104,0
1999	15	18,6	4	1,0	6	2,6	0	0	254,5
2000	25	39,0	17	20,9	5	6,1	0	0	355,7
2001	45	53,4	23	29,3	18	25,9	2	1,1	240,1
Summe	**196**	**292,5**	**53**	**65,7**	**43**	**41,5**	**15**	**16,5**	**1.269,7**
Mittl. Flächengröße (ha)		1,5		1,3		0,9		1,1	

zu strukturreichen Heide- und Magerrasenflächen, teilweise mit lockerem Gehölzbestand, geführt und damit das Lebensraumangebot für heidetypische Arten beträchtlich erweitert. Zudem sind auf etwa 40 ha durch Waldumwandlung neue Heideflächen geschaffen worden. Schließlich wirkt sich die langfristige Verdichtung der Bodenvegetation sowie die Zunahme des Laubholznachwuchses durch Naturverjüngung und waldbauliche Maßnahmen in den die Heiden weithin umgebenden Kiefernwäldern des Naturschutzgebiets deutlich auf jene Arten aus, die auch lockere Pionierwaldstadien besiedeln.

3.2 Bestandsentwicklungen ausgewählter Brutvogelarten

Arten mit positiver Bestandsentwicklung:

Die Bestandszunahme der **Heidelerche** (*Lullula arborea*) resultiert in erster Linie aus einer höheren Siedlungsdichte sowohl in den traditionellen Heidegebieten als auch auf den ehemaligen Militärflächen, die im Zuge allmählicher Vegetationsentwicklung auf den Rohböden derzeit für die Art sehr günstige Habitatqualitäten aufweisen (Abb. 1). Die erst seit Ende der 1990er Jahre kartierten Gebiete im Süden fließen bisher nur mit relativ geringen Revierzahlen in die Gesamtsumme ein.

Der **Raubwürger** (*Lanius excubitor*) kommt im Gebiet in bestimmten mit markanten Baumstrukturen ausgestatteten Heideflächen vor, in jüngster Zeit auch auf den ehemaligen Militärflächen. Die Reviere zeigen räumlich von Jahr zu Jahr eine relativ hohe Konstanz

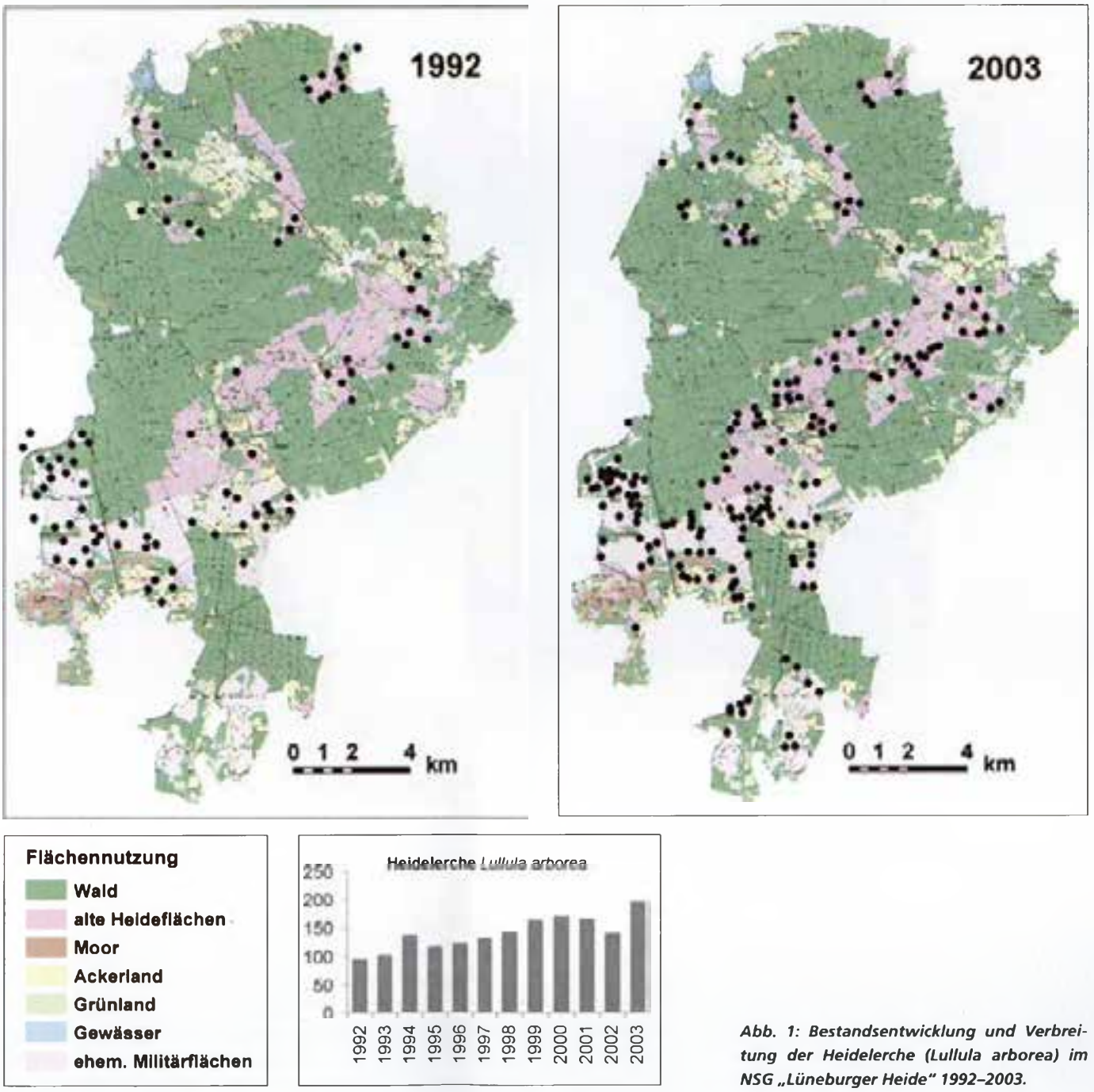


Abb. 1: Bestandsentwicklung und Verbreitung der Heidelerche (Lullula arborea) im NSG „Lüneburger Heide" 1992–2003.

bei zunehmendem Bestandstrend. Nach dem bisherigen Höchstwert von 20 Revieren 2002 (Abb. 2) kam es 2003 zu einem deutlichen Rückgang.

Der **Neuntöter** (*Lanius collurio*) besiedelt vor allem Wacholderheiden und andere stärker verbuschte Heideflächen, außerdem Weidengebüsche am Rande von Feuchtgebieten sowie Hecken der Feldflur. Sein Bestand ist im betrachteten Zeitraum ebenfalls angestiegen (Abb. 2), und zwar vor allem in den Heideflächen, aber auch in den Grün- und

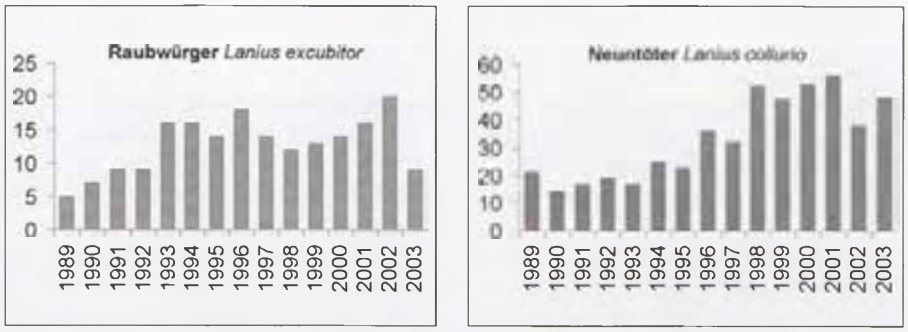


Abb. 2: Bestandsentwicklung von Raubwürger (Lanius excubitor) und Neuntöter (Lanius collurio) im NSG „Lüneburger Heide" 1989–2003.

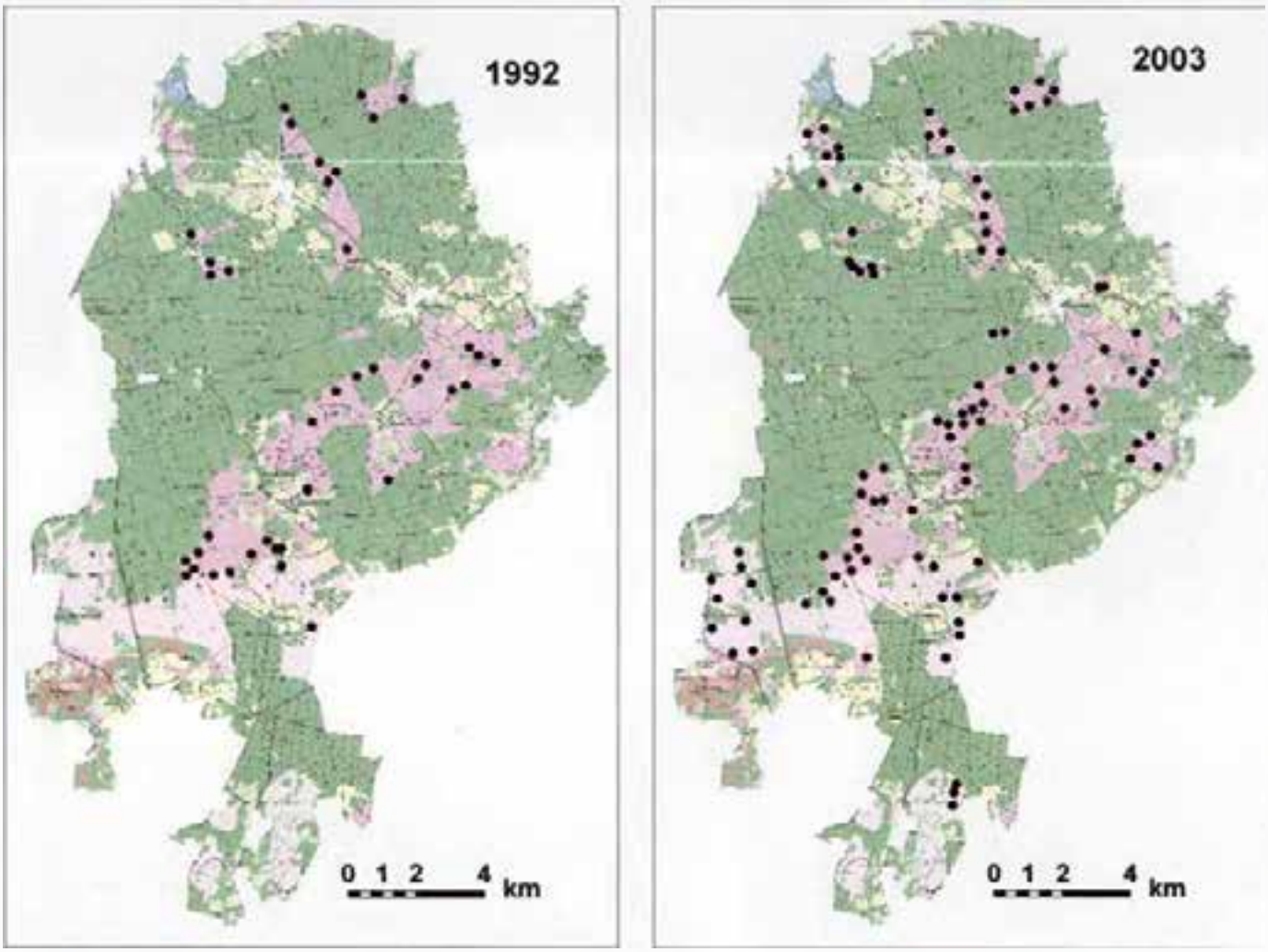


Abb. 3: Bestandsentwicklung und Verbreitung des Schwarzkehlchens (Saxicola torquata) im NSG „Lüneburger Heide" 1992–2003.

Ackerlandgebieten, besonders dort, wo diese mit Heiden und Magerrasen in Verbindung stehen. Außerdem wurden in jüngster Zeit die ehemaligen Militärflächen besiedelt.

Das **Schwarzkehlchen** (*Saxicola torquata*) besiedelt offene Flächen sowohl in feuchten Bereichen (Bachtäler, Heidemoore) als auch auf den trockeneren Sandheiden, sofern Ansätze lichter niedriger Verbuschung vorliegen. Auf den ehemaligen Militärflächen entwickeln sich erst sehr allmählich geeignete Habitatqualitäten. In den bestehenden Heideflächen konnte in den vergangenen 15 Jahren eine anhaltende Bestandszunahme registriert werden (Abb. 3).

Arten mit gleichbleibender, fluktuierender oder nicht eindeutig zu bewertender Bestandsentwicklung:

Beim **Ziegenmelker** (*Caprimulgus europaeus*) steht einem anhaltenden Bestandsrückgang in den Wäldern die Zunahme insbesondere auf den ehemals militärisch genutzten Flächen des NSG, aber auch in den Wald-Heide-Übergangszonen und den bestehenden Heiden gegenüber (Abb. 4). Aufgrund der nur in wenigen Jahren weitgehend vollständigen Erfassung und der Abhängigkeit von jährlichen Klimaunterschieden ist die Bestandsentwicklung schwierig zu bewerten, wahrscheinlich ist aber insgesamt ein leicht positiver Trend. Für das Jahr 2003 ergibt sich (auch bei Abzug der Daten aus den vor 1999 nicht berücksichtigten ehemaligen Militärflächen) das bisherige Bestandsmaximum –

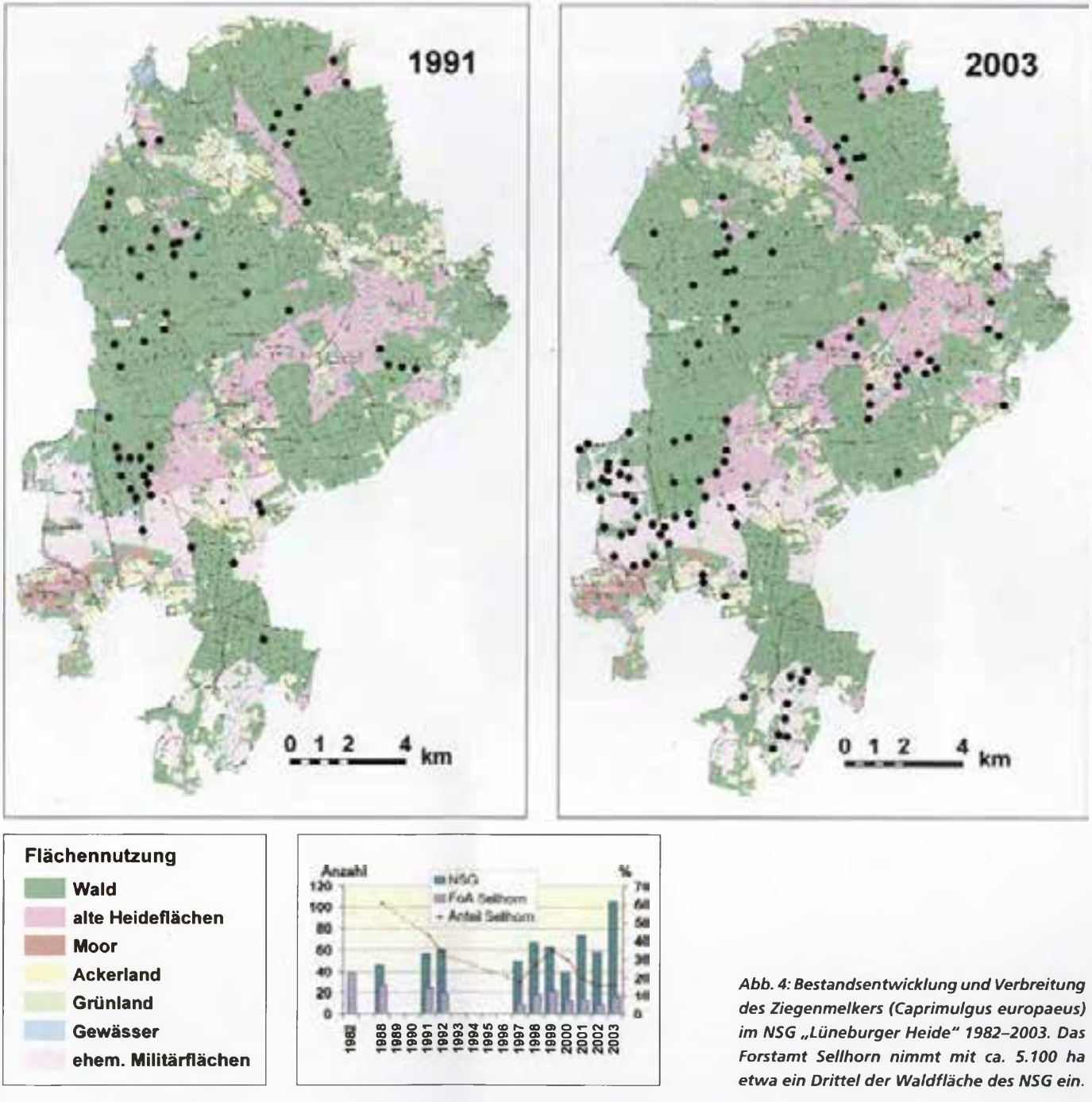


Abb. 4: Bestandsentwicklung und Verbreitung des Ziegenmelkers (Caprimulgus europaeus) im NSG „Lüneburger Heide" 1982–2003. Das Forstamt Sellhorn nimmt mit ca. 5.100 ha etwa ein Drittel der Waldfläche des NSG ein.

sicher mit beeinflusst durch besondere Beobachtungsintensität im Zuge eines landesweiten Erfassungsprogramms.

Die noch in den frühen 1980er Jahren in lichten Partien der geschlossenen Wälder vorhandenen Vorkommen des **Wendehalses** (*Jynx torquilla*) sind inzwischen weitgehend erloschen. In der gehölzreichen Heidelandschaft dagegen zeigt sich im Betrachtungszeitraum ein relativ stabiler Bestand, allerdings erreichen die Bestandswerte in den letzten 2 Jahren nur noch 50–60 % der vorherigen Zahlen (Abb. 5).

Der **Grünspecht** (*Picus viridis*) besiedelt in der Heidelandschaft vor allem alte Hofgehölze, Stühbüsche, Alleen und die Wald-Heide-Übergangsbereiche mit altem Laubholzbestand. Im NSG ist die Art weit verbreitet mit recht stabiler Bestandssituation (Abb. 5).

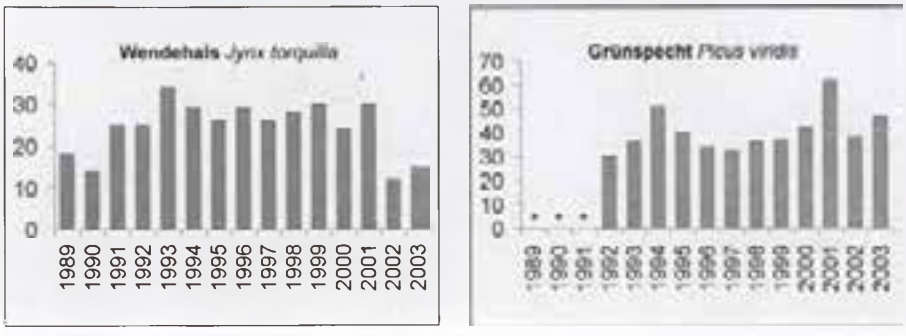


*Abb. 5: Bestandsentwicklung von Wendehals (Jynx torquilla) und Grünspecht (Picus viridis) 1989–2003. * = fehlende Daten.*

Arten mit negativer Bestandsentwicklung:

Der Bestand des **Steinschmätzers** (*Oenanthe oenanthe*) ist seit Beginn der 90er Jahre im NSG stark rückläufig (Abb. 6). Von Jahr zu Jahr wurde eine hohe Fluktuation in der räumlichen Lage der Reviere festgestellt. Jährlich besiedelt wird lediglich ein Binnendünengebiet nördlich des Pietzmoors mit starker Kaninchenpopulation und entsprechendem Angebot an Erdhöhlen und kurzrasiger Vegetation.

Der **Große Brachvogel** (*Numenius arquata*) ist keine Leitart der Sandheiden, war jedoch zu Beginn des Betrachtungszeitraums im Gebiet noch recht verbreitet. Die Habitate umfassten Sandheiden, Moore, Grünland und schütter bewachsene Partien militärischer Übungsflächen. Ende der 90er Jahre setzte ein deutlicher Rückgang ein (Abb. 6).

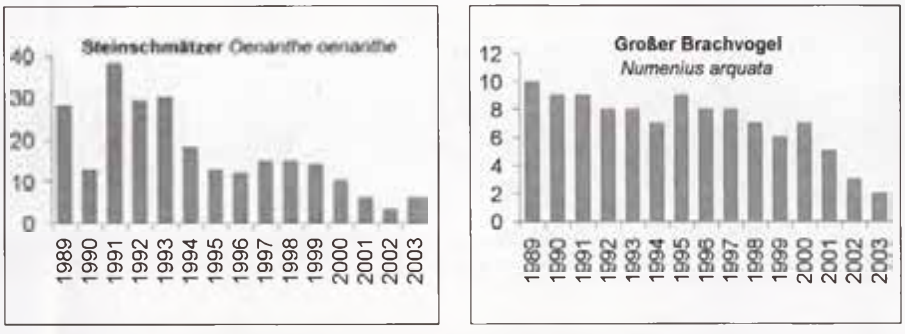
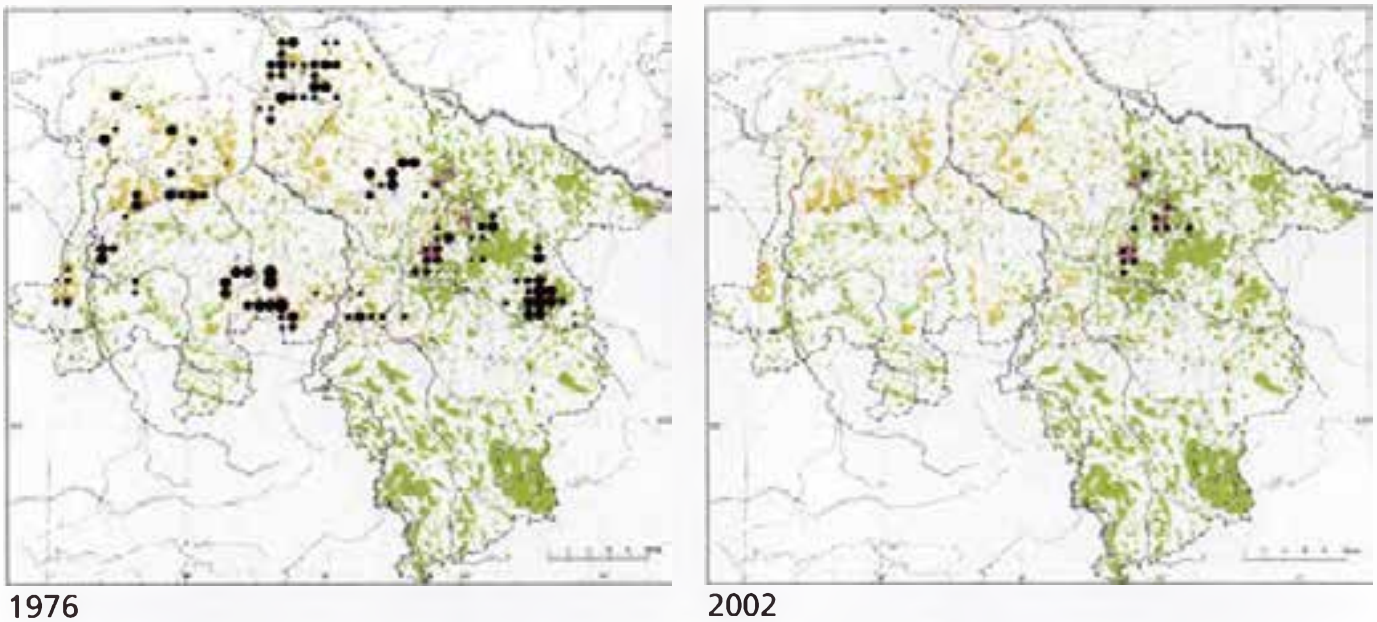


Abb. 6: Bestandsentwicklung von Steinschmätzer (Oenanthe oenanthe) und Brachvogel (Numenius arquata) im NSG „Lüneburger Heide" 1989–2003.

Das Birkhuhn als anspruchsvolle Leitart mit einem Bestand von überregionaler Bedeutung

Das **Birkhuhn** (*Tetrao tetrix*) stellt als Habitatkomplexbewohner besondere Ansprüche an die strukturelle Vielfalt in der Heidelandschaft. Noch in den 70er



1976 2002

Abb. 7: Verbreitung des Birkhuhns in Niedersachsen 1976 (links; nach Heckenroth 1985, Heckenroth & Laske 1997) und 2002 (rechts; nach unveröffentl. Daten der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen).

Jahren war die Art in Niedersachsen weit verbreitet und kam vor allem in Moorgebieten vor. Seitdem erfolgte ein dramatischer Rückgang, und die verbliebene Restpopulation konzentriert sich seit Ende der 90er Jahre in den Heideflächen des NSG „Lüneburger Heide" und der südlich und südöstlich angrenzenden Truppenübungsplätze des Naturraums (Abb. 7).

Im Naturschutzgebiet leben zzt. ca. 20 % des niedersächsischen Gesamtbestands. In den 50er und 60er Jahren war der Bestand deutlich höher, in den letzten 15 Jahren bewegt er sich mit einigen Schwankungen auf niedrigem Niveau, seit Ende der 90er Jahre deutet sich eine Stabilisierungsphase an. In den verbliebenen Vorkommensgebieten in Niedersachsen verliefen die Bestandsschwankungen der letzten 15 Jahre ungefähr parallel (Abb. 8). Das Balz- und Brutgeschehen konzentriert sich im NSG „Lüneburger Heide" in den zentralen Heidegebieten, in denen kleinräumige mechanische Heidepflege und Brandflächen bisher konzentriert waren. Die erwartete Habitatausweitung in die ehemals militärisch genutzten Flächen des NSG geschieht zur Zeit noch sehr zögerlich.

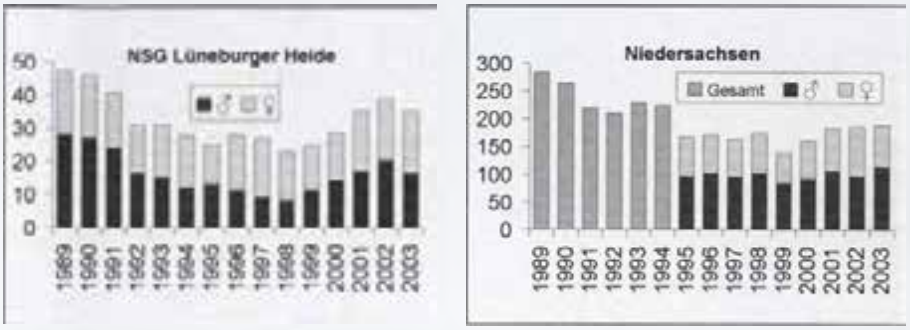


Abb. 8: Bestandsentwicklung des Birkhuhns (Tetrao tetrix) im NSG „Lüneburger Heide" und im Land Niedersachsen von 1989 bis 2003 (nach unveröffentl. Daten der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen).

4 Diskussion

Bei der Deutung der Ursachen von Bestandsentwicklungen örtlicher Vogelbestände sind überregionale Faktoren und großräumige Bestandstrends ebenso zu berücksichtigen wie mögliche Veränderungen von Habitatqualitäten und andere im Betrachtungsraum wirkende Einflüsse auf die Populationen. Wollte man in die hier anstehende Fragestellung nach dem Erfolg landschaftspflegerischer Maßnahmen über abgesicherte Korrelationsbezüge zur Entwicklung der Vogelbestände Licht bringen, so bedürfte es ergänzender populationsbiologischer Analysen, die die Möglichkeiten eines weithin ehrenamtlich getragenen Monitorings bei weitem übersteigen (*Bairlein* 1994, 1996). Erste Ansätze dazu wurden im NSG „Lüneburger Heide" unternommen (*Ahrens* 1998).

Bei vergleichsweise guten Kenntnissen der Habitatansprüche heidetypischer Vogelarten (*Lütkepohl & Prüter* 2000) gibt deren Bestandsentwicklung im Betrachtungszeitraum aber doch eine Vielzahl von Hinweisen darauf, ob eine grundlegende Zielsetzung der Heidepflegemaßnahmen im NSG, nämlich die Sicherung der Lebensgrundlagen dieser Populationen im Gebiet, erreicht werden konnte. Eine Dokumentation sukzessiver und durch Pflegeeingriffe induzierter landschaftlicher Veränderungen bildet dabei eine entscheidende Grundlage (*Lütkepohl* 1993, 2002, *Keienburg & Prüter* 2004).

Mit Sicherheit kann konstatiert werden, dass gemessen an dem von *Hüppop* (1981) und *Wilkens* (1981) beschriebenen Zustand der Heideflächen im Gebiet insbesondere durch eine an Naturschutzzielen orientierte Beweidungssteuerung und die Integration mechanischer Heidepflegeverfahren (einschließlich kontrolliertem Feuer) seit den späten 1980er Jahren eine strukturelle Bereicherung erfolgt ist (*Kaiser* et al. 1995).

In der Zusammenschau der Vogelbestandsdaten zeigt sich für den Betrachtungszeitraum, dass bei den meisten der heidetypischen Arten der Bestandstrend gleichbleibend bis deutlich positiv verlief, und das in vielen Fällen entgegen der jeweiligen landesweiten Entwicklung (*Südbeck & Wendt* 2002). Vor allem bei der Heidelerche hat sich die Einführung der strukturfördernden mechanischen Pflegeverfahren auf den bestehenden Heideflächen (mit der Schaffung von Offenbodenflächen und Pionierstadien) offenbar positiv auf die Siedlungsdichte ausgewirkt. Gleichzeitig hat sich die Habitatqualität auf den ehemaligen Militärflächen für die Heidelerche zunächst noch weiter verbessert, so dass hier in Teilbereichen aktuell die höchsten Dichten im NSG erreicht werden (*Ahrens* 1998). Mit der weiteren Entwicklung der Vegetation auf diesen Flächen dürfte jedoch wieder ein leicht rückläufiger Trend einsetzen, in dessen Verlauf sich die Situation auf den ehemaligen Militärflächen derjenigen auf den alten Heideflächen annähern wird.

Die Bestandsgröße des **Raubwürgers** schwankt im Betrachtungszeitraum weniger stark als in anderen Vorkommensgebieten Niedersachsens, vermutlich aus ernährungsökologischen Gründen (*Lütkepohl & Prüter* 2000, s. u.). Der Einbruch im Jahr 2003 ist wie auch entsprechend niedrige Werte in den Vorjahren möglicherweise klimatisch bedingt (strenger Winter mit langer Kahlfrostperiode). Der **Neuntöter** profitiert ebenso wie das **Schwarzkehlchen** von einer Heidepflege, die mehr (teilweise temporäre) Verbuschungen zulässt als früher. Auch Änderungen in der Nutzung der Agrarlandschaft (Umstellung auf ökologischen Landbau auf ca. 500 ha einschließlich verstärkter Anlage und Pflege von Hecken) könnten die Bestandsentwicklung des Neuntöters beeinflusst haben. Raubwürger, Neuntöter und Schwarzkehlchen haben außerdem in jüngster Zeit erste Reviere auf den ehemaligen Militärflächen etabliert. Im Falle von Heidelerche, Raubwürger und Neuntöter stehen die positiven Bestandsentwicklungen im NSG im Gegensatz zu den landesweiten Trends in Niedersachsen (*Südbeck & Wendt* 2002). Beim Schwarzkehlchen hingegen passt die Entwicklung in das landesweite Bild einer Bestandszunahme und Arealerweiterung der Art.

Für die beiden Würgerarten wirkt sich möglicherweise die relative Nährstoffarmut im NSG „Lüneburger Heide" positiv aus. Beide sind (wie z. B. auch der Ziegenmelker) abhängig von einem reichen Angebot an Großinsekten (*Flade* 1994). Bei vergleichenden nahrungsökologischen Untersuchungen am Raubwürger in Dänemark und den Niederlanden stellten *Beusink* et al. (2003) in

dänischen Dünen größere Durchschnittsgewichte der Beuteinsekten und in Verbindung damit weit bessere Bruterfolge fest. Sie führen dies darauf zurück, dass in den weniger stickstoffbelasteten dänischen Dünen bestimmte wichtige Beuteinsekten (v. a. der Metallische Julikäfer *Anomala dubia* und der Warzenbeißer *Dectitus verrucivorus*) weit häufiger vorkommen. Eine Verschiebung der Entomofauna zugunsten kleinerer Individuen durch verstärkten Nährstoffeintrag wurde auch für Grünland-Lebensräume beschrieben (*Beintema* et al. 1995, *Schekkermann* 1996). Der Raubwürger profitiert im NSG „Lüneburger Heide" vermutlich auch von den insbesondere in beweideten Gebieten reichhaltigen Vorkommen von Mistkäfern (Scarabaeidae).

Der **Ziegenmelker** findet geeignete Habitate im NSG, ähnlich wie die Heidelerche, sowohl in lichten, an offenen Bodenstellen reichen Kiefernwäldern als auch in baumbestandenen Heiden. Im Offenland profitiert er vermutlich von Entkusselungsmaßnahmen, die licht verbuschte bzw. mit Einzelbäumen bestandene Heideflächen und weiträumige Wald-Heide-Übergänge fördern. Auch die mechanischen Pflegeverfahren, die befristet Offenbodenpartien schaffen, dürften sich positiv auswirken. Die Wälder hingegen wachsen durch Bodenentwicklung, Verdichtung der Krautschicht und weithin intensive Laubholz-Naturverjüngung zunehmend aus der Habitateignung für den Ziegenmelker (und die Heidelerche) heraus. Das besondere Augenmerk, das entsprechend der Pflege- und Entwicklungsplanung im NSG der lichten Waldrandgestaltung gilt, und die Entwicklung der an weitständigen Gehölzstrukturen reichen ehemaligen militärischen Übungsflächen dürften sich für Ziegenmelker und Heidelerche kompensierend und für die Gesamtbestände im Gebiet positiv ausgewirkt haben. Beide Arten repräsentieren damit in besonderem Maße die ökologischen Verbindungen zwischen den Heiden und den frühen Waldsukzessionsphasen bzw. lichten Pionierwäldern auf nährstoffarmen Standorten, die in ihrer räumlichen Verbindung wie im alternierenden Wandel in der Zeit die Entwicklung der für die Heidelandschaft typischen Lebensräume prägten.

Der Bestand des **Wendehalses** ist in Niedersachsen seit langem stark rückläufig, der des **Grünspechts** entwickelt sich landesweit ebenfalls negativ (*Südbeck & Wendt* 2002). Beide Arten sind besonders abhängig von der Häufigkeit bodenbewohnender Ameisenarten in der Offenlandschaft. Die zunehmende Eutrophierung der Landschaft wirkt sich über eine höhere und dichtere Vegetation und damit geringere Erwärmung des Bodens negativ auf die Ameisen und damit auch auf die von ihnen abhängigen Spechtarten aus (*Bauer & Berthold* 1996, *Raqué & Ruge* 1999). Wahrscheinlich sind die nährstoffarmen Böden im NSG und der im landesweiten Vergleich relativ geringe Nährstoffeintrag z. B. durch NH_3-Emissionen aus der Landwirtschaft (*Müller* 2003) der wichtigste Grund für die recht stabilen Bestände im NSG, mit hoher Siedlungsdichte im Falle des Grünspechts. Hinzu kommt das Angebot an geeigneten Höhlenbäumen, beim Wendehals vor allem Birken und Eichen mit Buntspecht-Höhlen, beim Grünspecht v. a. alte Buchen und Eichen. Der Bestandseinbruch des Wendehalses in den letzten 2 Jahren hat möglicherweise überregionale Ursachen, jedenfalls sind negativ wirkende Veränderungen im Gebiet zzt. nicht erkennbar.

Der **Steinschmätzer** ist (abgesehen von den bereits zu Beginn des Betrachtungszeitraums weitgehend verschwundenen Arten Wiedehopf und Brachpieper) die einzige der Sandheide-Leitarten mit starkem Bestandsrückgang in den letzten 15 Jahren. Eine Verschlechterung der Habitatstrukturen im Gebiet ist zur Zeit nicht erkennbar. Die Entwicklung steht jedoch in Übereinstimmung mit der landesweiten Rückgangstendenz (*Südbeck & Wendt* 2000). Wichtig ist für den Steinschmätzer der Erhalt bzw. die Neuschaffung von Offenbodenflächen und lockerer bzw. kurzrasiger Vegetation (*Flade* 1994, *Bauer & Berthold* 1996), in Verbindung mit geeigneten Nistmöglichkeiten (Lesesteinhaufen, Kaninchenhöhlen etc.).

Der Bestand des **Großen Brachvogels** entwickelte sich trotz landesweiten Rückgangs der Art bis etwa 1997 im NSG recht stabil, seither geht die Zahl der Brutpaare jedoch kontinuierlich zurück, was möglicherweise in wenigen Jahren zum Verschwinden der Art im NSG führen wird. Die Ursachen dafür sind unklar, zumal auch bei den wenigen verbliebenen Brutpaaren der letzten Jahre noch Bruterfolg festgestellt wurde.

Das **Birkhuhn** erlebte ab Mitte der 60er Jahre des 20. Jahrhunderts in Niedersachsen einen drastischen Bestandsrückgang von (unter Vorbehalt) geschätzten 7.760 Tieren (*Popp & Müller* 1966) auf zeitweise unter 200 (*Heckenroth* 1985). Seither bewegt sich der Bestand genaueren Zählungen zufolge zwischen (selten unter) 150 und (kaum über) 250 Individuen (unveröffentlichte Daten der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen). Die Niederungsgebiete der niedersächsischen Moorgeest einschließlich einiger küstennaher Moorgebiete waren, folgt man den von *Popp & Müller* (1966) veröffentlichten Übersichtskarten, noch in den 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts dichter besiedelt als die Hohe Heide und Teile der Südheide. Dennoch sind die Bestände hier seit den späten 1990er Jahren trotz örtlicher Versuche zur Wiederansiedlung durch Auswilderung inzwischen erloschen (*Niemeyer* 2000, *Sodeikat & Pohlmeyer* 1997). Das Birkhuhn beschränkt sich heute in seinem Vorkommen in Niedersachsen gänzlich auf den Naturraum Lüneburger Heide (*Heckenroth & Laske* 1997). Hier konzentrieren sich die Bestände in den aus militärischen Gründen gesperrten, von Sandheiden und Pionierwaldstrukturen geprägten Offenlandschaften mit eingesprengten Mooren und sonstigen Feuchtlebensräumen. Die dabei einzig verbliebene zivil genutzte Landschaft mit Birkhuhnvorkommen ist das NSG „Lüneburger Heide". Die Entfernung der besiedelten Teilgebiete zum jeweils nächstgelegenen beträgt etwa 17 km. Eine solche Entfernung gilt nach den vorliegenden Kenntnissen von der Biologie der Art als überbrückbar (u. a. *Klaus* et al. 1990, *Strauß* et al. 1995), worauf auch außerbrutzeitliche Dispersionsbewegungen in entlegenere Heideflächen des NSG und darüber hinaus hindeuten (*Prüter* et al. 2004). So ist es begründet, die noch vorhandenen Vorkommen in Niedersachsen unter populationsbiologischen Gesichtspunkten als Einheit aufzufassen. Die kurzfristigen Bestandsfluktuationen verlaufen in den benachbart gelegenen Vorkommensgebieten auffallend parallel, was auf einen bestimmenden Einfluss räumlich übergeordneter Faktoren, wie z. B. des Witterungsverlaufs, hindeutet (*Loneux* 2000).

Andererseits haben sich jedoch auch die gezielten Managementmaßnahmen

zur Verbesserung des Birkhuhnlebensraums mit hoher Wahrscheinlichkeit positiv ausgewirkt. Zu nennen sind hier insbesondere die Entnahme von Gehölzriegeln in Birkhuhnlebensräumen, die Anlage zahlreicher mechanischer Pflegeflächen in sinnvollem räumlichen Verbund sowie in günstiger zeitlicher Abfolge, die Schaffung großer Weideruhezonen und das Zulassen von Verbuschungen.

Das Birkhuhn ist als Zielart mit komplexen Habitatansprüchen (kleinräumiger Strukturreichtum, hohe Grenzliniendichte, Altheide und verbuschte Stadien in enger Verzahnung mit offenen oder schütter bewachsenen Flächen, offene Feuchtlebensräume angrenzend an trockene Mineralbodenstandorte, lichte Wald-Heide-Übergänge und Sukzessionsdynamik) maßgeblich für die Ansprüche an die Heidepflege. Gelingt es, für das Birkhuhn günstige Habitatstrukturen zu erhalten und neu zu schaffen, dürften auch die anderen Leitarten der Sandheiden (und weite Teile der heidetypischen Fauna) davon profitieren.

Folgerungen für die Praxis

Das hier beschriebene Beispiel eines großräumigen avifaunistischen Monitorings zeigt, dass laufende ehrenamtlich getragene Beobachtungs- und Erfassungsprogramme wesentliche Beiträge zum Verständnis naturräumlicher Entwicklungen auf Landschaftsebene und zur Kontrolle des Erfolgs zielgerichteter Naturschutzmaßnahmen leisten können. Dies setzt jedoch nicht nur die naturkundliche Begeisterungsfähigkeit ehrenamtlich Tätiger voraus, sondern auch Betreuungs- und Auswertungsaktivitäten, für die sich eine institutionelle Verankerung bewährt hat.

Ansätze zu ergänzenden populationsbiologischen Analysen bei ausgewählten Arten sollten in Zukunft verstärkt integriert werden, um über die derzeit mögliche Interpretation von Koinzidenzen hinaus Kausalbezüge zwischen landschaftlichen Entwicklungen und Bestandsveränderungen besser verstehen zu können.

Im konkreten Heidemanagement sollte die inzwischen bewährte Vielfalt der Verfahren beibehalten werden. Dem kleinräumigen Wechsel in der Ausprägung der Heidestrukturen und der Förderung von Grenzlinienvielfalt und -dichte sollte weiterhin auch dann besonderes Augenmerk gelten, wenn damit im Vergleich zu großflächig bemessenen mechanischen Pflegeflächen ein gewisser Mehraufwand verbunden ist.

Aus der kürzlich vor dem Hintergrund neuer Beweidungsförderprogramme des Lands Niedersachsen wieder aufgelösten weitreichenden Trennung zwischen beweideten Heidegebieten und Weideruhezonen ergeben sich besondere Anforderungen an die Aufstellung von Beweidungsplänen und deren Umsetzung. Über die Beweidungssteuerung einschließlich temporärer Weideruhe muss sichergestellt werden, dass vor allem in den avifaunistisch besonders sensiblen Bereichen mögliche Probleme wie Störungen, Trittschäden und strukturelle Nivellierung der Vegetation nicht zum Tragen kommen. Die Auswirkungen des geänderten Pflegekonzepts auf die Bestandsentwicklung der betroffenen Vogelarten werden sich erst in Zukunft bewerten lassen. Besonders die Auswirkungen im Hinblick auf die weitere Bestandsentwicklung des Birkhuhns müssen sorgfältig verfolgt werden, zumal sich diese Art zuvor hinsichtlich ihrer Raumnutzung sehr stark in den Weideruhezonen konzentriert hat.

Für die Entwicklung der Heidelandschaft und ihrer Lebensgemeinschaften sind die Wald-Heide-Beziehungen, räumlich wie zeitlich, von besonderer Bedeutung. Wechsel zwischen Offenland- und Waldphasen waren über lange Zeit prägend für diese Kulturlandschaft und förderten insbesondere solche Arten, die auf bestimmte Sukzessionsstadien angewiesen sind. Die Stabilisierung des Status quo, die heute insbesondere in den waldgesetzlichen Regelungen begründet ist, hat zur Folge, dass Entwicklungsstadien der Offenland-Wald-Sukzession wie auch umgekehrt der Waldauflichtung bis zur Heiderückentwicklung selten geworden sind. Zumindest für solche Schutzgebiete, die der Erhaltung der Heide als historischer Kulturlandschaft dienen, sollten rechtliche und administrative Rahmenbedingungen geschaffen werden, die dazu beitragen, landschaftliche Dynamik als wesentliches Merkmal der Kulturlandschaft zu sichern. So sollte z.B. erwogen werden, für verbuschte Heideflächen, die in den Waldstatus hineinwachsen, frühzeitig langfristig ausgerichtete Umwandlungsgenehmigungen zu erwirken, um zu gegebener Zeit eine Rückführung in den Offenlandstatus nicht zu erschweren. Desgleichen sollten strikte Regelungen zur Unterbindung der die Kulturlandschaftsentwicklung über Jahrhunderte prägenden Waldweide angesichts der Tatsache, dass die Hutewälder heute maßgeblich zur Artenvielfalt beitragen, zumindest für Kulturlandschaftsschutzgebiete überdacht werden.

Am Beispiel des Birkhuhns, dessen Bestand im NSG „Lüneburger Heide" isoliert wahrscheinlich auf Dauer nicht überlebensfähig wäre, wird deutlich, dass sich ein sachgerechtes Schutzkonzept für Arten mit großen Raumansprüchen auf den gesamten Naturraum beziehen und Erhaltung und Entwicklung von nur sporadisch genutzten Trittsteinlebensräumen einbeziehen muss. Ziele des Schutzgebietsmanagements sollten daher so eng wie möglich mit Ansätzen der Landschaftsplanung, ggf. mit Projekten der Regionalentwicklung, der Flurneuordnung u.a.m. auch jenseits der Kernverbreitungsgebiete in Beziehung gebracht und Synergien gefördert werden.

5 Zusammenfassung

Im ca. 234 km² großen NSG „Lüneburger Heide" werden seit 1989 auf überwiegend ehrenamtlicher Basis umfangreiche Daten zum Vorkommen typischer Arten der Heide-Avifauna erhoben und ausgewertet. Die Mehrzahl der behandelten Arten (Birkhuhn, Ziegenmelker, Grünspecht, Heidelerche, Schwarzkehlchen, Raubwürger, Neuntöter) zeigt eine positive oder zumindest stabile Bestandsentwicklung in den vergangenen 15 Jahren, z.T. entgegen dem überregionalen Trend. Eine Ausnahme bilden v.a. Brachvogel und Steinschmätzer, deren Bestände (im Einklang mit der landesweiten Entwicklung) stark rückläufig sind, ohne dass gebietsspezifische Ursachen hierfür erkennbar wären. Das Konzept der Heidepflege, das verstärkt seit den 1990er Jahren neben der Beweidung durch Heidschnucken auch maschinelle Pflegeverfahren (Plaggen, Schoppern) sowie kontrolliertes Brennen integriert und in stärkerem Maße als früher auch (z.T. vorübergehende) Verbuschung zulässt, kann vor diesem Hintergrund als erfolgreich bewertet werden. Weitere positiv wirkende Ein-

flussfaktoren sind die allmähliche Entwicklung ehemals stark verwüsteter militärischer Übungsflächen zu strukturreichen Heide- und Magerrasengebieten, teilweise mit lockerem Gehölzbestand, und möglicherweise auch die relative Nährstoffarmut des Gebiets aufgrund der armen Sandböden und der relativ geringen atmosphärischen Einträge. Eine besondere Bedeutung kommt im NSG der Restpopulation des Birkhuhns zu. Eine an den Bedürfnissen dieser Art orientierte Landschaftspflege dürfte sich aufgrund der komplexen Habitatansprüche des Birkhuhns auch auf die meisten anderen Leitarten der Heideavifauna positiv auswirken.

Summary

Within the "Lüneburger Heide" nature reserve, which comprises approximately 234 km² of heathlands, bogs, forests and fields, annual breeding bird censuses have taken place since 1989. Results have been used to evaluate heathland management and restoration measures, that have been carried out in the open, heathland-dominated areas within the nature reserve (about 80 km²) since the late 1980ies. For some of the target bird species, e.g. Black Grouse, Nightjar, Green Woodpecker, Woodlark, Stonechat and Grey and Red-backed Shrike, stable, or even increasing, local breeding populations have been documented during this period. An ongoing shift in the distribution of Nightjar territories is apparent, with a move away from pine forests towards heathlands. Heathland restoration work on former military training areas within the reserve has led to a considerable increase of breeding densities in Nightjar and Woodlark. Local breeding populations of a small number of bird species, including Curlew, Wryneck and Wheatear, have, however, declined, reflecting overall trends throughout NW-Germany.

Danksagung

Den Mitgliedern der Naturkundlichen Arbeitsgruppe für das NSG „Lüneburger Heide" sei herzlich gedankt für die Fülle der über viele Jahre zusammengetragenen Beobachtungsdaten, die dieser Auswertung zu Grunde liegen.

Literatur

Ahrens, M., 1998: GIS-gestützte Untersuchungen zur Habitatstruktur der Heidelerche (*Lullula arborea*) auf einem ehemaligen militärischen Übungsgelände im Naturschutzpark Lüneburger Heide. – Dipl.arb. Geogr. Inst. Univ. Göttingen, 180 S. [unveröffentlicht].

Bairlein, F., 1994: Forschung in Schutzgebieten – ein Widerspruch? – Ber. Vogelschutz 32, 53–60.

Bairlein, F., 1996: Ökologie der Vögel. – Fischer Verlag, Stuttgart.

Bauer, H.-G., Berthold, P., 1999: Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. – AULA, Wiesbaden.

Beintema, A. J., Moedt, O., Ellinger, D., 1995: Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels. – Schuyt & Co, Haarlem.

Beusink, P., Nijssen, M., van Duinen, G.-J. M., Esselink, H., 2003: Broed- en voedselecologie van Grauwe Klauwieren in intacte kustduinen bij Skagen, Denemarken. Referentieonderzoek voor optimalisatie van beheersen herstelmaatregelen voor fauna in Nederlandse duinen. – Stichting Bargerveen, Afdeling Dierecologie KUN, Nijmegen.

Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Hrsg.), 1997: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild Verlag, Bremen, 367 S.

Flade, M., 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands – Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – IHW-Verlag, Eching.

Heckenroth, H., 1985: Birkhuhn *Tetrao tetrix*. – In: *Knolle, F., Heckenroth, H.* (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens – Hühner und Kranichvögel. – Natursch. Landschaftspfl. Niedersachs. B, 2, 4, 23–29.

Heckenroth, H., Laske, V., 1997: Atlas der Brutvögel Niedersachsens und des Landes Bremen 1981–1995. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 37, 1–329.

Hüppop, O., 1981: Faunistisch-ökologische Charakterisierung und Bewertung der Heidegebiete im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Bd. 3: Die Vogelwelt der Lüneburger Heide. – Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Lüneburg.

Kaiser et al., 1995: Pflege- und Entwicklungsplan Lüneburger Heide. – Gutachten im Auftrage des Vereins Naturschutzpark e.V., Celle [unveröffentlicht].

Kaiser, T., 2004: Floristische und vegetationskundliche Erfolgskontrollen auf den Sandheiden und Magerrasen im Projekt „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, im Druck.

Kaiser, T., Stubbe, A., 2004: Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 17, 2, 137–144.

Keienburg, T., Prüter, J. (Hrsg.), 2004: Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten. – NNA Berichte, 17, 2, 221 S.

Klaus, S., Bergmann, H. H., Marti, C., Müller, F., Vitovic, O. A., Wiesner, J., 1990: Die Birkhühner. – Die neue Brehm Bücherei, Bd. 397, Wittenberg-Lutherstadt.

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

Lütkepohl, M., 1993a: Maßnahmen zur Pflege von Heidelebensräumen in Nordwestdeutschland. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, 4, 15–18.

Lütkepohl, M., 1993b: 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.

Lütkepohl, M., 1996: Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 9, 1, 48–53.

Lütkepohl, M., 1997: Vögel. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild Verlag, Bremen, 223–230.

Lütkepohl, M., 1998: Die naturkundliche Arbeitsgruppe im Naturschutz-

gebiet Lüneburger Heide. – Naturschutz und Naturparke 163, 37–38.

Lütkepohl, M., 2001: Die Entwicklung von Sandheiden, Moorheiden und Ackerbrachen unter dem Einfluss der Beweidung durch Heidschnucken. – Natur- und Kulturlandschaft 4, 217–223.

Lütkepohl, M., 2002: Die Heidelandschaft im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Entwicklungsgeschichte, Ökologie und Management. – Oldenburger Geoökologische Studien 5, 135–160.

Lütkepohl, M., Prüter, J., 2000: Die Vögel im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Hauschild Verlag, Bremen, 199 S.

Lütkepohl, M., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 229–238.

Lütkepohl, M., Prüter, J., Pflug, W., Tönniessen, J., Hanstein, U., 1996: Entwicklungskonzept für die im Eigentum des Vereins Naturschutzpark befindlichen militärischen Übungsflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – NNA-Berichte 9, 1, 105–121.

Müller, W. J., 2003: „CAFE" in Niedersachsen – Europäisches Programm zur Luftqualität. – In: Schleichende Umweltbelastung durch diffuse Einträge – ein Thema ökologischer Nachhaltigkeitspolitik. – Nachhaltiges Niedersachsen 26, 18–24.

Niemeyer, F., 2000: Kurzbericht zur Bestandssituation des Birkhuhns in der Diepholzer Moorniederung. – In: *Sächsische Landesstiftung für Natur und Umwelt* (Hrsg.): Birkhuhnschutz heute, 32.

Noss, R. F., 1990: Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. – Conservation Biology 4, 4, 355–364.

Popp, D., Müller, F., 1966: Bedrohlicher Rückgang unserer Rauhfußhühnerbestände. – Bonn. Zool. Beitr. 17, 228–240.

Prüter, J., Wübbenhorst, J., 2004: Langfristige Bestandserfassung ausgewählter Brutvogelarten als Beitrag zur Erfolgskontrolle im Projektgebiet „Lüneburger Heide". – Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, im Druck.

Prüter, J., Wübbenhorst, J., Südbeck, P., 2004: Niedersachsens Verantwortung für die Erhaltung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im mitteleuropäischen Tiefland. – Vogelkdl. Ber. Nds.: im Druck.

Raqué, K.-F., Ruge, K., 1999: Bedeutung von Ameisen für die Ernährung von Grün- und Grauspecht (*Picus viridis* und *Picus canus*) und die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Ameisenfauna. – Tichodroma 12, Suppl. 1, 151–162.

Röhrs, U., Wübbenhorst, J., Prüter, J., 2003: Brutbestandserfassung im Rahmen des Monitorings im EU-Vogelschutzgebiet und NSG „Lüneburger Heide" im Jahre 2003. – Unveröffentl. Gutachten der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Naturschutz.

Schekkermann, H., 1996: Invloed van Graslandbeheer op de groeimogelijkheden van gruttokuikens. – Linmosa 69, 25–26.

Scherzinger, W., 1998: Sind Spechte gute Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? – Vogelwelt 119, 1, 1–6.

Schlumprecht, H., Südbeck, P., 2002: Indikatoren: Messzahlen zur Qualität einer nachhaltigen Entwicklung – Chance oder Gefahr? – Ber. Vogelschutz 39, 61–75.

Schlumprecht, H., Südbeck, P., 2003: Naturschutzindikatoren für Niedersachsen auf der Basis artspezifischer Zielwerte – Zwei Indikatoren zur Bestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten. – NNA-Berichte 16, 2, 75–82.

Sodeikat, G., Pohlmeyer, K., 1997: Zur Bestandssituation des Birkwildes in drei niedersächsischen Projektgebieten nach mehrjährigen Auswilderungsaktionen. – In: *Sächsische Akademie für Natur u. Umwelt* (Hrsg.): Die Entwicklung von Birkhuhnpopulationen im Flachland und in Mittelgebirgen – wie können wir diese Tierart erhalten? – Dresden, 58–63.

Strauß, E., Schreiber, A., Weitzel, T., 1995: Aspekte populationsgenetischer und morphometrischer Variabilität mitteleuropäischer Restbestände des Birkwildes. – Naturschutzreport 10, 203–216.

Südbeck, P., Wendt, D., 2002: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel, 6. Fassung, Stand 2002. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.

Thompson, I. D., Angelstam, P., 1999: Special Species. – In: *Hunter, M. J.* (ed.): Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. – Cambridge University Press, 434–459.

Wilkens, H., 1981: Faunistisch-ökologische Charakterisierung und Bewertung der Heidegebiete im „Naturschutzpark Lüneburger Heide". Bd. I: Zusammenfassende Darstellung, ökologischer Intaktheitsgrad, Leitlinien eines Pflegeplanes. – Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Lüneburg.

Anschriften der Verfasser

Dr. Johannes Prüter
Dipl.-Biol. Jann Wübbenhorst
Alfred Toepfer Akademie
für Naturschutz
Hof Möhr
D-29640 Schneverdingen

Dipl.-Forsting. Manfred Lütkepohl
Thälmannstr. 1A
D-16835 Dierberg

Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvogelarten im „Neustädter Moor" und „Rehdener Geestmoor" als Beitrag zur Erfolgskontrolle des Offenlandmanagements in der Diepholzer Moorniederung

von Friedhelm Niemeyer*

1 Einleitung

Hochmoorrenaturierung nach Abtorfung einschließlich Wiedervernässung degenerierter Hochmoorstadien sind zentrale Anliegen des Naturschutzes in verschiedenen Teilen der Diepholzer Moorniederung. Begleitende Maßnahmen der Landschaftspflege, insbesondere Beweidung mit Schafen, aber auch mechanische Verfahren und Feuer, dienen der Offenhaltung der Hochmoorlandschaft (*Niemeyer* 2004).

Aus den Naturschutzgebieten des „Neustädter Moores" sowie aus dem „Rehdener Geestmoor" liegen längere bzw. kurzfristige Datenreihen zu Brutvogelvorkommen vor, die in diesem Beitrag im Hinblick darauf ausgewertet werden sollen, ob und ggf. in welcher Weise sie die landschaftlichen Veränderungen nachzeichnen und damit zu Zwecken der Erfolgskontrolle von Maßnahmen der Offenlanderhaltung dienen können.

2 Zur Gliederung der Arten in ökologische Gruppen

Die erfassten (meist) Rote-Liste-Brutvogelarten werden in ökologische Brutvogel-Gruppen in Anlehnung an *Flade* (1994) eingeteilt (s. Tab. 1). Avifaunistisch zu unterscheiden sind im Folgenden Offenlandarten, Halboffenlandarten, Waldarten und Gewässerarten.

Offenlandarten:
Vorkommen in offener Landschaft mit maximal vereinzelt stehenden Gehölzen. Die in diese Gruppe aufgenommenen Arten zeigen darüber hinaus unterschiedliche Präferenzen in Bezug auf die Vegetationslänge und -dichte sowie den Feuchtegrad. Anhand dessen lassen sie sich weiter unterteilen in Arten mit Präferenz für nasse bis feuchte Bereiche (Bekassine *Gallinago gallinago*, Großer Brachvogel *Numenius arquata*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Kiebitz *Vanellus vanellus*, Rotschenkel *Tringa totanus)* und demgegenüber Arten mit einer Präferenz für trockenere Bereiche (Rebhuhn *Perdix perdix*, Wachtel *Coturnix coturnix*, Schwarzkehlchen *Saxicola torquata*, Braunkehlchen *Saxicola rubetra*, Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe*).

Halboffenlandarten:
Vorkommen in übersichtlichem Gelände mit halboffenem Charakter, das durch lückigen Gehölzbewuchs sowie Rand- und Saumstrukturen gekennzeichnet ist.

Waldarten:
Arten mit dem Vorkommensschwerpunkt in verschiedenen Waldtypen sowie baum- und gebüschreichen Landschaften.

Gewässerarten:
Vogelartengemeinschaft, die sehr eng an offene Wasserflächen und deren Uferbereiche gebunden ist.

3 Veränderungen in den NSGs im „Neustädter Moor" (1.477 ha) im Zeitraum 1993–1999

Für die als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Teile des **„Neustädter Moores"** und Randgebiete liegen aus den Jahren 1993, 1996 und 1999 vergleichbare Brutvogelbestandszahlen auf 1.477 ha vor. Sie wurden im Rahmen der Gebietsbetreuung durch den BUND Diepholzer Moorniederung ermittelt. Eine erneute Bestandsaufnahme ist für 2004 geplant.

Während der Zeit von 1993 bis 1999 sind von Seiten des Torfwerks sukzessive und abschließende Wiederherrich-

Tab. 1: Einteilung der in den NSGs im „Neustädter Moor" erfassten Brutvogelarten in die ökologischen Gruppen Offenlandarten, Halboffenlandarten, Waldarten und Gewässerarten (in Anlehnung an* Flade *[1994]).

Offenlandarten	Halboffenland-arten	Waldarten	Gewässerarten
Rebhuhn	Birkhuhn	Mäusebussard	Schwarzhals-taucher
Wachtel	Ziegenmelker	Habicht	Zwergtaucher
Kiebitz	Heidelerche	Turteltaube	Brandgans
Rotschenkel	Feldschwirl	Grünspecht	Löffelente
Uferschnepfe	Neuntöter	Pirol	Krickente
Großer Brachvogel	Raubwürger		Knäkente
Bekassine	Rabenkrähe		Reiherente
Schafstelze	Turmfalke		Wasserralle
Steinschmätzer	Elster		Teichhuhn
Braunkehlchen			Blässhuhn
Schwarzkehlchen			Lachmöwe
			Sturmmöwe
			Flussregenpfeifer

* 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".

tungsmaßnahmen ehemaliger industrieller Abtorfungen (ca. 470 ha) erfolgt, durch den Landkreis Diepholz, Untere Naturschutzbehörde umfangreiche Instandsetzungsmaßnahmen in Auftrag gegeben und vom BUND jährlich Pflegemaßnahmen durchgeführt worden (*Niemeyer* 2004). Die ansässige Landschaftspflegeschäferei hat in der gesamten Zeit die meisten Flächen mit Moorschnucken beweidet.

Den Bestandszahlen der drei avifaunistischen Untersuchungsjahre 1993, 1996 und 1999 steht eine Kartierung der Offenlandverhältnisse aus dem Jahr 2002 (Biotoptypenkartierung) gegenüber. In Kenntnis der seit 1993 offenlandschaftsrelevanten Veränderungen lassen sich damit hinreichend sichere Aussagen über Bestände, Entwicklungstendenzen und Zusammenhänge herleiten.

Beim Vergleich der Artenzahlen der ökologischen Gruppen zeigt sich, dass im „Neustädter Moor" die **Offenlandarten** von 7 (1993) über 9 (1996) auf 11 Arten 1999 zugenommen haben (s. Abb. 1). Neu festgestellt wurden Braunkehlchen (1996), Rebhuhn (1999), Steinschmätzer (1996) und Wachtel (1996). Die Zahl der Brutpaare (BP) verlief von 199 (1993) über 174 (1996) nach 215 BP (1999) (s. Abb. 2). Der Einbruch 1996 fand bei den Feuchte liebenden Offenlandarten statt, da zu Beginn der Brutzeit große Trockenheit herrschte. Demgegenüber hatte das Schwarzkehlchen im „Neustädter Moor" wie auch überregional zugenommen (*Südbeck & Wendt* 2002).

Die Artenzahl der **Halboffenlandarten** ist mit 5 (1993), 8 (1996) und 6 (1999) relativ konstant, wenn man berücksichtigt, dass 1996 Elster und Turmfalke mit je 1 BP zu Buche schlagen. Das Birkhuhn verschwand nach 1993. Seit 1996 siedelt am mineralischen Rand die Heidelerche. Obwohl die Rabenkrähe 1993 nicht kartiert wurde, kann ihr Brutbestand ähnlich hoch wie 1996 und 1999 (15 BP) angenommen werden. Die Anzahl BP der Halboffenlandarten nahm von 1993 (43 BP) über 1996 (79 BP) bis 1999 (91 BP) stetig zu. Halboffenlandarten umfassen vom ökologischen Anspruch her gesehen viele Wärme und Trockenheit liebende Arten. Sie profitierten möglicherweise von der trockenen Witterung 1996 (Abb. 2). Hervorzuheben ist die Zunahme des Ziegenmelkers von 5 (1993) über 16 (1996) auf 20 Brutreviere (1999). Diese Entwicklung bestätigte sich im Jahr 2003 mit 29 festgestellten Revieren.

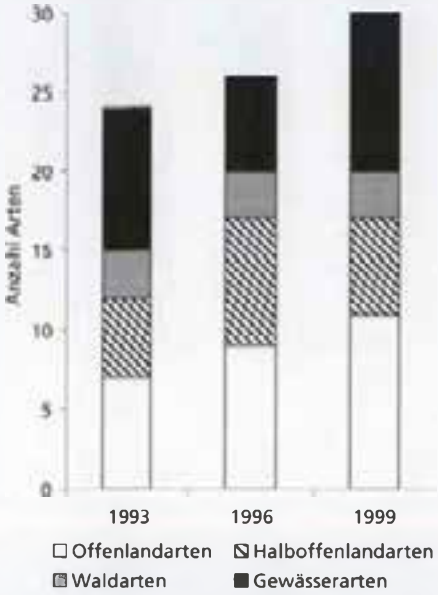


Abb. 1: Vergleich der Artenzahlen der ökologischen Gruppen der Jahre 1993, 1996 und 1999 in den NSGs im „Neustädter Moor" (s. Tab. 1).

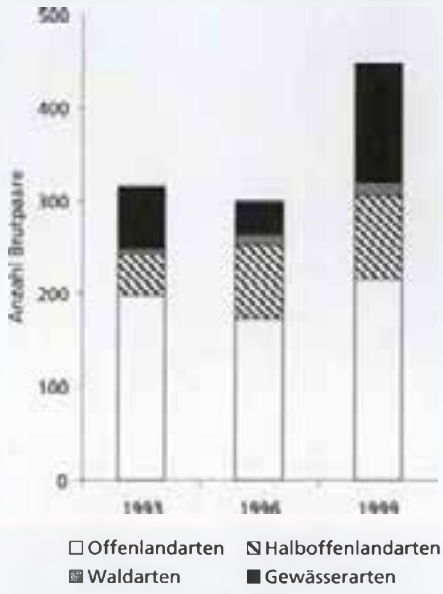


Abb. 2: Anzahl der Brutpaare der Offenlandarten, Halboffenlandarten, Waldarten und Gewässerarten der Jahre 1993, 1996 und 1999 in den NSGs im „Neustädter Moor" im Vergleich (s. Tab. 1).

Die Anzahl der wenigen überhaupt erfassten **Waldarten** blieb über den betrachteten Zeitraum (1993, 1996, 1999) mit nur drei Arten konstant (Abb. 2), wobei die Artenzusammensetzung im Verlauf der Jahre wechselte. Die Zahl der BP stieg innerhalb der drei betrachteten Jahre von 5 über 10 auf 13 (Abb. 2).

Die Artenzahlen der **Gewässerarten** blieben im Erfassungszeitraum mit 9 (1993) über 6 (1996) nach 10 (1999) recht konstant. Der trockenheitsbedingte Rückgang der Artenzahlen von 1993 nach 1996 betrifft Knäkente, Teichhuhn und Zwergtaucher (s. Tab. 2). Auch die Zahl der BP der Gewässerarten lag 1996 (35 BP) ca. 50 % niedriger als 1993 (67 BP), während 1999 mit 129 BP fast die vierfache Anzahl festgestellt wurde. Die hohe BP-Anzahl im Jahr 1999 geht auf erhöhte Zahlen bei den Enten zurück (z.B. Krickente 1993 36 BP, 1996 16 BP, 1999 69 BP). Der Rückgang der Brutpaarzahlen 1996 bei den Gewässerarten ist witterungsbedingt (Trockenheit).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass von den kartierten (meist) Rote-Liste-Arten die Offenlandarten in allen drei Untersuchungsjahren die dominierende ökologische Gruppe darstellen. Trotz überregionaler Abnahmen der Feuchte liebenden Wiesenlimikolen (*Südbeck & Wendt* 2002) nahmen einige dieser Arten im „Neustädter Moor" in ihrem Bestand sogar zu (Bekassine, Kiebitz) oder blieben gleich (Rotschenkel). Arten- und Brutbestände der Offenlandarten entwickelten sich bei der Gesamtbetrachtung der drei Jahre positiv (s. Abb. 3, Tab. 2). Die Artenzahl der Halboffenlandarten kann über den betrachteten Zeitraum als recht gleich bleibend angesehen werden. Die BP nahmen zu. Die Artenzahl der erfassten Waldarten blieb gleich. Die Artenzahlen der Gewässerarten können als konstant angenommen werden, die Anzahl der BP stieg jedoch (Einschränkung 1996) stark an, was mit der fortschreitenden Wiedervernässung des „Neustädter Moors" in Zusammenhang steht.

Die Halboffenlandarten sowie die Waldarten haben in allen drei Jahren ihren Schwerpunkt in den Randgebieten des Moors. Nur vereinzelt sind Halboffenlandarten auch im zentralen Bereich anzutreffen. Die Offenlandarten und Gewässerarten konzentrieren sich in allen drei Jahren im Zentrum des NSG. Manche Gewässerarten siedeln jedoch auch in halboffenen Bereichen.

Ergänzend ist aus jüngster Zeit der Kranichbestand anzuführen. Die in Deutschland nach Westen gerichtete Ausdehnung des Kranichbrutareals hat die Diepholzer Moorniederung mit etwa

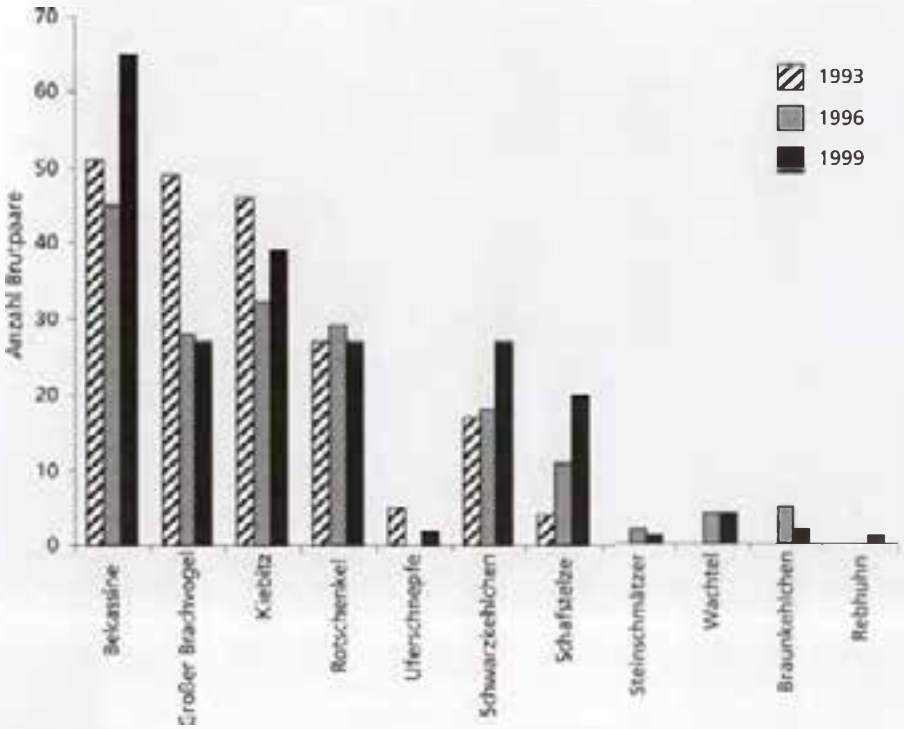


Abb. 3: Brutbestände der einzelnen Offenlandarten in den NSGs im „Neustädter Moor" 1993, 1996 und 1999.

9 Brutpaaren im Jahr 2003 erreicht, davon 4 BP im „Neustädter Moor". Die Reviere und engeren Brutplätze liegen z.T. frei im Offenland, sonst im Halboffenland. Stärker verbuschte Moorteile werden zeitweise einbezogen. Darüber hinaus haben sich die Rastzahlen des Kranichs an den Schlafplätzen im „Neustädter Moor" stark entwickelt. Als Maxima wurden gezählt 500 (in Klammern Maxima bei Synchronzählung im Naturraum, hier 1.771) Kraniche im Herbst 2001, 290 (1.152) im Frühjahr 2002, 3.874 (30.000) im Herbst 2002, 3.000 (10.000) im Frühjahr 2003 und 4.126 (13.000) im Herbst 2003. Die Bedeutung des Schlafplatzes „Neustädter Moor" ist aufgrund seiner fortgeschrittenen nachhaltigen Vernässung in trockenen Jahren (2003) deutlich höher als in feuchten Jahren (2002). Schlafplätze befinden sich in leicht überstauten und offenen Flächen in der Nordhälfte des Moores. Vor dem eigentlichen Schlafplatzanflug gebildete Vorsammelplätze liegen auf trockeneren Moorheiden, die durch Beweiden, kontrolliertes Brennen und Mulchen gepflegt werden.

Die landschaftlichen Veränderungen durch verschiedene Instandsetzungs- und Pflegemaßnahmen sowie die natürliche Entwicklung (Degenerationssukzession, Hochmoorregeneration) haben in der Summe betrachtet den Gesamtbestand an avifaunistischen Offenland-, Halboffenland- und Gewässerarten erhalten und häufig sogar gefördert, ohne dass Waldarten erkennbar nachteilig betroffen worden sind.

Im Unterschied zur Situation in der Lüneburger Heide spielt in der Diepholzer Moorniederung neben dem Faktor Offenland der Faktor Wasser (Feuchte, Nässe, Offenwasser) eine große Rolle (Abb. 4). Am starken Vorkommen der Artengruppen Watvögel, Enten und Rallen wird dies sichtbar. Im „Neustädter Moor" dürfte inzwischen die maximale Biotopkapazität hinsichtlich des Faktors Wasser annähernd erreicht sein. Wahrscheinlich werden die gewässerrandliche Bewuchsentwicklung und die Verlandung (Torfmoosansiedlung, Schwingrasenbildung) zukünftig wieder sinkende Bestandszahlen der Gewässerartenbrutpaare verursachen.

4 Kurzfristige Veränderungen in Teilen des „Rehdener Geestmoores" (ca. 80 ha)

Das im Folgenden geschilderte Beispiel des „Rehdener Geestmoors" zeigt, dass bei Maßnahmen zur Hochmoorrenaturierung auch sehr kurzfristig mit augenfälligen Veränderungen der Brutvo-

Tab. 2: In die Auswertung eingegangene Brutvogelarten der NSGs im „Neustädter Moor".

Art	1993	1996	1999
Offenlandarten			
Bekassine	51	45	65
Braunkehlchen	0	5	2
Großer Brachvogel	49	28	27
Kiebitz	46	32	39
Rebhuhn	0	0	1
Rotschenkel	27	29	27
Schafstelze	4	11	20
Schwarzkehlchen	17	18	27
Steinschmätzer	0	2	1
Uferschnepfe	5	0	2
Wachtel	0	4	4
Anzahl Arten	***7***	***9***	***11***
Anzahl Brutpaare	***199***	***174***	***215***
Halboffenlandarten			
Birkhuhn	4	0	0
Elster		1	
Feldschwirl	3	8	26
Heidelerche		2	1
Neuntöter	24	33	27
Rabenkrähe		15	15
Raubwürger	7	3	2
Turmfalke		1	
Ziegenmelker	5	16	20
Anzahl Arten	***5***	***8***	***6***
Anzahl Brutpaare	***43***	***79***	***91***
Waldarten			
Grünspecht	1		
Habicht	1		
Mäusebussard		1	6
Pirol		2	5
Turteltaube	3	7	2
Anzahl Arten	***3***	***3***	***3***
Anzahl Brutpaare	***5***	***10***	***13***
Gewässerarten			
Blässhuhn			5
Flussregenpfeifer	4	10	
Knäkente	1		8
Krickente	36	16	69
Lachmöwe	4	1	4
Löffelente	8	2	16
Reiherente	5	2	13
Schwarzhalstaucher			2
Sturmmöwe	6	4	8
Teichhuhn	1		
Wasserralle			2
Zwergtaucher	2		2
Anzahl Arten	***9***	***6***	***10***
Anzahl Brutpaare	***67***	***35***	***129***
gesamt: Anzahl Arten	**24**	**26**	**30**
gesamt: Anzahl Brutpaare	**314**	**298**	**448**

Abb. 4: Wiedervernässte Fläche im „Neustädter Moor" (Foto: BUND).

gelfauna gerechnet werden kann. Im Bereich des FFH- und EU-Vogelschutzgebiets **„Rehdener Geestmoor"** mit seinen NSGs „Rehdener Geestmoor" und „Rehdener Geestmoor – Regenerationsgebiet" von zusammen 1.786 ha Größe wurden großräumig Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Der fast 600 ha große zentrale Moorteil, der Mitte der fünfziger Jahre in industrielle Abtorfung genommen worden war, ist vom Torfwerk in den Jahren 1996, 1997 und 1999 wiederhergerichtet, d.h. renaturiert worden. Davor, seit 1984, erfolgten im Zuge einer Flurbereinigung unter Beteiligung der Naturschutzverwaltung bereits jährlich umfangreiche Instandsetzungen in den umgebenden von Restmoorheiden, Handtorfstichen, Birkenverbuschungen und Pfeifengras geprägten Hochmoorflächen. Gleichzeitig engagierte sich die private Dr.-Jürgen-Ulderup-Stiftung im Geestmoor mit der Übernahme einer vorhandenen (Bentheimer Landschaf) und Aufbau einer weiteren Landschaftspflegeschäferei (Moorschnucken), so dass die Pflege von instandgesetzten Flächen gesichert war.

Im Verlauf der langjährigen Arbeiten bestanden in mehreren Teilgebieten (Bauabschnitten) gute Möglichkeiten, die kurzfristigen Auswirkungen von umfangreichen Hochmoor-Renaturierungen auf ausgewählte i.d.R. bestandsgefährdete Brutvogelarten zu untersuchen. Die avifaunistische Entwicklung eines dieser Teilgebiete wird für den Zeitraum von drei Jahren (1999, vor den Maßnahmen; 2000, 1. Jahr nach den Maßnahmen; 2001, 2. Jahr nach den Maßnahmen) im Folgenden vorgestellt (s. Abb. 5). Es ist das „Teilgebiet am Nordrand des Rehdener Geestmoors, westlich des Speckendamms".

Bei dieser Untersuchungsfläche handelt es sich um einen ca. 80 ha großen, großflächig industriell abgetorften Bereich mit dem nach Abtorfung typischen Stichrelief (Ausgangssituation). Die Vegetation setzte sich aus Wollgras *Eriophorum* spec., Heide (*Calluna vulgaris* und *Erica tetralix*) sowie Jungbirke *Betula pubescens* von bis zu 4 m Höhe zusammen. Der nordwestliche Bereich der Untersuchungsfläche wurde im Sommer 1998 eingeebnet. Nördlich und östlich der industriell abgetorften Flächen schlossen sich bäuerliche Torfstiche mit älterer Birkenverbuschung an. Weiter nördlich grenzt ein ca. 150 m breiter Grünlandgürtel an, der z.T. extensiv mit Rindern genutzt wird, z.T. jedoch seit Jahren ungenutzt und überständig brach liegt.

Beschreibung der durchgeführten Instandsetzungsmaßnahmen im Spätsommer 1999 und Winter 1999/2000

Im Spätsommer 1999 sind die Abtorfungsflächen im Auftrag der Abtorfungsfirma entbirkt, vollständig eingeebnet, die Randgräben verschlossen und vom Landkreis Diepholz als ordnungsgemäß hergerichtet abgenommen worden. Unmittelbar danach wurden im Winter 1999/2000 im Auftrag des Amts für Agrarstruktur (AfA) Sulingen am Moorrand Instandsetzungsmaßnahmen wie Abschrägen steiler Torf-

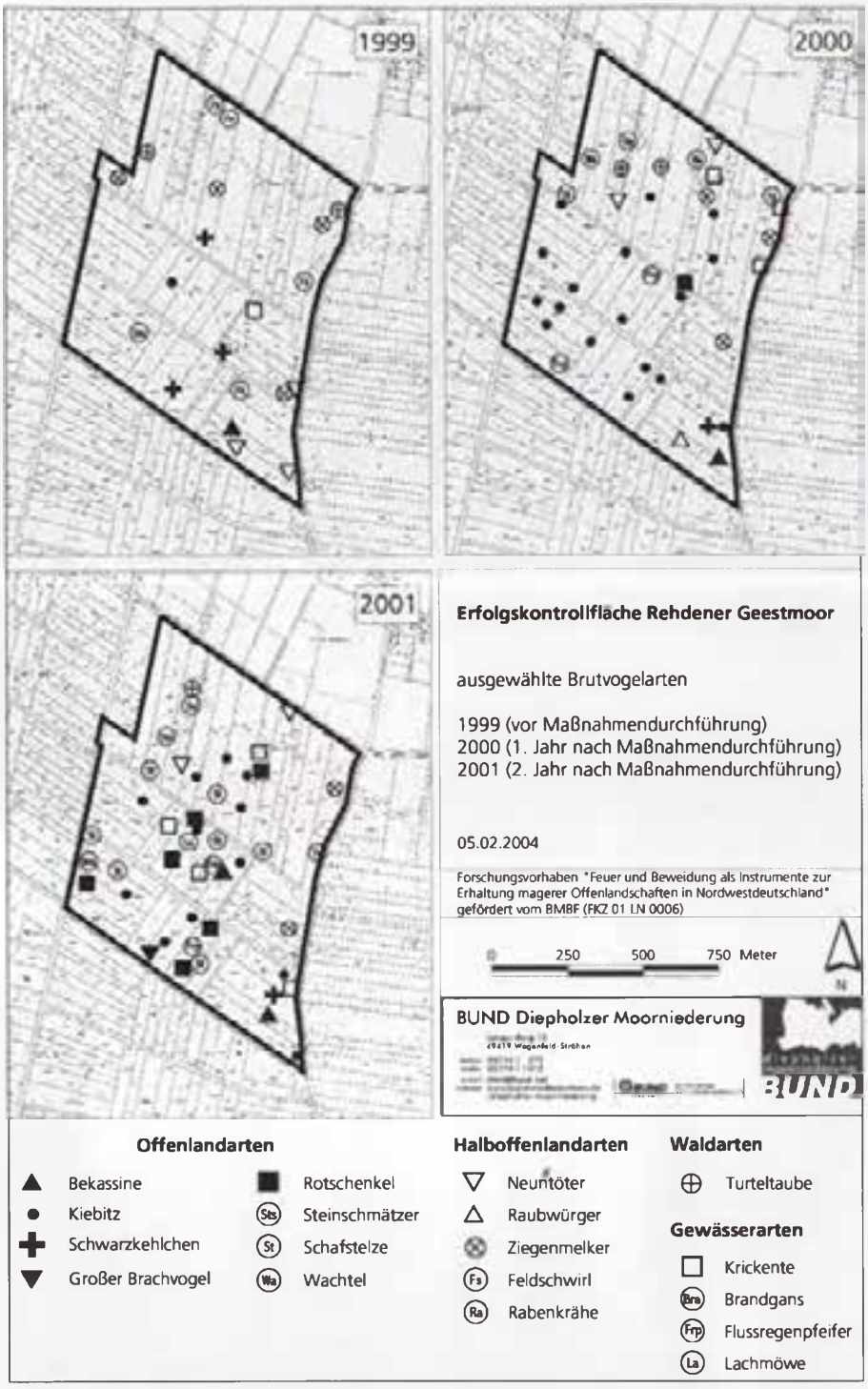


Abb. 5: Kurzfristige Veränderungen ausgewählter Brutvogelarten in Teilen des Rehdener Geestmoores (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen, Kartengrundlage DGK 1:5.000, 2004).

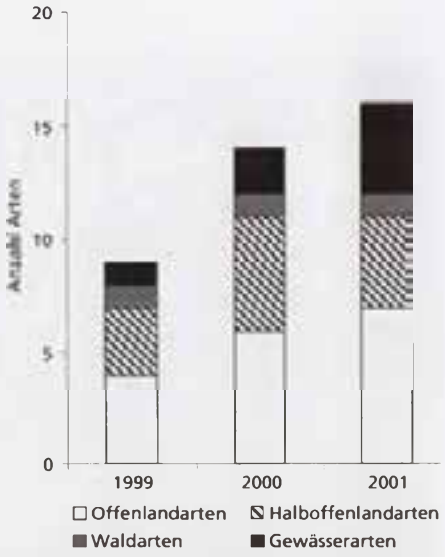


Abb. 6: Vergleich der Artenzahlen der ökologischen Gruppen (Tab. 1) der Jahre 1999 (vor den Maßnahmen), 2000 (1. Jahr nach den Maßnahmen) und 2001 (2. Jahr nach Maßnahmendurchführung) auf der Erfolgskontrollfläche im „Rehdener Geestmoor".

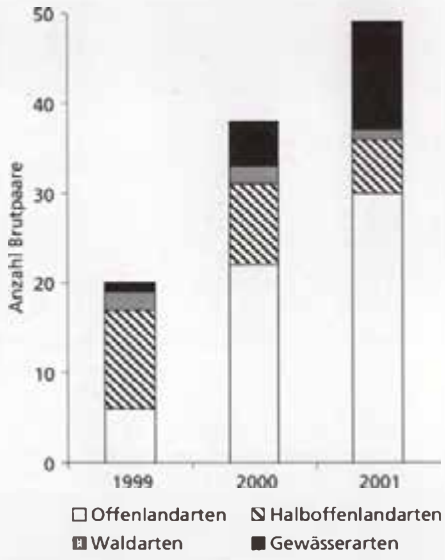


Abb. 7: Vergleich der Anzahl der Brutpaare der ökologischen Gruppen (Tab. 1) der Jahre 1999 (vor den Maßnahmen), 2000 (1. Jahr nach den Maßnahmen) und 2001 (2. Jahr nach Maßnahmendurchführung auf der Erfolgskontrollfläche im „Rehdener Geestmoor".

stichkanten, Anlage von Dämmen zur Wasserrückhaltung, Anstau von Entwässerungsgräben und Entfernen von Birkenaufwuchs durchgeführt. Kleinräumige von Verbuschung freigestellte Restmoorheideflächen wurden hier 2000 und 2001 von der ansässigen Moorschnuckenherde beweidet.

Beim Vergleich der Artenzahlen innerhalb der ökologischen Gruppen der drei Jahre zeigt sich, dass die Anzahl der **Offenlandarten** von 4 (1999) über 6 (2000) auf 7 Arten (2001) angestiegen ist (s. Tab. 3, Abb. 6).

Neu angesiedelt haben sich im ersten Jahr nach der Maßnahme Rotschenkel, Schafstelze und Wachtel mit je 1 Brutpaar. Die Wachtel wurde in 2001, wahrscheinlich aufgrund der zunehmenden Vernässung, nicht wieder festgestellt. Ein Paar des Steinschmätzers brütete mit Ausnahme des Jahres 2000 im Untersuchungsgebiet. Der Große Brachvogel wurde in 2001 erstmals mit 1 Brut-

Tab. 3: In den Jahren 1999, 2000 und 2001 auf der Erfolgskontrollfläche im „Rehdener Geestmoor" erfasste Brutvögel mit Angabe der Brutpaaranzahl und Anzahl der Arten pro Jahr und ökologische Gruppe (Einteilung der Arten in die ökologischen Gruppen erfolgte in Anlehnung an Flade *(1994), Beschreibung s. Tab. 1).*

	1999: vor der Maßnahmendurchführung	2000: 1. Jahr nach der Durchführung	2001: 2. Jahr nach der Durchführung
Offenlandarten			
Bekassine	1	1	2
Rotschenkel	0	1	6
Kiebitz	1	17	12
Schwarzkehlchen	3	1	1
Steinschmätzer	1	0	1
Schafstelze	0	1	7
Wachtel	0	1	0
Großer Brachvogel	0	0	1
Anzahl Arten	***4***	***6***	***7***
Anzahl Brutpaare	***6***	***22***	***30***
Halboffenlandarten			
Ziegenmelker	4	3	2
Neuntöter	3	2	2
Raubwürger	0	1	0
Feldschwirl	4	1	1
Rabenkrähe	0	2	1
Anzahl Arten	***3***	***5***	***4***
Anzahl Brutpaare	***11***	***9***	***6***
Gewässerarten			
Krickente	1	3	4
Flussregenpfeifer	0	2	2
Lachmöwe	0	0	5
Brandgans	0	0	1
Anzahl Arten	***1***	***2***	***4***
Anzahl Brutpaare	***1***	***5***	***12***
Waldarten			
Turteltaube	2	2	1
Anzahl Arten	***1***	***1***	***1***
Anzahl Brutpaare	***2***	***2***	***1***

paar auf der Untersuchungsfläche festgestellt. Die Brutpaarzahlen der Offenlandarten nahmen von 6 (1999) über 22 (2000) auf 30 (2001) stark zu (s. Tab. 3, Abb. 7). Der Kiebitz reagierte besonders schnell und stark auf die Öffnung, Planierung und Wiedervernässung des zerstochenen Moorteils (1 BP – 17 BP – 12 BP). Seine Bestandsabnahme von 2000 nach 2001 dürfte auf die zunehmende Vegetationsausbreitung im zweiten Jahr nach der Maßnahme zurückzuführen sein. Im Vergleich zum Kiebitz hat der Rotschenkel (0 BP – 1 BP – 6 BP) die Flächen später angenommen, was mit seinen höheren Deckungsbedürfnis zusammenhängen kann. Auch Schafstelze (0 BP – 1 BP – 7 BP), Bekassine (1 BP – 1 BP – 2 BP) und Großer Brachvogel (0 BP – 0 BP – 1 BP) profitierten wahrscheinlich von der Vegetationsentwicklung. Der Rückgang des Schwarzkehlchenbestands (3 BP – 1 BP – 1 BP) ist mit Verlusten der Verbuschungsstrukturen und der großräumigen Vernässung zu erklären.

Die Anzahl der **Halboffenlandarten** nahm im ersten Jahr nach der Maßnahmendurchführung um 2 Arten (Raubwürger, Rabenkrähe) zu. Die höchste Anzahl an Halboffenlandarten wurde in 2000 mit 5 Arten festgestellt (Ziegenmelker, Raubwürger, Neuntöter, Feldschwirl, Rabenkrähe). In 2001 siedelte nur der Raubwürger nicht mehr auf der Untersuchungsfläche. Insgesamt können die Artenzahlen der Halboffenlandarten im betrachteten Zeitraum als konstant beurteilt werden. Die Brutpaarzahlen gingen dagegen stetig zurück von 11 (1999) über 9 (2000) auf 6 (2001). Ziegenmelker (4 BP – 3 BP – 2 BP) und Feldschwirl (4 BP – 1 BP – 1 BP) waren dabei aufgrund der Strukturverluste und Vernässungen besonders betroffen, der Neuntöter (3 BP – 2 BP – 2 BP) weniger. Drei nur in 1999 besetzte und durch Renaturierungsmaßnahmen verlorene Reviere des Neuntöters konnten 2000 und 2001 durch Renaturierungsmaßnahmen begünstigt am Nordrand der Vernässung mit jeweils 2 Revieren nahezu ersetzt werden.

Die Artenzusammensetzung und die Anzahl der Brutpaare der **Waldarten** veränderten sich im Verlauf der drei Jahre nicht wesentlich. In allen drei Jahren wurde als einzige Waldart nur die Turteltaube festgestellt (1999 und 2000 je 2 BP; 2001 1 BP).

Die **Gewässerarten** nahmen nach der Maßnahmendurchführung im Winter 1999/2000 zu. 1999 war die Krickente die einzige Gewässerart auf der Untersuchungsfläche, 2000 kamen der Flussregenpfeifer und 2001 Lachmöwe und Brandgans neu hinzu. Besonders deutlich lässt sich die zunehmende Vernässung des Gebiets anhand der Brutpaarzahlen aufzeigen. Der Brutbestand der Krickente stieg von 1 BP (1999) über 3 (2000) auf 4 (2001). Insgesamt nahmen die Brutpaarzahlen der Gewässerarten von 1 (1999) über 5 (2000) auf 12 (2001) zu.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Offenlandarten von den Entbirkungen, Einplanierungen und Vernässungsmaßnahmen sehr profitierten. Besonders die Zunahme des stark gefährdeten Kiebitzes von 1 auf 17 Brutpaare im ersten Jahr zeigt eindrucksvoll, wie schnell diese Art auf solche Maßnahmen reagieren kann. Mit zunehmender Vegetationsentwicklung der Krautschicht (Scheidiges und Schmalblättriges Wollgras) im feuchteren Be-

reich entstehen im zweiten Jahr neue Bruthabitate für versteckter brütende Arten wie Rotschenkel (Zunahme von 2000 1 BP → 6 BP 2001), Großer Brachvogel (1999, 2000 0 BP → 1 BP 2001) und Schafstelze (Zunahme von 2000 1 BP → 7 BP 2001), wogegen die Brutpaarzahlen des Kiebitzes, der kurze bis schüttere Vegetation bevorzugt, leicht zurückgeht. Bei weiter zunehmender Vegetationsausbreitung wird der Bestand des Kiebitzes wahrscheinlich weiter sinken. Dies kann vermutlich auch beim Rotschenkel so kommen, wenn die Krautschicht für ihn zu hoch wird. Das eher trockene Habitate bevorzugende Schwarzkehlchen sowie die Halboffenlandarten Feldschwirl, Neuntöter und Ziegenmelker verloren dagegen geeignete Reviere durch die Vernässung bzw. Entbirkung der Untersuchungsfläche. Schwarzkehlchen, Feldschwirl und Neuntöter werden jedoch infolge der sich an trockeneren Torfkanten und -dämmen wieder neu bildenden Strukturen (Pfeifengras, Altheide, Jungbirken) zusätzliche Reviere wiederfinden – nicht so der Ziegenmelker, der ältere Verbuschungen auf trockeneren Standorten benötigt, die nur noch sehr begrenzt am Rand vorhanden sein werden. Die fortschreitende Vernässung des Gebiets wird durch die Zunahme von Krickente sowie das Auftreten von Flussregenpfeifern, Lachmöwen und der Brandgans deutlich. Auch hier werden die Veränderungen weitergehen. So ist das Verlassen des Gebiets durch den Flussregenpfeifer und die Zunahme auch neu hinzukommender Entenarten (Löffel- und Knäkente) zu erwarten, solange Offenwasserflächen dies ermöglichen. Die angestrebte Moorregeneration mit Torfmoosen führt allerdings zu sukzessiver Verlandung, u.U. mit Schwingrasenbildung – ungünstig für Entenarten, aber wieder günstiger für Feuchte präferierende Offenlandarten. Trockene, freigestellte und hydrologisch nicht stabilisierbare Moorrestflächen sollen weiterhin mit Hilfe der Schafherde offen gehalten werden – gelegentliches mechanisches Nacharbeiten von Wiederverbirkungen eingeschlossen. Kontrolliertes Brennen wird in diesem Teilgebiet des „Rehdener Geestmoors" voraussichtlich dauerhaft keine Rolle spielen.

5 Zusammenfassung

Für die als Naturschutzgebiete gesicherten Teile des in der Diepholzer Moorniederung gelegenen „Neustädter Moors" sowie des „Rehdener Geestmoors" werden Veränderungen der Brutvogelfauna dokumentiert, die in engem Zusammenhang mit Maßnahmen der Hochmoorrenaturierung stehen. Für das „Neustädter Moor" liegen Daten aus dem Zeitraum 1993–1999 vor, für das Geestmoor aus dem Zeitraum 1999–2001. In beiden Gebieten ist eine spontane Zunahme der Offenlandarten nachweisbar. Abhängig von Vegetationsentwicklung und zunehmender Wiedervernässung zeichnen sich weitere Verschiebungen in den Artenspektren ab.

Summary

For the "Neustädter Moor" and "Rehdener Geestmoor" nature reserves changes in the populations of specific breeding birds are described, which correlate with peat bog restoration measures. For the "Neustädter Moor" data from 1993–1999, for the "Rehdener Geestmoor" data from 1999–2001 are available. In both areas a spontaneous increase of species being bound to open habitats can be shown. Dependent on vegetation development and increasing re-wetting, further changes of species composition can be expected.

Literatur

BUND Diepholzer Moorniederung, 2002: Jahresbericht zum Kooperationsvertrag 2001 über die Naturschutzgebiete im Rehdener Geestmoor, Neustädter Moor, Bleckriede und im Renzeler Moor sowie die Erweiterungsgebiete im Nördlichen Wietingsmoor und Hohen Moor bei Kirchdorf im Landkreis Diepholz [unveröffentlicht].

Flade, M., 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – Eching. IHW-Verlag.

Niemeyer, F., 2004: Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. – NNA-Berichte 17, 2, 34–43.

Prange, H., 2003: Kranichzug, -rast und -schutz 2002. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Südbeck, P. & D. Wendt, 2002: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. – Information des Naturschutzes Niedersachsen 22, 5.

Danksagung

Für die Mithilfe an diesem Bericht und die Erstellung von Tabellen und Abbildungen bedanke ich mich sehr bei Kerrin Lehn.

Anschrift des Verfassers

Biol. Friedhelm Niemeyer
BUND Diepholzer Moorniederung
Langer Berg 15
D-49419 Wagenfeld-Ströhen

Soziökonomische Analyse des Heidemanagements in Nordwestdeutschland – Wirtschaftlichkeit, Kosten-Wirksamkeitsverhältnisse und Akzeptanz

von Jan Müller und Stefan Schaltegger*

1 Einleitung und Fragestellung

Neben den Untersuchungen nach naturwissenschaftlichen Ansätzen gibt ein Gebiet wie das Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide" auch Anlass zu ökonomischen und sozialen Fragestellungen. Ökonomische Fragen stellen sich auf Grund der Tatsache, dass für die Erhaltung des Gebiets in einem gewünschten Zustand erhebliche Ressourcen aufgebracht werden müssen. Soziale Fragen ergeben sich aus den Ansprüchen, die an das Gebiet und seine Pflege gestellt werden. Diese Ansprüche stammen von verschiedenen Gruppen, wie z.B. Besuchern oder Anwohnern, und ihre Erfüllung oder Nichterfüllung hat Konsequenzen, die, etwa durch Vereinsmitgliedschaften oder Fördergelder, wiederum Veränderungen in den ökonomischen Bedingungen nach sich ziehen können.

Ökonomische Untersuchungen im Bereich Naturschutz gewinnen erst seit einigen Jahren an Bedeutung. Der Schwerpunkt lag dabei bisher auf der Ermittlung der volkswirtschaftlichen Bedeutung von Naturschutzobjekten. Hierzu liegt mittlerweile eine Reihe von Untersuchungen vor, die meist mit Hilfe der Contingent Valuation Method (CVM) und der Travel Cost Method (TCM) durchgeführt wurden (z.B. *Degenhardt* 1998, *Jung* 1996, *Rommel* 1998, *Schönbäck* et al. 1997). Mit Hilfe dieser Methoden kann der gesellschaftliche Nutzen von Gütern monetarisiert werden, für die keine Marktpreise vorliegen. Dies ist bei Gütern, die durch Naturschutzobjekte produziert werden, wie z.B. „Naturgenuss durch die Heideflächen" oder „Erholung auf den Heideflächen" in der Regel der Fall. Die resultierende Größe für den Gesamtnutzen wird dann im Rahmen von Kosten-Nutzen-Betrachtungen den gesellschaftlich anfallenden Kosten gegenübergestellt, so dass als Ergebnis ein Netto-Überschuss an Nutzen oder Kosten vorliegt. Diese Vorgehensweise hat sich insbesondere bei Naturgütern, die auch touristische Zwecke erfüllen, bewährt. Daher ist das Verhältnis von Nutzen und Kosten der Heidepflege insgesamt auf volkswirtschaftlicher Ebene auch Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

Die Frage nach sozialer Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen wird erst seit wenigen Jahren thematisiert (*Luz* 1994, *Lettmann* 1995, *Schuster & Lantermann* 2002). Sie scheint aber zunehmend in den Blickpunkt zu rücken, seitdem deutlich wurde, dass der Bestand naturschutzpolitischer Entscheidungen maßgeblich von der Akzeptanz bestimmter Anspruchsgruppen abhängt (vgl. z.B. *Kolodziejcok* 2000, *Stoll-Kleemann* 2001). Auch ökonomische Größen können durch den Grad sozialer Akzeptanz wesentlich beeinflusst werden. Daher werden in der vorliegenden Untersuchung Akzeptanzäußerungen, die im Rahmen von Befragungen der untersuchten Anspruchsgruppen zu Heidepflegemaßnahmen dokumentiert wurden, auf mögliche ökonomische Wirkungen untersucht.

Eine weitere Fragestellung betrifft das Verhältnis von Kosten und Wirksamkeit auf operativer Ebene. Hierbei werden Wirksamkeitskriterien ermittelt und die einzelnen Maßnahmen hinsichtlich dieser Kriterien und ihrer Kosten miteinander verglichen. In einem weiteren Schritt werden Optimierungsmodelle verarbeitet, um die beste Kombination der Verfahren unter der gegebenen Zielsetzung zu ermitteln. Ergebnis dieses Schritts soll eine Unterstützung der Entscheidung über den Einsatz bestimmter Pflegemaßnahmen auf ökonomischer Basis sein. Auch hier kann die Akzeptanz der Maßnahmen wichtige Informationen liefern.

Ziel der Untersuchung ist es, auf sozioökonomischer Basis die Vorteilhaftigkeit der Heidepflege insgesamt zu beurteilen und eine Entscheidungshilfe für den Einsatz einzelner Verfahren zu geben.

2 Methoden

In diesem Kapitel werden die angewandten Methoden kurz vorgestellt. Die Kosten-Nutzen-Analyse und die Kosten-Wirksamkeits-Analyse sind Verfahren, die zur Beurteilung öffentlicher Projekte und Maßnahmen konzipiert sind. Optimierungsverfahren stammen aus der betrieblichen Produktionsplanung und geben Hinweise für die Auswahl der Verfahren auf operativer Ebene. Die Akzeptanz für die Pflegemaßnahmen wurde im Rahmen der Befragungen verschiedener Anspruchsgruppen des Gebiets erfasst.

2.1 Kosten-Nutzen-Analyse

Die Kosten-Nutzen-Analyse ist eine Wirtschaftlichkeitsuntersuchung, die häufig für öffentliche Projekte angewandt wird (*Sugden & Williams* 1988, *Hanusch* 1994, *Bundesminister der Finanzen* 1997). Mit ihrer Hilfe werden die Kosten eines Projekts mit dessen erwünschten Wirkungen verglichen, wobei alle Größen in monetären Einheiten ausgewiesen werden. Grundlage der Kosten-Nutzen-Analyse, wie auch bei der unten vorzustellenden Kosten-Wirksamkeits-Analyse, ist die genaue Kenntnis des Zielsystems für das jeweilige Projekt bzw. die Maßnahme. Aus diesem Zielsystem werden Nutzenkomponenten abgeleitet (vgl. *Sugden & Williams* 1988: 4ff., *Hanusch* 1994). Auch bei Projekten im Bereich von Naturschutz und Landschaftspflege wurde in jüngerer Zeit eine Reihe von Kosten-Nutzen-Analysen durchgeführt (z.B. *Bos & Bergh* 2002, *Rommel* 1998, *Schönbäck* et al. 1997). Eine grundsätzliche Schwierigkeit stellt bei öffentlichen Gütern die monetäre Bewertung des Nutzens, zum Teil auch der Kosten dar. Für solche Güter ist charakteristisch, dass sie nicht

* 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".

auf Märkten gehandelt werden, daher kann der Nutzen nicht nach Marktpreisen bewertet werden. In diesen Fällen müssen andere Methoden angewendet werden, die speziell zur Schätzung des Nutzens entwickelt worden sind. Diese sind in Kapitel 2.1.2 kurz dargestellt.

2.1.1 Kostenerfassung

Die Kosten der Heidepflegemaßnahmen wurden aus den Unterlagen bzw. nach den Angaben der Organisationen ermittelt, die in den Untersuchungsgebieten NSG „Lüneburger Heide" und Diepholzer Moorniederung für die Durchführung zuständig sind (Verein Naturschutzpark bzw. BUND Diepholzer Moorniederung). Die Erfassung der Kosten hat drei Ziele:

- Ermittlung der Gesamtkosten für die Kosten-Nutzen-Analyse
- Kalkulation der Kosten für die einzelnen Verfahren für die Kosten-Wirksamkeits-Analyse und Optimierung
- Analyse der Kostenstruktur, Identifikation von Kostenschwerpunkten

Der Schutz von Gebieten bedeutet in der Regel nicht, dass keine Kosten mehr anfallen. Sowohl für Verwaltung und Kontrolle des Gebiets und von Schutzeinrichtungen als auch für aktive Maßnahmen zur Erhaltung des angestrebten Zustands des Gebiets werden Ressourcen aufgewendet. So können Kosten für die Flächennutzung, für Pflegemaßnahmen oder auch für das Büro der Naturschutzorganisation anfallen. Neben der reinen Erfassung der Kosten zur Weiterverarbeitung in der Kosten-Nutzen-Analyse und später in der Kosten-Wirksamkeits-Analyse sollen diese aber auch strukturiert und analysiert werden. Dies dient einerseits zur Beurteilung, ob die Ist-Kosten auch Normalkosten entsprechen, d.h. ob zufällige Schwankungen der Höhe der Kosten ausgeschlossen sind (vgl. *Wöhe & Döring* 2000). Andererseits kann diese Analyse aber auch dazu dienen, Kostenschwerpunkte zu identifizieren und Handlungsmöglichkeiten zur Kosteneinsparung zu erkennen. Über einen längeren Zeitraum wurden im Bereich Naturschutz die Kosten auf betrieblicher Ebene kaum analysiert. Erst in den letzten Jahren wurden einzelne Ansätze zur Kostenanalyse von Naturschutzmaßnahmen entwickelt. Hintergrund dieser Entwicklung sind sicher einerseits die sinkenden öffentlichen Zuschüsse, andererseits aber auch die Etablierung von Betrieben, die sich auf die Durchführung von Naturschutzmaßnahmen spezialisiert haben. In der Folge wurden sowohl grundlegende, methodenorientierte Arbeiten vorgelegt (z.B. *Hampicke* 1991: 138ff.) als auch Fallbeispiele untersucht (z.B. *Anders* et al. 2003, *Cobham* 1990: 146ff., *Holst-Jørgensen* 1993, *Wiegard* 1996).

Eine Besonderheit der Kostenanalyse im vorliegenden Fall ist, dass keine Kosten der Flächennutzung in die Gesamtkosten einbezogen werden. Sowohl auf volkswirtschaftlicher als auch auf betrieblicher Ebene soll die Nutzung des Gebiets als Naturschutzgebiet mit den in der Naturschutzgebietsverordnung formulierten Zielen als gegeben angesehen werden.

Innerhalb der Kostenanalyse ergeben sich strukturelle Unterschiede zwischen den einzelnen Pflegemaßnahmen. Im Fall des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide" werden die Verfahren Beweidung und kontrolliertes Brennen durch den Betreiber „Verein Naturschutzpark" weitgehend selbst durchgeführt. Die Kosten dieser Verfahren konnten daher detailliert untersucht werden. Die mechanischen Verfahren Mähen, Plaggen und Schoppern werden dagegen überwiegend im Lohnauftrag vergeben. Hier konnten nur die Gesamtkosten der einzelnen Verfahren ermittelt werden.

In der Diepholzer Moorniederung sind häufig verschiedene Institutionen, z.T. durch ehrenamtliche Arbeit, an der Durchführung von Verfahren beteiligt. Die Ermittlung der Kostensätze war dort wesentlich schwieriger und ist daher mit größeren Unsicherheiten behaftet.

2.1.2 Monetarisierung des Nutzens

Zur Schätzung des monetären Werts des Nutzens bzw. der Präferenzen, der von Naturgütern ausgeht, können verschiedene Methoden angewendet werden. Diese sollen hier nur kurz skizziert werden, um die Auswahl der Methode zu erläutern. Ausführliche Darstellungen liefern z.B. *Pommerehne* (1987) oder *Garrod & Willis* (1999). In Tabelle 1 sind die Methoden zusammengestellt.

Grundsätzlich lassen sich in diesem Zusammenhang direkte und indirekte Methoden der Präferenzerfassung unterscheiden. Bei der Anwendung direkter Methoden wird versucht, die Präferenzen der jeweiligen Personen oder Gruppen über deren Äußerungen zu schätzen, d.h. es werden Befragungen durchgeführt. Bei den Verfahren der indirekten Präferenzmessung werden dagegen ökonomische Größen wie z.B. Reisekosten oder Wiederherstellungskosten für die Schätzung des Nutzens angewendet. Die Contingent Valuation Method (CVM) ist eine Methode der direkten Präferenzerfassung, die in den letzten Jahren im deutschsprachigen Raum häufig zur Schätzung des Nutzens von Naturgütern eingesetzt worden ist (vgl. z.B. *Elsasser* 1996, *Hackl* 1997, *Jung* 1996, *Meyerhoff* 2002). Ihr Vorteil liegt darin, dass in der Regel sowohl nutzungsabhängige als auch nicht-nutzungsabhängige Werte erfasst werden (*Meyerhoff* 2001). In der vorliegenden Untersuchung wird diese Methode angewendet. Hauptadressat der Befragung ist die Gruppe der Besucher der Heideflächen, daneben wurden Landwirte und Betreiber von Gastronomiebetrieben befragt. Für die Besucherbefragung wurde ein zwanzig Fragen um-

Tab. 1: Verfahrensübersicht zur Präferenzerfassung öffentlicher Güter (verändert nach* Pommerehne *1987: 11).

Verfahren der indirekten Präferenzerfassung	Verfahren der direkten Präferenzerfassung	
Analyse der Beziehung zwischen privaten und öffentlichen Gütern	Quantitative Präferenzäußerung	Qualitative Präferenzäußerung
Aufwandmethode	Erfassung der Zahlungsbereitschaft	Interpretation von Meinungsumfragen
Marktpreismethode	Marktsimulation	Schätzung individueller Wohlfahrtsfunktionen

fassender Fragebogen konzipiert, um die Zahlungsbereitschaft für die Heidepflege zu ermitteln. Weiterhin wurde innerhalb der Befragung auch nach der Akzeptanz dieser Gruppe für die einzelnen Verfahren gefragt. Zwischen August 2001 und April 2003 wurden an festgelegten Befragungspunkten auf verschiedenen Heideflächen im NSG „Lüneburger Heide" 859 Interviews mit Besuchern durchgeführt.

Die Frage nach der Zahlungsbereitschaft hatte folgende Form:

*Bitte stellen Sie sich einmal vor, es muss ein **Beitrag** der Heidebesucher erhoben werden, um die Kosten, die insgesamt für die verschiedenen Verfahren zur **Erhaltung der Landschaft** entstehen, zu decken. Was wäre für Sie persönlich der **maximal erträgliche (Urlaubs-)tägliche** Beitrag (pro Person) dazu?*

Die Befragten konnten frei einen Betrag nennen, zur Unterstützung wurde ihnen eine Karte gezeigt, auf der Beträge von 1 bis 5 in Schritten von 0,50 € aufgetragen waren. Auf die Frage folgte eine Iteration, in der die Befragten sich ihre Antwort noch einmal überlegen und diese modifizieren konnten. Vor der Frage nach dem finanziellen Beitrag zur Heidepflege wurde eine kurze Erklärung der grundlegenden Situation der Heidepflege gegeben, weil aus Erfahrungen der Pretests zu befürchten war, dass viele der Besucher über so geringe Kenntnisse verfügen, dass selbst eine einfache Frage zu Pflegeverfahren nicht verstanden würde.

Es erschien daher nicht sinnvoll, nach der Zahlungsbereitschaft für einzelne Verfahren zu fragen. Es wurde allerdings zur groben Abschätzung des Anteils einzelner Verfahren an der gesamten Zahlungsbereitschaft dieser Frage noch folgende vorangestellt:

Sind die Heidschnuckenherden und die Schafställe hier für Sie so wichtig, dass Sie gegebenenfalls einen finanziellen Beitrag zu ihrer Erhaltung leisten würden?

Diese Frage sollte in vier Kategorien beantwortet werden:

– Ja, auf jeden Fall
– Ja, vielleicht
– Eher nicht
– Bestimmt nicht

Auch im Rahmen der Befragung der Gastronomiebetreiber wurde folgende Frage nach der Zahlungsbereitschaft für die Heidepflege gestellt:

Wie würden Sie – angenommen, die Pflegemaßnahmen könnten nicht mehr in bisheriger Form finanziert werden – über eine Art „Abgabe" für die beteiligten Gruppen (u. a. Gastronomie, Handel, Besucher) denken?

Die Antwort wurde vom Interviewer in den Kategorien „akzeptabel" oder „nicht akzeptabel" notiert.

Weiterhin sollten die Befragten eine Höhe der Zahlung spezifizieren.

Falls akzeptabel: In welcher Höhe für Ihren Betrieb jährlich?

Bei der Befragung der Landwirte zu diesem Thema wurde folgende Frage gestellt:

Wieviel EUR wäre Ihnen die von Ihnen gewünschte Entwicklung der Heideflächen im Naturschutzpark jährlich zusätzlich maximal wert?

Methodisch muss angemerkt werden, dass zusätzlicher Umsatz oder Gewinn, z. B. für gastronomische Betriebe, der durch ein Projekt oder eine Maßnahme verursacht wird, in einer volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse nicht berücksichtigt wird. Diese Größen stellen sogenannte pekuniäre Effekte dar, die lediglich eine Verlagerung der Zahlungsströme, aber keinen zusätzlichen volkswirtschaftlichen Nutzen darstellen (*Hanusch* 1994: 8, *Schmid* 1989: 81). Wird allerdings eine regionale Perspektive eingenommen, dann widerspiegeln auch diese monetären Größen einen zusätzlichen Nutzen für die Region. Im vorliegenden Fall bietet sich an, Varianten mit und ohne diese Größen zu analysieren, um beide Perspektiven zu berücksichtigen.

In der Diepholzer Moorniederung musste ein anderes Befragungskonzept entwickelt werden, weil das Gebiet stark unterschiedliche Eigenschaften aufweist. Besucher, die aus touristischen Gründen die Flächen der dortigen Naturschutzgebiete besuchen, sind nur in sehr geringer Zahl vorhanden. Die Befragungen wurden daher auf Veranstaltungen konzentriert, die im Zusammenhang mit den Naturschutzaktivitäten im Gebiet standen. Befragt wurde auf dem Hoffest auf dem Schäferhof Teerling am 5. Mai 2002 (71 Interviews) und auf einer Festveranstaltung zum 30-jährigen Jubiläum der Naturschutzkooperation am 9. Mai 2003 (41 Interviews). Während bei der ersten Befragung die Zielgruppe hinsichtlich ihrer Kenntnisse über die Naturschutzarbeit eher heterogen zusammengesetzt war (knapp 85 % der Befragten sind nicht Mitglied in einem Naturschutzverband), handelte es sich bei der Festveranstaltung um ein Fachpublikum, bei dem wesentlich mehr Kenntnisse des Gebiets erwartet werden konnten. Neben einigen grundsätzlichen Fragen zu Akzeptanz und Meinung von Naturschutzmaßnahmen wurde in der Befragung während des Hoffests auch die Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Landschaft abgefragt. Auf der Fachveranstaltung wurden nur Fragen zu Akzeptanz und Meinungen bei der Entwicklung und Pflege des Gebiets gestellt, weil eine Nutzenberechnung für diese Gruppe nicht sinnvoll erschien. Im Fall der Diepholzer Moorniederung konnte aufgrund der Tatsache, dass die Struktur und Größe der Anspruchsgruppen nicht bekannt waren, keine vollständige Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt werden.

2.2 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

Die Kosten-Wirksamkeits-Analyse wird zur Unterstützung der Entscheidung über Projekte oder Maßnahmen angewendet, deren Wirkungen schwer zu monetarisieren sind (*Levin & McEwan* 2001, *Hanusch* 1994: 159 ff., *Mühlenkamp* 1994: 4, *Sugden & Williams* 1988: 190 ff.). Dieses Konzept gehört ebenfalls zu den Kosten-Nutzen-Untersuchungen. Im Gegensatz zur Kosten-Nutzen-Analyse werden aber die Wirkungen nicht zwingend in monetären Größen ausgedrückt, sondern in anderen geeigneten Einheiten (z. B. kg, Stück etc.) in die Analyse eingestellt. Es ist nicht erforderlich, dass die Form der einzelnen Kriterien miteinander vergleichbar ist. Ergebnis der Kosten-Wirksamkeits-Analyse ist eine Matrix, in der die Kosten verschiedener Entscheidungsvarianten den Wirksamkeitskriterien gegenüber-

gestellt werden. Diese Matrix soll als Entscheidungsunterstützung beim Vergleich verschiedener Varianten für Projekte oder Maßnahmen dienen. Aus der Matrix können auch einzelne Kosten-Wirksamkeits-Relationen abgeleitet werden. Entscheidend für die Aussagekraft der Ergebnisse ist die Ableitung von Wirksamkeitskriterien, die das Zielsystem, das für das behandelte Problem existiert, angemessen repräsentieren.

Die Kosten-Wirksamkeits-Analyse wird im vorliegenden Fall auf einer anderen Ebene angewendet als die Kosten-Nutzen-Analyse. Sie soll die Frage beantworten, welches Pflegeverfahren die beste Kostenwirksamkeit aufweist und demnach verstärkt angewendet werden sollte. Daher werden in diesem Teil nur die Verfahren betrachtet, die die Untersuchungsobjekte des Gesamtprojekts darstellen, nämlich Beweidung, Mahd, kontrolliertes Brennen, Schoppern und Plaggen. Bei der Kosten-Nutzen-Analyse werden dagegen die Gesamtkosten der Heidepflege betrachtet, so dass weitere Kostenkomponenten einbezogen werden müssen.

Für die Kosten-Wirksamkeit-Analyse sind also zum einen die betrieblichen Kosten der untersuchten Verfahren notwendig. Zum anderen müssen geeignete Wirksamkeitskriterien gefunden werden, die den Kostendaten in der Matrix gegenübergestellt werden können.

2.3 Optimierungsmethoden

Die Daten, die für die Kosten-Wirksamkeits-Analyse gewonnen werden, können für einen weiteren Analyseschritt benutzt werden. Das Gebiet des Operations Research liefert eine Reihe von mathematischen Methoden, mit denen Funktionen optimiert werden können. Die am meisten verbreitete Methode ist die lineare Programmierung (vgl. z.B. *Ignizio & Cavalier* 1994, *Runzheimer* 1995). Innerhalb dieser Methode kann eine Zielfunktion (1) unter der Beachtung verschiedener Restriktionen (2) optimiert werden. Die Methode ist rechnerisch unkompliziert, bildet aber meist auf Grund der Beschränkung auf lediglich eine Zielfunktion die Realität nur unvollständig ab. Ein lineares Programm hat folgende Grundform:

$$Z = f(x_i) \quad \text{Min! bzw. Max!} \quad (1)$$

$$x_i \in C \quad (2)$$

Im Fall des Offenlandmanagements kann etwa die Gesamtkostenfunktion minimiert oder eine andere Zielfunktion maximiert werden. Diese Optimierung kann mit verschiedenen Restriktionen eingeschränkt werden.

Wegen der Beschränkung der linearen Programmierung wird in der vorliegenden Untersuchung zusätzlich die Methode der linearen Zielprogrammierung (Linear Goal Programming) (vgl. z.B. *Ignizio* 1976, *Romero* 1991, 1997) angewandt. Diese Methode erlaubt die Berücksichtigung mehrerer Zielfunktionen. Es wird der beste Ausgleich aller Zielwerte gesucht, Grundlage ist die Minimierung von Abstandsfunktionen. Für jedes Ziel wird ein Optimalwert vorgegeben, von dem die Lösungswerte in verschiedene Richtungen abweichen können. Die Abweichungen werden in einer neuen Funktion formuliert und minimiert. Der Lösungsraum kann ebenfalls durch Restriktionen eingeschränkt werden. Es existieren mehrere Formulierungsmöglichkeiten, im vorliegenden Fall erwies sich die gewichtete Zielprogrammierung (weighted goal programming) als die geeignetste. Bei dieser Methode werden die gewichteten Abweichungen der einzelnen Ziele additiv zu einer Zielfunktion (3) zusammengesetzt:

$$\sum (\alpha p_i + \beta n_i) \quad \text{MIN!} \quad (3)$$

$$\text{für } i = 1 \ldots k$$

unter den Bedingungen

$$f_i(x) + p_i - n_i = b_i \quad (4)$$

$$\text{für } i = 1 \ldots k$$

$$x \in C \quad (5)$$

p_i und n_i stellen die positiven und negativen Abweichungen von den Zielwerten dar, α und β die Gewichtungsfaktoren zu den Abweichungen. Die Abweichungen können je nach Zielvorstellung positiv und/oder negativ sein. Die aus den Abweichungen gebildete Funktion (3) wird minimiert, so dass die Lösung einen Kompromiss aus den verschiedenen Zielen (4) darstellt. In welche Richtung der Kompromiss ausgestaltet wird, hängt von der Gewichtung der Abweichungen ab. Die Restriktionen (5) beschränken den Lösungsraum.

2.4 Akzeptanzerfassung

Die ökonomischen Bedingungen des Gebiets werden durch die Akzeptanz beeinflusst. Akzeptanz kann als Annahme übersetzt werden. Im Wörterbuch der Soziologie wird Akzeptanz als eine Eigenschaft einer Innovation definiert, die bei ihrer Einführung eine positive Reaktion der Betroffenen bewirkt (*Endruweit & Trommsdorff* 2002). Diese Definition bezieht sich vorrangig auf technische Innovationen, ist aber ohne Weiteres auch auf andere Bereiche, z.B. innovative Maßnahmen im Naturschutz, übertragbar. Die Akzeptanz besitzt einen subjektiven Charakter, geht also ausschließlich von den betroffenen Individuen oder Gruppen aus. Die Eigenschaft einer Innovation, auf Grund ihres Charakters in das Sozialsystem integriert werden zu können, wird als Sozialverträglichkeit bezeichnet. Sie stellt dagegen einen objektiven Ansatz dar. Die Sozialverträglichkeitsforschung untersucht also die Eigenschaften von Innovationen (*Endruweit & Trommsdorff* 2002). Beide Ansätze sind Teil der sozialwissenschaftlichen Begleitforschung von Projekten und Maßnahmen (vgl. z.B. *Manz* 1983). Während die Sozialverträglichkeit bei Naturschutzmaßnahmen oftmals als gegeben betrachtet werden kann, bedarf die Akzeptanz genauerer Untersuchung. *Luz* (1994: 46) weist darauf hin, dass das Verständnis von Zusammenhängen eine Grundvoraussetzung für Akzeptanz sei. Dies hat aber bei Projekten oder Maßnahmen im Bereich des Naturschutzes weitreichende Folgen. Wird das Verständnis der Zusammenhänge als Basis der Akzeptanz angesehen, so kann in der Bevölkerung für viele Naturschutzprojekte kein hohes Maß von Akzeptanz erwartet werden. Ähnlich wie in technologisch hoch entwickelten Bereichen ist im Bereich Naturschutz und Ökologie ein umfangreiches Detailwissen notwendig, um Zusammenhänge verstehen und bewerten zu können. Zudem sind Naturschutzmaßnahmen oft auch unter Fachleuten umstritten, so dass ein einheitliches „Verständnis" der Maßnahme nicht existiert. Ohne genaue Detailkenntnis muss ein hohes Maß an Vertrauen in die Fachleute gegeben sein, damit ein gewisser Grad an Akzeptanz für Projekte oder Maßnahmen entsteht. Für Informationen zur Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen ist also nicht nur wichtig, ob die untersuchte Gruppe bestimmte Maßnahmen akzeptiert oder nicht, sondern auch, welche Gründe es dafür gibt.

Die Akzeptanz der Heidepflegeverfahren wurde in der vorliegenden Untersuchung im Rahmen der Interviews der Contingent Valuation Method abgefragt. Die Befragten wurden gebeten, spontan verschiedene Aspekte der Verfahren mit Noten von 1 (sehr gut) bis 5 (sehr schlecht) zu bewerten. Im Fall der Besucherbefragung im NSG „Lüneburger Heide" wurden verschiedene Aspekte der Verfahren auf Bildern dargestellt, die den Befragten zur Bewertung vorgelegt wurden. Diese Methode wurde gewählt, weil in den Pretests klar wurde, dass die Kenntnisse der Besucher über die Verfahren für Befragungstechniken ohne zusätzliche Informationen nicht ausreichen. Bei der Befragung anderer Gruppen sowie bei den Befragungen in der Diepholzer Moorniederung wurde auf die Unterstützung von Bildern verzichtet. Weitere Rückschlüsse auf die Akzeptanz einzelner Pflegemaßnahmen und der gesamten Heidepflege können aus Äußerungen auf allgemeinere Fragen gezogen werden wie *„Was schätzen Sie besonders an der Heide?"*, *„Und was müsste in der Heide anders sein, damit der Heidebesuch hier für Sie attraktiver wäre?"* oder *„Wie beurteilen Sie den allgemeinen Zustand der Heideflächen?"*.

3 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsmethoden vorgestellt. Die Ergebnisse der Bereiche Kosten-Nutzen-Analyse und Kosten-Wirksamkeits-Analyse/Optimierung bilden die Basis, während die Akzeptanz beide Bereiche beeinflussen kann.

3.1 Kosten-Nutzen-Analyse

Kosten

Zu Beginn des Projekts lagen konkrete Erfahrungswerte über die Höhe der Kosten der Verfahren vor. Danach wurde z. B. das Brennen als Maßnahme betrachtet, die sehr niedrige Kosten verursacht. Die Ermittlung der Kosten der Pflegeverfahren zeigte, dass die Resultate teilweise deutlich von den Einschätzungen abweichen. Tabelle 2 zeigt die Durchschnittswerte und Spannweiten der Kosten für die Verfahren.

Die Pflegeverfahren können in Instandsetzungsverfahren (Schoppern, Plaggen) und Unterhaltungsverfahren (Beweidung, Mahd, Brennen) eingeteilt werden. Alle Kostenwerte der Verfahren bis auf die Schafbeweidung beziehen sich auf eine einmalige Durchführung. Die Kosten der Schafbeweidung können wegen des kontinuierlichen Charakters der Maßnahme nur zeitlich bezogen werden, die Werte dieses Verfahrens stellen daher jährliche Kosten dar. In der Spannweite weichen die Kosten der Schafbeweidung derzeit nur nach unten ab, der Maximalwert von 171 € stellt die aktuell anfallenden Kosten dar. Durch eine veränderte Aufstallung kann eine Reduzierung der Stallkosten erreicht werden. Diese Maßnahmen werden derzeit durch den Verein Naturschutzpark eingeleitet. Ställe des neuen Typs werden bereits errichtet, so dass eine derartige Kostensenkung zumindest teilweise in Kürze realisierbar erscheint. Die Spannweiten der anderen Verfahren werden in der Sensitivitätsanalyse innerhalb der Optimierungsrechnung (Kapitel 3.3) berücksichtigt. Die größte Spannweite weist die Mahd auf. Dies liegt an der unterschiedlichen Verwertbarkeit des Mahdguts, die von der Vitalität der Heidevegetation und vom Grasanteil abhängt (*VNP u. BUND*, pers. Mitt. 2003). Falls das Mahdgut verwertbar ist, fallen nur Kosten für Vorbereitung der Fläche, Überwachung und Verwaltung an. Ist das Mahdgut nicht verwertbar, müssen zusätzlich Arbeit und Entsorgung des Materials bezahlt werden. Deutlich höhere Kosten im Vergleich zu vorherigen Einschätzungen weist das kontrollierte Brennen auf. Insbesondere der hohe Personaleinsatz, Sicherheitsvorkehrungen und eine Umlage für Feuerwehreinsätze treiben die Kosten in die Höhe. Das Verfahren weist eine Spannweite auf, die durch unterschiedliche Witterungsbedingungen und nicht zuletzt durch die Häufigkeit von Feuerwehreinsätzen nach Feuern, die außer Kontrolle geraten, bedingt ist. Für die übrigen Verfahren ergibt sich das Vorliegen von Spannweiten aus unterschiedlichen Preisen, die aus Ausschreibungen resultierten. Die Voraussetzungen der Flächen sind nicht immer gleich und die Leistungen der Angebote nicht ganz vergleichbar, somit kann nicht immer der absolut geringste Preis realisiert werden.

Für die Gesamtkosten in der Kosten-Nutzen-Analyse der Heidepflege muss noch ein weiteres Verfahren einbezogen werden, das nicht Gegenstand des Forschungsprojekts war, aber trotzdem einen wichtigen Pflegeeffekt leistet. Dies ist das Entfernen von Gehölzen, das in der Regel motormanuell mit Freischneidern o. ä. durchgeführt wird. Dieses Verfahren weist sehr unterschiedli-

Tab. 2: Kosten der Pflegeverfahren im NSG „Lüneburger Heide" und der Diepholzer Moorniederung.

Maßnahme		Schafbeweidung	Mahd	Brennen	Schoppern	Plaggen
„Lüneburger Heide"	Nettokosten/Arbeitsgang €/ha	171	400	355	1.700	3.100
	Spannweite	138–171	50–500[1]	300–380	1.500–2.000	2.800–3.500
	Gesamtkosten €/a	676.000 (incl. Maßnahmen zur Entfernung von Gehölzen)				
Diepholzer Moorniederung	Nettokosten/Arbeitsgang €/ha	200	325	225	–	–
	Spannweite	170-200	150-500[2]	–	–	–

[1] Kosten hängen von der Verwertbarkeit des Mahdguts ab.

[2] Mulchen, ist abhängig von Abtransport oder Verbleiben auf der Fläche.

che Flächenkosten auf, je nach Art, Alter und Dichte des Bewuchses. Es wird außerdem auf sehr unterschiedlicher Fläche jährlich durchgeführt, so dass dieses Verfahren in den Gesamtkosten mit einem langjährigen Mittelwert berücksichtigt wurde.

Bei Naturschutzarbeiten werden häufig freiwillige, kostenlose Arbeiten geleistet. Das führt zu geringen kassenwirksamen Kosten bei einzelnen Maßnahmen. Diese Leistungen wurden in der vorliegenden Analyse mit den vollen Kosten berücksichtigt. Opportunitätskosten entstehen in der vollen Höhe, weil die Leistungen auch an anderer Stelle erbracht werden könnten.

Nutzen

Der Nutzen wird ausgehend von der individuellen Zahlungsbereitschaft pro Tag des Aufenthalts geschätzt. 790 von 859 Befragten der gewichteten Stichprobe äußerten eine positive Zahlungsbereitschaft. Die Auswertung der Antworten auf die Frage nach der maximalen Zahlungsbereitschaft pro Aufenthaltstag für die Heidepflege insgesamt erbrachte die in Tabelle 3 zusammengestellten statistischen Kennwerte.

Tab. 3: Statistische Kennwerte der Zahlungsbereitschaft (in €), Besucherbefragung NSG „Lüneburger Heide".

Mittelwert	2,21
5 % getrimmtes Mittel	2,11
Median	2,0
Varianz	2,183
Standardabweichung	1,477
Minimum	0,0
Maximum	10,0
Schiefe	0,742

Der Median ist als mittlere Tendenz der Verteilung der Zahlungsbereitschaft besser geeignet als der Mittelwert, da die Daten nicht normalverteilt sind. Die weitere Analyse wird daher mit einem Wert von 2,00 €/Tag durchgeführt. Die Zahlungsbereitschaft weist statistisch signifikante Unterschiede bei den Untergruppen der Besucher (Tagesgäste, Urlaubsgäste und Anwohner) auf. So beträgt die tägliche Zahlungsbereitschaft der Tagesgäste 2,00 €, während die Urlaubsgäste 1,50 € pro Urlaubstag bezahlen würden. Die Gruppe der Anwohner wurde wegen der geringen Größe in der weiteren Analyse nicht berücksichtigt.

Die niedrigere Zahlungsbereitschaft der Urlaubsgäste liegt wohl nicht an der höheren Belastung des Budgets durch die Zahlung für mehrere Tage, denn die Dauer des Aufenthalts und die Zahlungsbereitschaft weisen nur eine sehr geringe Korrelation auf.

Die Untergruppe der Mitglieder von Naturschutzverbänden hat eine signifikant, aber nur wenig (0,25 €) höhere Zahlungsbereitschaft als die der Nicht-Mitglieder.

Um den Gesamtnutzen der Heidepflege ermitteln zu können, muss die individuelle Zahlungsbereitschaft auf die gesamte Gruppe hochgerechnet werden. Dazu ist ein geeignetes Maß als Multiplikationsfaktor für die gesamten auf den Heideflächen verbrachten Tage notwendig. Als Basisdaten zur Ermittlung eines solchen Maßes konnten aus den amtlichen Statistiken Übernachtungszahlen für einzelne Gemeinden entnommen werden (*Niedersächsisches Landesamt für Statistik* 2003). Grundsätzlich sollte eine konservative Schätzung resultieren. Daher wurden nur die Zahlen der Übernachtungen dreier Gemeinden (Stand 2003) berücksichtigt, die in unmittelbarer Nähe der Heideflächen liegen (Undeloh, Egestorf und Schneverdingen). Das tatsächliche Einzugsgebiet ist sicher wesentlich größer. In diesem Gebiet wurden die Übernachtungszahlen bzw. die Anzahl der Übernachtungsgäste ermittelt, auf diesen Wert wurde das Verhältnis der Tagesgäste zu Übernachtungsgästen in der gewichteten Stichprobe angewendet. Das Ergebnis stellt eine Schätzung der Tagesgäste dar, die jährlich das Gebiet besuchen. Tabelle 4 zeigt die Ergebnisse dieses Verfahrens. Die aggregierte jährliche Zahlungsbereitschaft beträgt 4.678.825 €.

Weiterhin interessiert die Frage, wie viel die einzelnen Pflegeverfahren zu dieser Zahlungsbereitschaft beitragen.

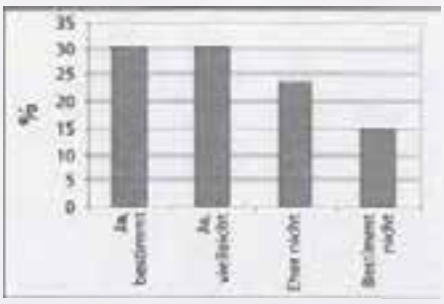


Abb. 1: Antworten auf die Frage nach grundsätzlicher Zahlungsbereitschaft für Schafe und Schafställe.

Einen Hinweis dazu kann die oben genannte Frage nach der grundsätzlichen Existenz einer Zahlungsbereitschaft für Schafe und Schafställe geben. Die Verteilung der Antworten zeigt Abbildung 1.

Die Schafe und Schafställe gelten als Sehenswürdigkeit der Lüneburger Heide. Die Verteilung der Zahlungsbereitschaft in Abbildung 1 verdeutlicht aber, dass der Großteil der geäußerten Zahlungsbereitschaft nicht für die Schafe und Schafställe in der Heide geäußert wird. Fast 40 % der Befragten äußern, sie seien eher nicht oder bestimmt nicht zu einem finanziellen Beitrag für Schafe und Schafställe bereit. Einen wesentlichen Teil der Zahlungsbereitschaft scheinen die Befragten demnach tatsächlich für die Erhaltung der Heide ausgeben zu wollen. Weitere Hinweise auf die Ursachen der Zahlungsbereitschaft können aus den Akzeptanzäußerungen gewonnen werden (s. Kapitel 3.4).

Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen

Folgende Größen resultieren aus der vorangegangenen Analyse:

- Gesellschaftliche Kosten der Heidepflege: 676.000 €/a
- Monetärer Nutzen der Heidepflege (Gruppe Besucher): 4.678.825 €/a
- Nettonutzen: 4.002.825 €/a

Vorausgesetzt, dass die Heideerhaltung dauerhaft gewährleistet ist, lässt sich daraus ein Gegenwartswert (net

Tab. 4: Hochrechnung der individuellen Zahlungsbereitschaft der Übernachtungs- und Tagesgäste des NSG „Lüneburger Heide".

Untergruppe	Anzahl	Tägliche Zahlungsbereitschaft in €	Jährliche Zahlungsbereitschaft in €
Übernachtungsgäste	252.550	1,50	378.825
Tagesgäste	2.150.000	2,00	4.300.000
Summe	**2.402.550**		**4.678.825**

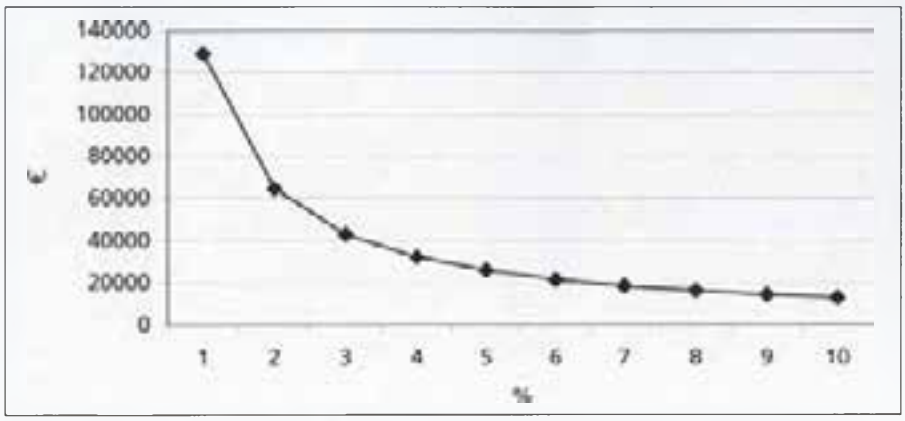


Abb. 2: Net present value (NPV) des NSG „Lüneburger Heide" pro Hektar Heidefläche bei verschiedenen Zinssätzen.

present value, NPV) der Heidepflege errechen, der 80.056.500 € oder 26.685 € je ha Heidefläche beträgt. Die Berechnung des NPV erfolgte als Barwert einer ewigen Rente mit einem Zinssatz von 5 %. Über die Höhe des geeigneten Zinssatzes für die Kosten-Nutzen-Analyse existieren sehr unterschiedliche Auffassungen (vgl. z.B. *Layard* 1996, *Sugden & Williams* 1988). Deswegen ist es sinnvoll, den Gegenwartswert auch bei Verwendung verschiedener Zinssätze zu berechnen. Als Ergebnis dieser Berechnung wird in Abbildung 2 der NPV pro ha Heidefläche in Abhängigkeit von verschiedenen Zinssätzen gezeigt. Es wird deutlich, dass auch bei einem sehr hohen Kalkulationszinssatz von 10 % der NPV noch oberhalb von 10.000 €/ha liegt.

Es kann aus diesen Zahlen mit Sicherheit geschlossen werden, dass die Heidepflege einen positiven gesellschaftlichen Nettonutzen stiftet. Dies wird deutlich, wenn man bedenkt, dass in dieser Berechnung nur die Gruppe der Heidebesucher einbezogen wurde. Es ist damit zu rechnen, dass andere Gruppen ebenfalls positive Nettonutzen beitragen. Sogar die Gruppe der Landwirte zeigte eine positive Zahlungsbereitschaft für die Heidepflege bei über 50 % der Befragten. Diese Zahlungsbereitschaft stammt zwar vermutlich großteils aus einem zusätzlichen Umsatz, der bei den landwirtschaftlichen Betrieben gemacht wird, müsste aber bei einer regionalen Betrachtung einbezogen werden (s.o. Kapitel 2.1.2). Weitere, nicht befragte Gruppen, bei denen durch die Heideerhaltung möglicherweise ein Nutzen entsteht, sind die der Anwohner oder der Naturschutzfachleute.

3.2 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

Die Kosten-Wirksamkeits-Analyse liefert im Wesentlichen eine Gegenüberstellung der Kosten und der Werte verschiedener Wirksamkeitskriterien. Die Ermittlung der Kosten war im Fall des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide" relativ unproblematisch, weil die Verfahren großenteils durch den Verein Naturschutzpark durchgeführt werden. Die Kostenwerte der Verfahren wurden bereits in Kapitel 3.1 zusammengestellt. Die Kosten-Wirksamkeits-Analyse wird aufgrund der Datenlage exemplarisch für das NSG „Lüneburger Heide" durchgeführt.

Die Wirksamkeitskriterien müssen aus dem Zielsystem abgeleitet werden, mit dem die Entscheidungen über die Heidepflege getroffen werden. Dieses Zielsystem ist sehr vielschichtig und beinhaltet verschiedenste Ebenen im Bereich Naturschutz und Tourismus. Oberziel der Heidepflege ist offenbar, großflächig vitale, aber nicht vollkommen gleichförmige Heidebestände zu erzeugen. Dieses Ziel wird von verschiedenen Wirkfaktoren beeinflusst. Abbildung 3 zeigt mögliche Faktoren, die auf den Entscheidungsträger über Heidepflegemaßnahmen einwirken.

Aus diesen Wirkfaktoren müssen für die Analyse diejenigen ermittelt werden, deren Daten

- in geeigneter Form vorliegen,
- auf der Analyseebene beeinflussbar und
- möglichst frei von störenden Einflüssen sind.

Diese Faktoren werden operationalisiert und dann als Wirksamkeitsmaße verwendet.

Für die Kosten-Wirksamkeits-Analyse ist es nicht notwendig, dass alle Kriterien in gleichen Einheiten oder auch Messniveaus vorliegen. Im vorliegenden Fall konnten die Austräge der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesium sowie „Verluste an Carabiden" und „Akzeptanz" als Kriterien verwendet werden (*Fottner* et al. 2004, *Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004, *Schmidt & Melber* 2004). Die verfügbaren Daten der Kriterien „Verluste an Carabiden" und „Akzeptanz" wurden mit Tendenzen in die Matrix eingestellt, weil statistisch abgesicherte Werte für diese Kriterien nicht vorliegen.

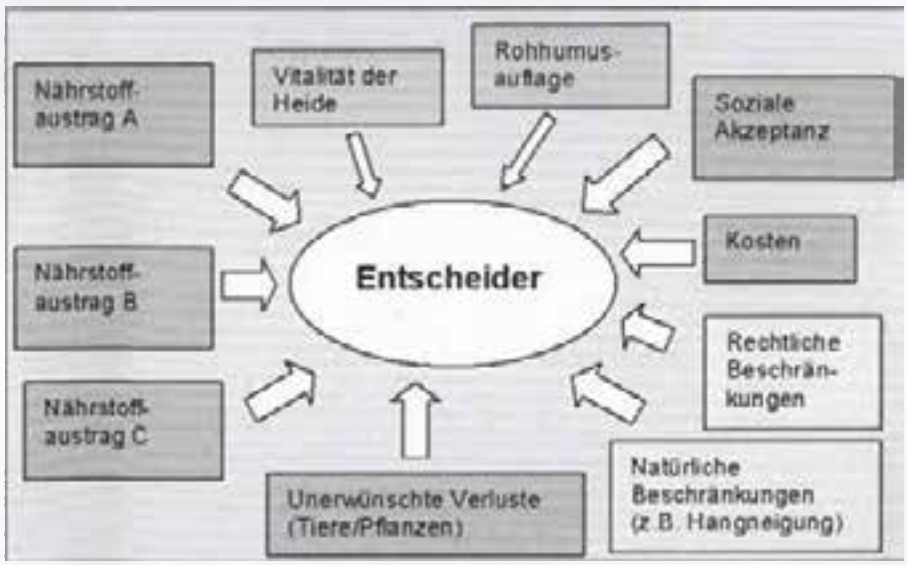


Abb. 3: Mögliche Einflussfaktoren bei der Entscheidung über den Einsatz von Heidepflegemaßnahmen.

Pflegeverfahren	Netto Kosten/ha €	Wirksamkeit						
		kg/ha Austrag N	kg/ha Austrag P	kg/ha Austrag K	kg/ha Austrag Mg	kg/ha Austrag Ca	Verluste an Carabiden	Akzeptanz
Kontrolliertes Brennen	355	97,5	1,2	20,0	3,2	10,5	-	-
Mähen	400	99,3	8,5	39,3	11,6	32,1		o
Schafbeweidung	171	26,2	1,9	10,5	3,7	10,5	+	+
Schoppern	1.700	1.071,5	47,7	74,3	37,7	142,6		-
Plaggen	3.100	1.712,4	80,2	263	69,8	224,8		-

Abb. 4: Kosten-Wirksamkeits-Matrix der Pflegemaßnahmen im NSG „Lüneburger Heide".

Tab. 5: Kosten-Wirksamkeits-Werte der Verfahren für den Stickstoffaustrag im NSG „Lüneburger Heide".

Verfahren	Kontrolliertes Brennen	Mahd	Beweidung	Schoppern	Plaggen
Kostenwirksamkeit Stickstoffaustrag kg/€	0,27	0,25	0,15	0,63	0,55

Tab. 6: Lineare Programmierung zur Optimierung der Pflegeverfahren im NSG „Lüneburger Heide".

Zielfunktion:

$Z = 355x_1 + 400x_2 + 171x_3 + 1.700x_4 + 3.100x_5$ Min! (6)

Restriktionen:

$97,5x_1 + 99,3x_2 + 26,2x_3 + 1.071,5x_4 + 1.712,4x_5 \geq 684.000$ (7)

$1,5x_1 + 8,5x_2 + 1,9x_3 + 47,7x_4 + 80,2x_5 \geq 14.000$ (8)

$20,0x_1 + 39,3x_2 + 10,5x_3 + 74,3x_4 + 263,0x_5 \geq 108.000$ (9)

$3,2x_1 + 11,6x_2 + 3,7x_3 + 37,7x_4 + 69,8x_5 \geq 84.000$ (10)

$10,5x_1 + 32,1x_2 + 10,5x_3 + 142,6x_4 + 224,8x_5 \geq 153.000$ (11)

$x_i \geq 0$ (12)

Variablen:

x_1 Fläche kontrolliertes Brennen in ha
x_2 Fläche Mahd in ha
x_3 Fläche Beweidung in ha
x_4 Fläche Schoppern in ha
x_5 Fläche Plaggen in ha

Die Zusammenstellung der Daten erfolgt in der Kosten-Wirksamkeits-Matrix (Abb. 4). Die Matrix erfordert eine subjektive Gewichtung der Kriterien durch den Entscheider, da diese in den seltensten Fällen gleich gewichtet sein dürften.

Weiterhin können besonders wichtige Kenngrößen als Einzelwerte dargestellt werden. Die Kosten-Wirksamkeit für den Austrag von Stickstoff ist in Tabelle 5 dargestellt.

3.3 Optimierung

Die Optimierungsmodelle wurden auf Grund der Datenlage nur mit den Daten aus dem NSG „Lüneburger Heide" durchgeführt. Neben den ökologischen Daten aus dem laufenden Forschungsprojekt (*Fottner* et al. 2004, *Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004) konnte auf Daten der Heidestrukturkartierung zurückgegriffen werden, die zur Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplans aufgenommen wurden (*Kaiser* et al. 1995).

Lineare Programmierung

Die geeignetste Formulierung dieser Methode zeigt die Gesamtkostenfunktion als zu minimierende Zielfunktion (6) (s. Tab. 6). Im nächsten Schritt muss das System von Restriktionen aufgestellt werden. Hierfür sind alle Wirksamkeitskriterien geeignet, die ein kardinales Messniveau aufweisen. Dies sind die spezifischen Nährstoffaustragswerte der Pflegeverfahren für Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Calcium (7–11), die im Teilprojekt Ökologie ermittelt wurden (*Fottner* et al. 2004, *Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004), hinzu kommt die Nichtnegativitätsbedingung (12), da nur positive Flächenanteile möglich sind.

Grundlage für die Zielwerte der Nährstoffausträge waren die jährlichen Depositionswerte, die ebenfalls im Teilprojekt Ökologie ermittelt wurden. Diese Werte werden mit dem Faktor 10 multipliziert, so dass das Resultat ein kostenminimales Pflegeprogramm für zehn Jahre darstellt, durch das die Deposition der betreffenden Nährstoffe kompensiert wird. Weiterhin wurden die Werte auf eine Fläche von 2.800 Hektar hochgerechnet, es werden also Flächenanteile für ein Pflegeprogramm auf zehn Jahre für das gesamte Gebiet ausgegeben.

Die Ergebnisse dieses Programms lauten:

Brennen	0 ha
Mahd	7.241 ha
Beweidung	0 ha
Schoppern	0 ha
Plaggen	0 ha

Kostenoptimal ohne weitere Restriktionen ist die Mahd von rund 724 ha Heidefläche pro Jahr. Die Durchführung dieses Programms kostet durchschnittlich 289.600 € pro Jahr. Dies zeigt, dass die Mahd offenbar trotz des relativ hohen Kostenansatzes von 400 €/ha ein Verfahren ist, das eine gute Kostenwirksamkeit im Hinblick auf alle Nährstoffausträge aufweist.

Als weitere Restriktionen konnten aus allgemeinen Zielen des Pflegemanagements sowie aus der Heidestrukturkartierung (*Kaiser* et al. 1995) Flächengrößen geschätzt werden, die für bestimmte Verfahren vorbehalten werden müssen. Hierbei handelt es sich z. B. um Flächen, bei denen die Rohhumusauflage den Wert von 3 cm überschreitet oder eine Vergrasung von mehr als 25 % Deckungsgrad vorliegt, so dass hier eines der Instandsetzungsverfahren (Plaggen oder Schoppern) zur Anwendung kommen sollte. Daraus können folgende weitere Restriktionen abgeleitet werden:

$$x_3 \geq 10.000 \qquad (13)$$
$$x_4+x_5 \geq 650 \qquad (14)$$
$$x_1+x_4+x_5 \leq 1.000 \qquad (15)$$

Restriktion 1: Mindestens 1.000 ha Beweidung pro Jahr aus landschaftsästhetischen Gründen
Restriktion 2: Mindestens 65 ha Schoppern oder Plaggen pro Jahr zum Rohhumus- oder Vergrasungsabbau
Restriktion 3: Höchstens 100 ha Brennen, Schoppern und Plaggen pro Jahr aus landschaftsästhetischen Gründen

Das vollständige Programm wählt als optimale Verfahrenskombination folgende aus:

Brennen	0 ha
Mahd	1.939 ha
Beweidung	10.000 ha
Schoppern	650 ha
Plaggen	0 ha

Die Restriktion der Mindestgröße der Instandsetzungsverfahren wird vollständig durch Schoppern erfüllt. Darüber hinaus wird lediglich die Mindestgröße der Beweidungsfläche angesetzt, während als nicht vorgeschriebenes Verfahren die Mahd mit 194 ha pro Jahr weiterhin berücksichtigt wird. Brennen und Plaggen werden nicht in die Kombination aufgenommen. Die Durchführung dieses Programms kostet 359.060 € pro Jahr. Dies bedeutet, dass eine vollständige Kompensation der Nährstoffeinträge durch Einsatz dieser Summe und unter den genannten Restriktionen möglich ist. Wird die Beweidungsrestriktion von 10.000 ha auf 20.000 ha im 10-jährigen Zeitraum erhöht, dann bleiben außerdem nur noch die 650 ha Schopperfläche in der Kombination. Dieses Programm ist mit einer Kostensteigerung auf 452.500 € pro Jahr verbunden.

Die Sensitivität der Ergebnisse wird innerhalb dieser Verfahrenskombination über eine Variierung der Kostenwerte getestet. Diese weisen ohnehin eine Spannweite auf und sind in gewissen Grenzen beeinflussbar.

Die Pflegeverfahren können zur Präzisierung der Analyse nach den Gruppen Instandsetzungsverfahren und Unterhaltungsverfahren differenziert werden (vgl. Kapitel 3.1). Bei der Frage nach dem optimalen Instandsetzungsverfahren (Plaggen oder Schoppern) dieser Konstellation fällt die Entscheidung für Schoppern relativ knapp aus. Bei Kosten von unter 2.900 €/ha wird das Plaggen bereits mit der vollen Fläche von 650 ha berücksichtigt, während das Schoppern vollständig aus der Verfahrenskombination herausfällt.

Andere Verhältnisse findet man bei den Unterhaltungsverfahren. Die Beweidung, die nur durch die Restriktion der Mindestflächengröße in das Pflegeprogramm aufgenommen wurde, wird erst bei einem Kostensatz von 120 bis 130 €/ha mit höheren Flächenanteilen berücksichtigt. Dies würde eine Kostenreduzierung von fast 30 % bedeuten, was derzeit kaum möglich erscheint. Auch das Brennen wird erst bei einer Kostenreduzierung um mehr als 50 % in das Programm integriert. Die Einbeziehung dieses Pflegeverfahrens in die optimale Kombination ist mit realistischen Kostenreduzierungen offenbar nicht möglich. Die Mahd bleibt auch bei einer Kostensteigerung auf 500 €/ha, also bei einer Anwendung ohne Verwertung des Materials (vgl. Kap. 3.1), mit gleichen Flächenanteilen in der Verfahrenskombination vertreten.

Zielprogrammierung

Für das Zielprogramm werden die Restriktionen des linearen Programms als Ziele definiert, von denen die Abweichungen minimiert werden sollen. Als Restriktion dient die Gesamtkostenfunktion, so dass ein bestimmtes Budget nicht überschritten werden darf. Dieses wird in Höhe der tatsächlichen aktuellen Kosten bei 576.000 € (ohne Maßnahmen zur Entfernung von Gehölzen) festgesetzt. Das Programm hat dann die in Tabelle 7 dargestellte Form.

Die Abweichungen A_1–A_5 von den Zielwerten müssen entsprechend der zahlenmäßigen Größen der Einzelziele gewichtet werden (W_1–W_5), sonst sind sie in der Zielfunktion automatisch überrepräsentiert. Damit sind rechnerisch alle Ziele gleichgewichtet. Die Gleichge-

Tab. 7: Zielprogrammierung zur Optimierung der Pflegeverfahren im NSG „Lüneburger Heide".

Zielfunktion:		
$Z = (W_1A_1 + W_2A_2 + W_3A_3 + W_4A_4 + W_5A_5)$	Min!	(16)
Nebenbedingungen:		
$(97,5x_1 + 99,3x_2 + 26,2x_3 + 1.071,5x_4 + 1.712,4x_5 + A_1 = 684.000$		(17)
$(1,2x_1 + 8,5x_2 + 2,0x_3 + 47,7x_4 + 80,2x_5) + A_2 = 14.000$		(18)
$(20,0x_1 + 39,3x_2 + 10,5x_3 + 74,3x_4 + 263,0x_5) + A_3 = 108.000$		(19)
$(3,2x_1 + 11,6x_2 + 3,7x_3 + 37,7x_4 + 69,8x_5) + A_4 = 84.000$		(20)
$(10,5x_1 + 32,1x_2 + 10,5x_3 + 142,6x_4 + 224,8x_5) + A_5 = 153.000$		(21)
Budgetrestriktion:		
$355x_1 + 400x_2 + 171x_3 + 1.700x_4 + 3.100x_5 \leq 5.760.000$		(22)
Variablen:		
A_1–A_5: Abweichungen von den Zielwerten		
W_1–W_5: Gewichtung der Einzelziele		

wichtung der verschiedenen Ziele bedeutet, dass ein kg/ha Nährstoffaustrag für alle Nährstoffe das gleiche Gewicht hat, genauso wie ein Hektar Abweichung von den Mindest- oder Höchstwerten der Verfahren. Das Programm wird zunächst mit gleicher Gewichtung für alle Ziele unter Beachtung der Budgetrestriktion (22) ausgeführt, was zu folgender Lösung führt:

Brennen	4.879 ha
Beweidung	0 ha
Mahd	0 ha
Schoppern	140 ha
Plaggen	0 ha

Mit diesen Vorgaben ergibt eine Anwendung von ca. 488 ha Brennen und 14 ha Schoppern pro Jahr die geringsten Abweichungen von den Zielwerten. Dabei werden allerdings hohe absolute Abweichungen von den Zielwerten in Kauf genommen. Zudem wird ein wesentlich geringerer Nährstoffaustrag erreicht, als mit dem Budget möglich wäre. Dies war zu erwarten, da Abweichungen nach unten erlaubt sind und lediglich minimiert werden. Die resultierende Verfahrenskombination kann auf das tatsächliche Budget hochgerechnet werden, um zu realistischen Größen zu kommen.

Das Ergebnis berücksichtigt auch noch nicht die Restriktionen, die aus der Heidestrukturkartierung und den allgemeinen Zielen des Pflegemanagements abgeleitet wurden. Die weiteren Restriktionen (13–15) werden als Ziele mit den möglichen Abweichungen folgendermaßen formuliert:

$$x_3 + A_6 = 10.000 \quad (23)$$
$$x_4+x_5 + A_7 = 650 \quad (24)$$
$$x_1+x_4+x_5-A_8 = 1.000 \quad (25)$$

Nach Einfügung dieser Ziele und Abweichungen ergibt das Modell folgende Lösung:

Brennen	1.000 ha
Mahd	0 ha
Beweidung	6.578 ha
Schoppern	0 ha
Plaggen	0 ha

Mit diesem Zielsystem ergibt die Lösung eine Kombination der Verfahren Brennen (ca. 100 ha jährlich) und Beweidung (658 ha). Instandsetzungsverfahren werden nicht berücksichtigt. Auch hier erreichen die Kosten des Programms aus den erwähnten Gründen bei weitem nicht das Budget, und auch nicht alle Nährstoffaustragswerte werden erreicht.

Für die Zieloptimierung bietet sich wieder eine Sensitivitätsanalyse an, um zu untersuchen, wie die Kombination der Verfahren auf eine Änderung der Kostenwerte oder auch der Gewichte der Kriterien reagiert. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse der Gewichte kann z.B. eine höhere Gewichtung einzelner Nährstoffausträge untersucht werden. Wird z.B. der Austrag an Stickstoff im Zielsystem höher gewichtet, so ergibt sich ab einem Gewichtungsfaktor von etwa 9 im Vergleich zu den anderen, gleichbleibenden Gewichten wieder die Verfahrenskombination aus dem ersten Schritt der Zielprogrammierung:

Brennen	4.879 ha
Mahd	0 ha
Beweidung	0 ha
Schoppern	140 ha
Plaggen	0 ha

Bei diesen Vorgaben ist das Ziel des Stickstoffaustrags für den Entscheider etwa 9-mal so wichtig wie die anderen Ziele.

Für das Ziel, jährlich mindestens 650 ha mit Instandsetzungsverfahren zu bearbeiten, liegt die kritische Gewichtung zwischen 3 und 4 gegenüber den anderen, gleich gewichteten Zielen. Wird also das Instandsetzungsziel als vier mal so wichtig angesehen wie die anderen, so ändert sich die resultierende Verfahrenskombination in:

Brennen	729 ha
Mahd	0 ha
Beweidung	0 ha
Schoppern	270 ha
Plaggen	0 ha

Hier würden also ca. 73 ha im Jahr gebrannt und 27 ha geschoppert. Als Instandsetzungsverfahren wird unter diesen Vorgaben das Schoppern bevorzugt. Die Beweidung wird zugunsten des Schopperns ganz aus der Kombination genommen.

3.4 Akzeptanz der Verfahren

NSG „Lüneburger Heide"

Grundlage für die Akzeptanz von Maßnahmen ist die Kenntnis über deren Motive und Auswirkungen. Daher wurde im Rahmen der Befragungen zunächst versucht, die Kenntnisse der Befragten über die Entstehung der Landschaft und Notwendigkeiten der Pflege zu ermitteln. In der Besucherbefragung im NSG „Lüneburger Heide" wurde unter anderem gefragt:

Würden Sie sagen, dass die Lüneburger Heide eher als eine Natur- oder Kulturlandschaft bezeichnet werden kann?

Auf Grund der Erfahrungen aus den Pretests wurde dieser Frage folgende Erklärung vorangestellt:
Eine Kulturlandschaft ist oder war stark durch menschlichen Einfluss geprägt, während eine Naturlandschaft sich in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befindet.

Die Ergebnisse der Antworten auf diese Frage sind in Abbildung 5 gezeigt.

Ein relativ hoher Anteil von 41 % der Befragten hält die Lüneburger Heide für eine vom Menschen nicht oder nur wenig beeinflusste Landschaft. Dieses Informationsdefizit kann wesentliche Auswirkungen auf Akzeptanz und Zahlungsbereitschaft für Pflegemaßnahmen haben, denn jemand, der die Landschaft für natürlich hält, wird wenig Verständnis für intensive Pflege haben.

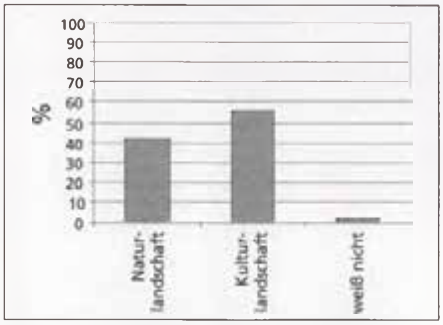


Abb. 5: Frage nach Natur- oder Kulturlandschaft, Besucher NSG „Lüneburger Heide".

In der Befragung der Gastronomiebetreiber wurde folgendermaßen nach der grundsätzlichen Kenntnis über Pflegeverfahren gefragt:

Wissen Sie, ob die Heideflächen im Naturschutzpark irgendwie bearbeitet oder gepflegt werden?

Diese Gruppe zeigte sich grundsätzlich gut informiert, 30 von 31 Befragten wussten von Pflegemaßnahmen auf den Heideflächen.

Weitere Schlüsse auf Kenntnisse und Akzeptanz der Maßnahmen können aus den Antworten auf die Frage, was die Befragten in der „Lüneburger Heide"

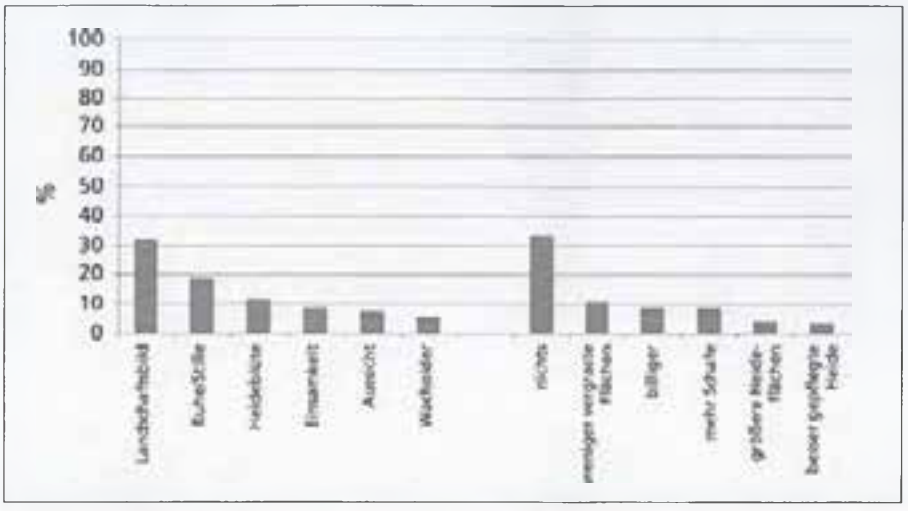


Abb. 6: Besonders geschätzte Eigenschaften der Lüneburger Heide (links) und Änderungswünsche (rechts), Befragung Besucher, % der Antworten, Mehrfachantworten möglich.

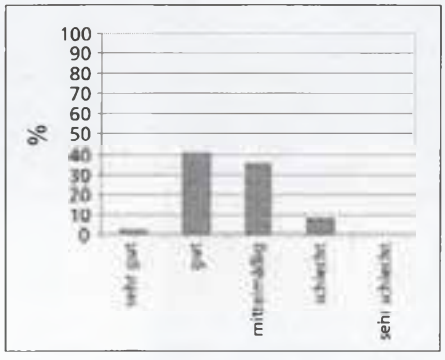


Abb. 7: Beurteilung des Zustands der Heideflächen durch die Besucher, NSG „Lüneburger Heide".

schätzen bzw. nicht schätzen, gezogen werden. Diese beiden Fragen wurden in der Besucherbefragung offen gestellt. Die Befragten konnten sich ohne Vorgaben dazu äußern. Die meistgenannten Antworten zeigt die Abbildung 6.

Die besonders geschätzten Eigenschaften im linken Teil der Abbildung 6 zeigen mit „Landschaftsbild" und „Heideblüte" zwei Antworten, die zusammen einen Anteil von über 40 % ausmachen. Diese beiden Eigenschaften hängen direkt mit der Pflege und Erhaltung der Heideflächen zusammen und werden offenbar von den Besuchern hoch geschätzt. Änderungswünsche haben die meisten Besucher nicht. Diese beiden Aussagen deuten insgesamt eine hohe Zufriedenheit mit den Gegebenheiten im NSG „Lüneburger Heide" an. Allerdings folgen auf den weiteren Plätzen der meistgenannten Antworten bei den Änderungswünschen „weniger vergraste Flächen", „mehr Schafe", „größere Heideflächen" und „besser gepflegte Heide" (zusammen ca. 30 % der Antworten). Alle diese Änderungswünsche stehen in Zusammenhang mit dem Pflegemanagement der Heide. Folglich wird die Pflegequalität der Heideflächen durchaus von den Besuchern wahrgenommen und beurteilt. Es scheint in diesem Bereich gewisse Mängel zu geben, die die Besucher anmerken. Die Vergrasung der Heideflächen etwa ist schon seit längerer Zeit eine bedeutendes Thema im Zusammenhang mit der Pflege. Diese wird offenbar auch von den Besuchern wahrgenommen.

Auf die Frage: *„Wie beurteilen Sie den allgemeinen Zustand der Heideflächen? Bitte geben Sie Ihre Antwort in einer Skala von 1 (sehr gut) bis 5 (sehr schlecht)"* antworten die Besucher des NSG „Lüneburger Heide" wie in Abbildung 7 gezeigt.

Abbildung 7 verdeutlicht, dass die Besucher die Flächen als „gut", jedoch mit einer deutlichen Tendenz zu „mittelmäßig" beurteilen. Der Mittelwert der Noten liegt bei 2,56, der Median bei 2. Diese Bewertung spiegelt die Akzeptanz für das Ergebnis der Heidepflege wider. Hier ist offenbar ebenfalls eine gewisse Zufriedenheit bei den Besuchern zu verzeichnen. Das Ergebnis erscheint angesichts des hohen Anteils der Äußerungen „mittelmäßig" und immerhin über 5 % „schlecht" jedoch nicht ohne Einschränkungen zu sein. Der Anteil der Befragten, die den Zustand als „mittelmäßig" oder „schlecht" beurteilen, ist höher als der mit Urteil „gut".

Die Betreiber der Gastronomie im Bereich der „Lüneburger Heide" beurteilen im Vergleich den Zustand schlechter. Hier liegt der Mittelwert der Noten bei 2,73 und der Median bei 3.

Die direkte Befragung der Besucher nach der Akzeptanz für die Verfahren fand mit Hilfe von drei Bilderserien statt, die die Aspekte „Frisch bearbeitete Fläche", „Bearbeitete Fläche nach zwei Jahren" und „Durchführung des Verfahrens" zeigten. Aus zeitlichen Gründen konnten nicht dieselben Flächen in verschiedenen Bearbeitungsstadien gezeigt werden. Die zur Verfügung stehenden Bilder wurden jedoch so nachbearbeitet, dass störende Einflüsse weitestgehend ausgeschlossen werden konnten. Die Auswertungsergebnisse der Bildbewertungen zeigt Abbildung 8. Es lagen nicht für alle Flächenaspekte geeignete Fotos vor, so dass einige Kategorien nicht abgefragt werden konnten. Beispielsweise weist eine frisch beweidete

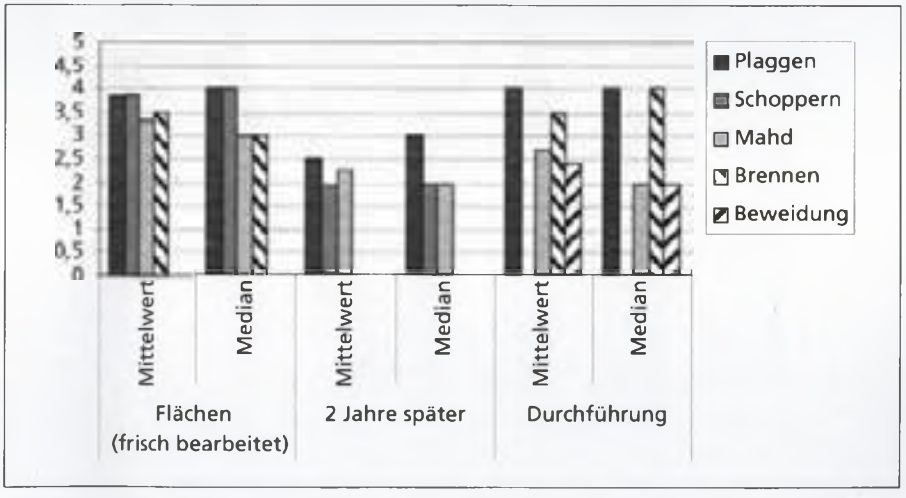


Abb. 8: Akzeptanzäußerungen der Besucher für die Verfahren, NSG „Lüneburger Heide".

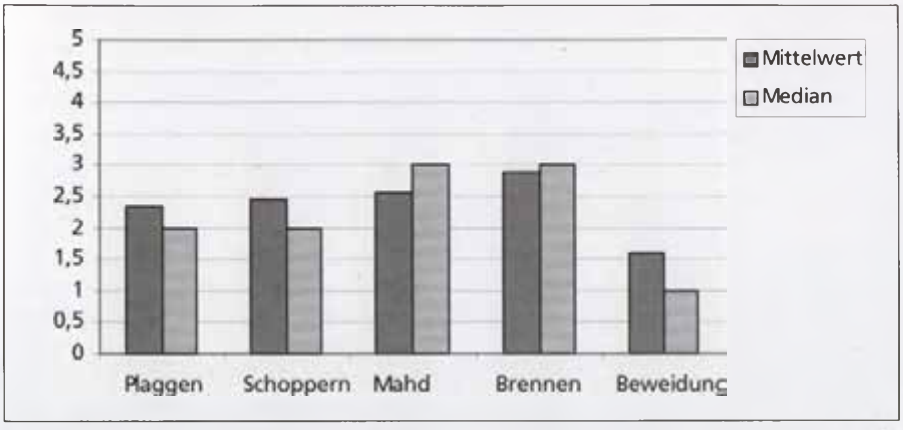


Abb. 9: Akzeptanzäußerungen der Landwirte für die Pflegeverfahren, „Lüneburger Heide".

Fläche keine optischen Besonderheiten auf, so dass eine Befragung mit Hilfe eines solchen Bildes keine verwertbaren Ergebnisse verspricht. In der Abbildung aufgetragen sind Mittelwerte und Mediane der drei Bilderserien. Auch hier sind die Mediane das aussagekräftigere Maß für die mittlere Tendenz dieser Verteilungen.

Abbildung 8 zeigt, dass die Verfahren Plaggen und Schoppern bei der Durchführung und in der Ansicht der frisch bearbeiteten Fläche schlechte Beurteilungen erhalten. Besonders beim Schoppern verbessert sich aber diese Beurteilung nach zwei Jahren deutlich. Bei der Durchführung der Verfahren werden Brennen und Plaggen schlecht beurteilt, während die Beweidung erwartungsgemäß gut abschneidet. Als erstaunlich erweist sich die gute Beurteilung des Bildes „Durchführung der Mahd", das, ähnlich wie das entsprechende Bild vom Plaggen, eine schwere Maschine in einer Heidefläche zeigt. Im Unterschied zu dem Bild des Plaggens ist die Heidevegetation unversehrt, möglicherweise führt dies zu der besseren Beurteilung.

Die Akzeptanz der Pflegemaßnahmen bei anderen Anspruchsgruppen der „Lüneburger Heide" zeigt ein ähnliches Bild. In Abbildung 9 sind die Noten der Gruppe der Landwirte für die verschiedenen Pflegeverfahren zusammengestellt. Hier wurde aufgrund der zu erwartenden Kenntnisse der Befragten ohne die Unterstützung von Bildern interviewt, die Befragten sollten nur eine Note für das jeweilige Verfahren vergeben. Die Landwirte beurteilen das Mähen und das Brennen etwa gleichmäßig mit mittleren Noten. Ebenso erhalten die Verfahren Plaggen und Schoppern ähnliche Noten, auf etwas niedrigerem Niveau. Positiv kann sich die Beweidung von den anderen Verfahren absetzen. Die Mahd erhält – vermutlich wegen Zweifeln an der Wirksamkeit – eine schlechtere Beurteilung. Das Brennen ist im landwirtschaftlichen Bereich nicht mehr zulässig, hier könnte ein Motiv für die schlechtere Bewertung dieses Verfahrens liegen.

Auffallend gute Bewertungen bekommen die bodenbearbeitenden Verfahren Plaggen und Schoppern von den Landwirten. Dies könnte an der Vertrautheit dieser Berufsgruppe mit Bodenbearbeitung liegen, möglicherweise werden diese Verfahren deswegen – im Gegensatz zu der Einschätzung der Besucher – nicht als negativ empfunden.

Diepholzer Moorniederung

Auch in den beiden Befragungen in der Diepholzer Moorniederung wurden die Interviewten – ohne die Unterstützung von Bildern – gebeten, die Verfahren mit Noten von 1 (sehr gut) bis 5 (sehr schlecht) zu bewerten. Die Auswahl der Verfahren wurde entsprechend den üblicherweise im Gebiet angewandten verändert. Die Ergebnisse der Befragungen zeigt Abbildung 10.

Die Beurteilungen weisen ähnliche Tendenzen auf wie die in der „Lüneburger Heide". Die Beweidung wird durchwegs sehr gut beurteilt, während das Brennen, insbesondere bei den Besuchern des Hoffests, schlechte Noten erhält. Das Niveau der Beurteilungen ist bei den Fachleuten insgesamt besser als bei der gemischten Zielgruppe beim Hoffest. Das könnte an der positiveren Grundhaltung aufgrund der Kenntnisse der Pflegeeffekte liegen. Etwas überraschend ist die deutliche Bevorzugung bzw. Ablehnung von Verfahren bei den Fachleuten, hier hätte man eine gleichmäßigere Beurteilung erwarten können.

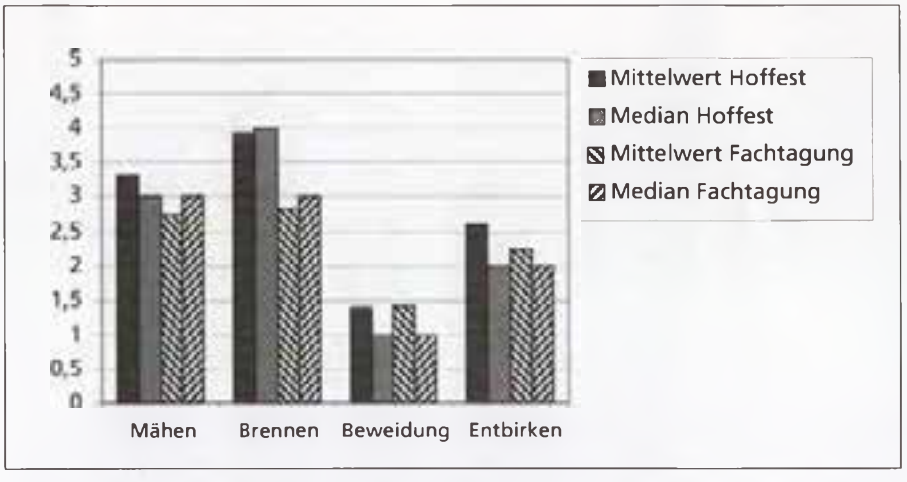


Abb. 10: Beurteilungen der Pflegeverfahren in der Diepholzer Moorniederung anlässlich eines Hoffests und einer Naturschutz-Fachtagung.

4 Diskussion und Handlungsempfehlungen

NSG „Lüneburger Heide"

Die Heidepflege im NSG „Lüneburger Heide" weist insgesamt einen deutlichen volkswirtschaftlichen Nettonutzen aus, kann also als volkswirtschaftlich sinnvoll angesehen werden. Diese Aussage muss jedoch mit der Einschränkung versehen werden, dass keine Opportunitätskosten der Landnutzung einbezogen wurden, d.h. mögliche Erträge bei anderer Verwendung der Flächen blieben unberücksichtigt. Die resultierende Höhe des Netto-Gegenwartswerts von über 10.000 €/ha bei einem angemessenen Zinssatz würde aber so-

gar eine Deckung dieser Opportunitätskosten erlauben. Die nährstoffarmen Standorte lassen keine ertragreiche landwirtschaftliche Nutzung zu, eine forstwirtschaftliche Nutzung würde ohnehin keine hohen Erträge erbringen.

Der tatsächliche Nettonutzen des Gebiets dürfte aus mehreren Gründen eher über dem in dieser Untersuchung resultierenden Wert liegen. Es ist bei einem komplexen Gebilde wie einem Naturschutzgebiet, das gleichzeitig dem Tourismus dient, schwer zu bestimmen, was in der Zahlungsbereitschaft der Befragten enthalten ist. Es gibt wirtschaftswissenschaftliche Ansätze, die die Berechnung von Werten speziell von Naturgütern mit Hilfe dieser Konzepte der neoklassischen ökonomischen Theorie für unvollständig halten (z.B. *Klauer* 1998, *Faber* et al. 1998, *Tisdell* 2003). Dies wird mit der anthropozentrischen Sichtweise dieser Theorie begründet, die die menschliche Nutzung in den Vordergrund stellt und die z.B. Werte, die durch ökologische Zusammenhänge begründet werden, nicht genügend erfasst. Möglicherweise berücksichtigen auch die in dieser Untersuchung Befragten in ihrer Zahlungsbereitschaft nur wenig den Wert, den das Gebiet aus ökologischen Gründen, z.B. für den Biodiversitätsschutz, hat, weil er für sie keinen Nutzen darstellt oder ihnen nicht bekannt ist. Mit Letzterem ist nach den Befragungsergebnissen zu den Kenntnissen über die Heidepflege zu rechnen. Wenn dies zutrifft, fehlt in der Nutzenberechnung ein großer Teil des Werts, der durch die ökologischen Eigenschaften des Gebiets geschaffen wird.

Wird die Vorteilhaftigkeit der Heidepflege aus einer regionalen Perspektive heraus betrachtet, dann müssen noch die Nutzenkomponenten anderer Gruppen einbezogen werden. Dies sind z.B. die durch die Erhaltung der Heideflächen verursachten Erträge aus Gastronomie und Handel. Aus den vorliegenden Daten kann geschlossen werden, dass auch hier eine positive Zahlungsbereitschaft existiert, die aber sicher insgesamt wesentlich geringer ist als die der Besucher.

Angesichts der Beliebtheit der Beweidung könnte man damit rechnen, dass ein hoher Anteil der Zahlungsbereitschaft der Unterstützung dieses Verfahrens zukommt. Die Äußerungen zur finanziellen Beteiligung an Schafen und Schafbeweidung scheinen jedoch darauf hinzuweisen, dass die Zahlungsbereitschaft der Besucher nicht so gemeint ist, sondern als Beitrag zur Erhaltung der Heideflächen insgesamt.

Auf der operativen Ebene können aus der Kosten-Wirksamkeit der Verfahren und den Ergebnissen der Optimierung Hinweise für die Auswahl der Pflegeverfahren gewonnen werden. Die Kostenwerte der Pflegeverfahren weichen von bislang ermittelten (vgl. z.B. *Anders* et al. 2003, *Holst-Jørgensen* 1993) z.T. deutlich ab. Das Brennen wurde bisher als Verfahren betrachtet, das sehr geringe Kosten verursacht. Dies ist unter den Bedingungen im NSG „Lüneburger Heide" nicht der Fall. Der Aufwand für dieses Verfahren hängt sicher auch von der Lage des Gebiets, Dichte der Besiedlung und Frequentierung durch Erholungsuchende ab. Unter Bedingungen z.B. eines Truppenübungsplatzes ist mit einer anderen Höhe der Kosten zu rechnen, da hier Sicherungsmaßnahmen weniger Bedeutung haben.

Die Optimierungsmodelle zeigen, dass unter verschiedenen Gegebenheiten sehr unterschiedliche Verfahrenskombinationen zu bevorzugen sind. Die Modelle bergen sicher – wie die meisten anderen Modelle auch – einige Vereinfachungen und führen teilweise zu Verfahrenskombinationen, die in der Realität nicht genau so ausführbar sind. Dies liegt an der unvollständigen Erfassung der Restriktionen, ändert jedoch nichts an der Kernaussage. Unter den gegebenen Bedingungen erfüllen die genannten Verfahrenskombinationen die Anforderungen an eine nachhaltige Nährstoffreduktion unter geringsten Gesamtkosten bzw. bilden den besten Kompromiss bei der Verfolgung verschiedener Ziele. Weitere Kriterien, die innerhalb der Optimierungsrechnung (noch) nicht berücksichtigt werden konnten, können im Einzelfall die Entscheidung über die Anwendung eines Verfahrens zusätzlich beeinflussen. Durch die Einbeziehung weiterer Restriktionen bzw. Ziele und einer ausführlicheren Sensitivitätsanalyse können die Modelle an die tatsächlichen Bedingungen angepasst werden. Interdependenzen, die durch die Anwendung verschiedener Verfahren zeitlich gestaffelt auf der gleichen Fläche entstehen, sind bei den diskutierten Programmen nicht berücksichtigt.

Wünschenswert wären in diesem Zusammenhang aktuelle Daten zum Zustand der Heideflächen. Lägen diese vor, dann könnte eine realistische Planung der Maßnahmen im Rahmen eines Modells durchgeführt werden, in das ökologische, ökonomische, geografische und landschaftsplanerische Daten einfließen.

Deutliche Unterschiede zeigen sich in der Akzeptanz der Verfahren. Da die stark landschaftsverändernden Verfahren Plaggen, Schoppern und Brennen bei den Besuchern nicht gut beurteilt werden, sollten diese nicht ohne geeignete Informationen in deren Gegenwart angewendet werden. Dies betrifft etwa die im Moment betriebene Ausdehnung der Brennzeiten in den Spätsommer. Dies sollte nur zusammen mit einer Verbesserung der Informationen geschehen. Bei den Befragungen wurde neben den negativen Assoziationen zu diesen Verfahren häufig geäußert *„na ja, wenn es notwendig ist, muss es gemacht werden"*. Diese Notwendigkeiten müssen bekannt gemacht werden, damit wenigstens diese schwache Form der Akzeptanz bei den Besuchern erreicht werden kann und keine negativen ökonomischen Konsequenzen aus der ablehnenden Haltung erwachsen. Zusammenfassend decken die Ergebnisse der Befragungen ein erhebliches Informationsdefizit auf, besonders bei der Gruppe der Heidebesucher. Eine wichtige Managementaufgabe besteht darin, dieses Defizit zu beseitigen. Bei dem derzeitigen Informationsstand der Besucher sollten diese mit den weniger akzeptierten Verfahrensaspekten, insbesondere bei Brennen, Plaggen und Schoppern, möglichst nicht in Berührung kommen, um negative Reaktionen zu vermeiden.

Diepholzer Moorniederung

Über das Pflegemanagement in der Diepholzer Moorniederung können aufgrund der schmaleren Datengrundlage weniger Aussagen getroffen werden. Die Tendenz der Kostenwerte weist bei den vergleichbaren Verfahren in dieselbe Richtung wie die der „Lüneburger Heide". Interessante Ergebnisse zeigen sich besonders in den Parallelen in der Akzeptanz der Verfahren. Die grundsätzlichen Einschätzungen der Verfahren, wie sie in der „Lüneburger Heide" bereits erfolgten, sind auch hier zu er-

kennen, sowohl bei der heterogenen Zielgruppe des Hoffests als auch bei Fachleuten.

5 Zusammenfassung

Es wurden verschiedene Ansätze verfolgt, um die sozioökonomische Bedeutung der Heidepflege für die verschiedenen Anspruchsgruppen einzuschätzen und die volkswirtschaftliche Vorteilhaftigkeit und die betriebswirtschaftliche Effizienz zu prüfen. Zum einen wurde eine Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt. Dabei erfordert die Monetarisierung des Nutzens die Anwendung einer Methode zur Präferenzerfassung, weil Güter wie „Naturgenuss durch die Heideflächen" und „Erholung auf den Heideflächen" nicht auf Märkten gehandelt werden. Es ergibt sich ein deutlich positiver Nettonutzen für die Heidepflege insgesamt.

Zum anderen liefert die Kosten-Wirksamkeits-Matrix auf operativer Ebene mit Nährstoffaustragswerten, Verlusten an Carabiden und Akzeptanz eine Entscheidungsunterstützung für die Anwendung der einzelnen Verfahren. In einem weiteren Schritt wird die Gesamtkostenfunktion der Verfahren linear minimiert, wobei bestimmte Nährstoffaustragswerte sowie andere ökologische Kriterien als Restriktionen dienen. Dies führt zu einem kostenoptimalen Pflegeprogramm unter den gegebenen Bedingungen, das aus einem Verfahren oder einer Kombination besteht. Durch die Methode der Zielprogrammierung wird ein Ausgleich zwischen den verschiedenen Zielen der Heidepflege gefunden. Hier resultiert ein Pflegeprogramm, das den besten Kompromiss der Pflegeverfahren darstellt.

Beide Bereiche der ökonomischen Analyse werden von der Akzeptanz verschiedener Anspruchsgruppen für die Heidepflege beeinflusst. Bei der Befragung der Gruppen zeigte sich, dass die Heidebesucher sehr positive Beurteilungen für die Beweidung vergeben und die Mahd auch noch recht gut akzeptiert wird. Das Brennen, Plaggen und Schoppern erhalten dagegen keine guten Bewertungen. Ähnliche Beurteilungen zeigen sich bei den anderen Anspruchsgruppen des NSG „Lüneburger Heide" und der Diepholzer Moorniederung.

Summary

In order to estimate the socio-economic importance of heathland management in the "Lüneburger Heide" nature reserve for different stakeholders, its efficiency and its advantages for national economy, different approaches are pursued.

A cost-benefit-analysis was done, in which the benefit was monetarized by estimating the stakeholders' preferences. There is a clear positive net benefit for heathland management as a whole.

Cost-effectiveness-relationships with values for nutrient output, carabid losses and acceptance of management measures were worked out on an operational level, supporting decisions for or against specific management tools.

Linear programming was used to minimize the total cost function of the management measures. Restrictions were defined by values for nutrient output and other ecological criteria. Minimum cost mixes of management measures were hereby derived.

By goal programming specific mixes of management measures can be found, balancing different heathland management targets in an optimal way.

Both aspects of the economic analysis are influenced by stakeholders' acceptance for heathland management. Interviews with visitors showed very positive assessments of grazing and (to some lesser extent) mowing. Prescribed burning and turf-cutting do not receive good assessments by visitors. Similar assessments can be found for other stakeholder groups in the "Lüneburger Heide" nature reserve and the Diepholzer Moorniederung.

Literatur

Anders, K., Prochnow, A., Fürstenau, S., 2003: Offenlandmanagement durch kontrolliertes Brennen. Ein Beitrag aus sozioökonomischer Perspektive. – Naturschutz und Landschaftsplanung 35, 8, 242–246.

Bos, E. J., Bergh van den, J. C. J. M., 2002: A cost-benefit analysis of sustainable nature policy in the Dutch Vecht wetlands area. – In: *Florax, R., Nijkamp, P., Willis, K.* (eds.): Comparative environmental economic assessment. Cheltenham [u.a.], Elgar, 246–270.

Bundesminister der Finanzen, 1997: Vorschriftensammlung Bundes-Finanzverwaltung: Amtsblatt des Bundesministeriums der Finanzen; Stoffgebiet Haushaltsrecht; Abschnitt Kosten- und Leistungsrechnung. – Ausgabe August 1997, Bonn, Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft.

Cobham, R., 1990: Amenity landscape management: a resources handbook. – London u.a., Spon.

Degenhardt, S., 1998: Die Zahlungsbereitschaft von Urlaubsgästen für den Naturschutz: Theorie und Empirie des Embedding-Effektes. – Frankfurt am Main [u.a.], Lang.

Elsasser, P., 1996: Der Erholungswert des Waldes: monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland. – Frankfurt am Main, Sauerländer.

Endruweit, G., Trommsdorff, G., 2002: Wörterbuch der Soziologie. – 2., völlig neubearb. und erw. Aufl, Stuttgart, Lucius.

Faber, M. M., Manstetten, R., Proops, J. L. R., 1998: Ecological economics: concepts and methods. – Reprinted, Cheltenham [u.a.], Elgar.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

Garrod, G., Willis, K. G., 1999: Economic valuation of the environment: methods and case studies. – Cheltenham [u.a.], Elgar.

Hackl, F., 1997: Contingent Valuation als Instrument zur ökonomischen Bewertung der Landschaft. – Frankfurt am Main [u.a.], Lang.

Hampicke, U., 1991: Naturschutz-Ökonomie. – 1. Aufl., Stuttgart, Ulmer.

Hanusch, H., 1994: Nutzen-Kosten-Analyse. – 2., überarb. Aufl., München, Vahlen.

Holst-Jørgensen, B., 1993: Erfahrungen beim Erhalt von Heideflächen im staatlichen Walddistrikt Ulfborg, Jütland. – NNA-Berichte 6, 3, 67–79.

Ignizio, J. P., 1976: Goal programming and extensions. – Lexington, Mass. [u.a.], Lexington Books.

Ignizio, J. P., Cavalier, T. M., 1994: Linear programming. – Englewood Cliffs, NJ [u.a.], Prentice Hall.

Jung, M., 1996: Präferenzen und Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität im Agrarbe-

reich. – Frankfurt am Main [u.a.], Lang.

Kaiser et al., 1995: Pflege- und Entwicklungsplan Lüneburger Heide. Gutachten im Auftrage des Vereins Naturschutzpark e.V. [unveröffentlicht].

Klauer, B., 1998: Nachhaltigkeit und Naturbewertung: welchen Beitrag kann das ökonomische Konzept der Preise zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit leisten? – Heidelberg, Physica-Verlag.

Kolodziejcok, K.-G., 2000: Nationalparke am Wendepunkt? – Anmerkungen zu den Entscheidungen des OVG Lüneburg und des Bundesverwaltungsgerichts zum Nationalpark Elbtalaue. – Natur und Recht 22, 5, 251–254.

Layard, R., 1996: Cost-benefit Analysis. – Cambridge: Cambridge University Press.

Lettmann, A., 1995: Akzeptanz von Extensivierungsstrategien in Nordrhein-Westfalen. – Bonn, Friedrich-Wilhelms-Universität.

Levin, H. M., McEwan, P. J., 2001: Cost-effectiveness analysis: methods and applications. – 2nd ed., Thousand Oaks, Calif [u.a.], Sage Publications.

Luz, F., 1994: Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte: Determinanten lokaler Akzeptanz und Umsetzbarkeit von landschaftsplanerischen Projekten zur Extensivierung, Biotopvernetzung und anderen Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes. – Frankfurt am Main [u.a.], Lang.

Manz, U., 1983: Zur Einordnung der Akzeptanzforschung in das Programm sozialwissenschaftlicher Begleitforschung. – Hochschulschriften zur Betriebswirtschaftslehre 19. München, Florentz.

Meyerhoff, J., 2001: Nicht-nutzungsabhängige Wertschätzungen und ihre Aufnahme in die Kosten-Nutzen-Analyse. – Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 24, 3, 393–416.

Meyerhoff, J., 2002: Die Zahlungsbereitschaft der Nicht-Nutzer für den Schutz des Wattenmeeres: Ausdruck ökonomischer Präferenzen? – Jahrbuch für Wirtschaftswissenschaften. Göttingen, 316–338.

Mühlenkamp, H., 1994: Kosten-Nutzen-Analyse. – München [u.a.], Oldenbourg.

Niedersächsisches Landesamt für Statistik, 2003: NLS-Online. www.nls.niedersachsen.de.

Niemeyer, T., Fottner, S., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 65–79.

Pommerehne, W. W., 1987: Präferenzen für öffentliche Güter: Ansätze zu ihrer Erfassung. – Tübingen, Mohr.

Romero, C., 1991: Handbook of critical issues in goal programming. – Oxford [u.a.], Pergamon Press.

Romero, C., 1997: Goal programming and multiple criteria decision making: some reflections. – In: Proceedings of the Twelfth International Conference on Multiple Criteria Decision Making, Hagen (Germany). Berlin, Springer.

Rommel, K., 1998: Methodik umweltökonomischer Bewertungsverfahren: Kosten und Nutzen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. – Regensburg, Transfer-Verlag.

Runzheimer, B., 1995: Lineare Planungsrechnung und Netzplantechnik: Simplex-Methode, Transport-Methode, Strukturplanung, Zeitplanung, Zeit-Kosten-Planung, Anwendungsmöglichkeiten. – 6. Aufl., Wiesbaden, Gabler.

Schmid, A. A., 1989: Benefit-cost analysis: a political economy approach. – Boulder, Colorado [u.a.], Westview Press.

Schmidt, L., Melber, A., 2004: Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands. – NNA-Berichte 17, 2, 145–164.

Schönbäck, W., Kosz, M., Madreiter, T., 1997: Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse. – Wien [u.a.], Springer.

Schuster, K., Lantermann, E.-D., 2002: Lebensstilanalyse in der Naturschutzkommunikation – Ein Instrument zur Akzeptanzsteigerung für den Naturschutz. – Natur und Landschaft 77, 3, 116–119.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

Stoll-Kleemann, S., 2001: Opposition to the designation of protected areas in Germany. – Journal of Environmental Planning and Management 44, 1, 109–128.

Sugden, R., Williams, A., 1988: The principles of pratical cost-benefit analysis. – Repr, Oxford, Univ. Press.

Tisdell, C., 2003: Ecological and environmental economics: selected issues and policy responses. – Cheltenham [u.a.], Elgar.

Wiegard, K., 1996: Kosten der Freiflächenpflege durch Mutterkuhhaltung, Schafhaltung oder mechanische Pflegemaßnahmen. – Göttingen: FB Agrarwissenschaften, Diplomarbeit. [unveröffentlicht].

Wöhe, G., Döring, U., 2000: Einführung in die allgemeine Betriebswirtschaftslehre. – 20., neubearb. Aufl., München, Vahlen.

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Forstw. Jan Müller
Prof. Dr. Stefan Schaltegger
Centre for Sustainability Management (CSM)
Universität Lüneburg
D-21332 Lüneburg

Auswirkungen von Heidepflegeverfahren auf umweltrelevante Schutzgüter

von Thomas Kaiser*

1 Einleitung

Die in der Praxis bewährten Pflegeverfahren zum Erhalt von Sand- und Moorheiden Brennen, Beweiden, Plaggen, Schoppern und Mähen (zum Beispiel *Lütkepohl & Kaiser* 1997, *Kaiser & Wohlgemuth* 2002, *Lütkepohl* 2002) können positive, aber auch negative Auswirkungen auf Natur und Umwelt haben. Die in § 2 BNatSchG verankerten Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege besagen unter Nr. 5: „Schädliche Umwelteinwirkungen sind auch durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege gering zu halten; empfindliche Bestandteile des Naturhaushalts dürfen nicht nachhaltig geschädigt werden." Um diesen Gesichtspunkt zu berücksichtigen, müssen die Vor- und Nachteile der verschiedenen Pflegeverfahren aufgezeigt und aus Sicht der umweltrelevanten Schutzgüter bewertet werden. Betrachtungen zu möglichen schädlichen Umweltauswirkungen von Pflegemaßnahmen beschränken sich in der publizierten Literatur bisher weitgehend auf die Schutzgüter Tiere und Pflanzen sowie seltener noch Boden. *Wulf* (2001: 481–482) fordert: „Führt man Maßnahmen zum Schutz der Lebewelt von Zwergstrauchheiden durch (z.B. Brennen, Plaggen, Mähen, Beweiden), dann sollte geprüft werden, welche Konsequenzen diese Handlungen für den Boden, das Wasser und das Klima haben." *Steidl* (2002) liefert mit der Analyse der Beweidung von Feuchtgrünland eines der wenigen Beispiele für eine relativ umfassende Berücksichtigung aller Schutzgüter. Mit dieser Arbeit soll eine Analyse der Umweltauswirkungen der typischen Pflegemaßnahmen in Sand- und Moorheiden vorgelegt werden, um Abwägungsgrundlagen für mögliche innerfachliche Zielkonflikte zu liefern (vergleiche *Wulf* 1995).

Die normativ legitimierten umweltrelevanten Schutzgüter lassen sich aus § 1 und 2 BNatSchG sowie § 2 UVPG ableiten: Mensch, Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima, Landschaft, Kulturgüter, sonstige Sachgüter sowie die Wechselwirkungen zwischen den vorgenannten Schutzgütern. Innerhalb des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 sind darüber hinaus die für die jeweiligen Schutzgebiete gemäß § 33 BNatSchG benannten Erhaltungsziele und Schutzzwecke zu beachten (Abb. 1). Hierbei handelt es sich um einen Spezialfall der Schutzgüter Tiere und Pflanzen, weil es gilt, bestimmte Lebensraumtypen und Arten in einen günstigen Erhaltungszustand zu versetzen oder in einem solchen zu erhalten.

Abb. 1: Heidepflegeverfahren und zu beachtende umweltrelevante Schutzgüter.

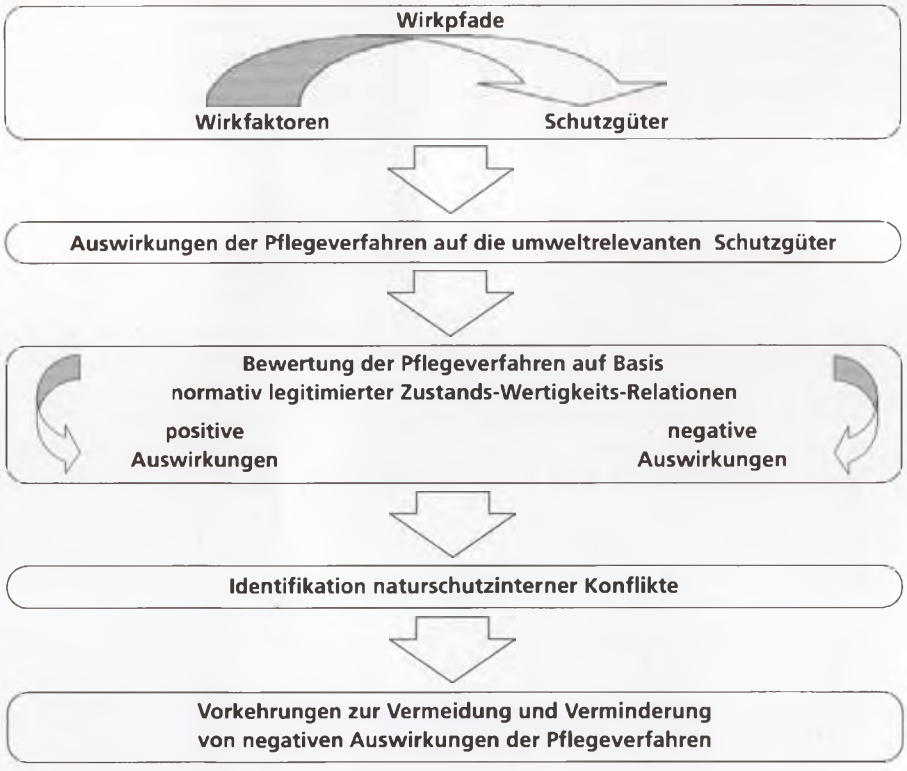


Abb. 2: Vorgehensweise bei der Analyse der Auswirkungen der Pflegeverfahren auf die umweltrelevanten Schutzgüter.

* 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".

Tab. 1: Modellierung der Pflegeverfahren.
Ziffer = Die Ziffern benennen die Abfolge der jeweils relevanten Teilarbeitsschritte.

Teilarbeitsschritte	Pflegeverfahren					
	Brand	Beweidung	Plaggen	Schoppern	Mahd	Sukzession
Monitoring der Vegetationsentwicklung für die Pflegeplanung	1	1	1	1	1	
maschinelle Mahd von Randstreifen	2					
kontrolliertes Abbrennen der Vegetationsdecke	3					
wiederkehrende Beweidung mit Heidschnucken und Ziegen		2				
maschinelles Plaggen			2			
maschinelles Schoppern				2		
maschinelles Mähen					2	
maschineller Abtransport des gewonnenen Materials			3	3	3	
Verwertung bzw. Entsorgung des gewonnenen Materials			4	4	4	
der Maßnahme anschließende temporäre Sukzessionsentwicklung	4		5	5	5	
dauerhafte Sukzessionsentwicklung						1

2 Methodisches Vorgehen

Die Vorgehensweise bei der Analyse der Auswirkungen der Pflegeverfahren auf umweltrelevante Schutzgüter (Abb. 2) lehnt sich an dem methodischen Vorgehen im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsstudie an, auch wenn es sich bei den zu untersuchenden Pflegeverfahren nicht um Vorhaben handelt, die gemäß Anlage zu § 3 UVPG der Pflicht einer Umweltverträglichkeitsprüfung unterliegen. Diese Herangehensweise hat den Vorteil, dass auf normativ gut legitimierte Bewertungsverfahren und Analysemethoden zurückgegriffen werden kann.

Im ersten Schritt werden die Verfahren zur Heidepflege modelliert und die von ihnen ausgehenden Wirkfaktoren und Wirkungspfade mit den zu betrachtenden Schutzgütern in Beziehung gesetzt. Anhand von Literaturrecherchen und den Ergebnissen der Teilpro-

Tab. 2: Wirkfaktoren und -pfade in Bezug auf die umweltrelevanten Schutzgüter – Beispiel Schutzgut „Tiere".
Die Ziffern geben die Teilarbeitsschritte gemäß Tabelle 1 an. „S" im Tabellenkopf = Sukzession.
• = Wirkfaktor trifft auf den jeweiligen Teilarbeitsschritt zu.

	Wirkfaktoren																				
	Brand				Beweidung		Plaggen					Schoppern					Mahd					S
Wirkpfade	1	2	3	4	1	2	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1
Verletzung oder Tötung von Tieren durch Tritt, Überfahren, mechanische Beschädigung oder Verbrennen	•	•	•		•	•	•	•	•			•	•	•			•	•	•			
Abwandern oder Sterben von Tieren durch plötzliche Beseitigung vorhandener Habitatstrukturen		•	•					•					•					•				
Abwandern von Tieren durch Verschwinden von Habitatstrukturen und Nahrungsquellen im Sukzessionsverlauf				•							•					•					•	•
Zuwandern von Tieren durch Entwicklung neuer Habitatstrukturen und Nahrungsquellen im Sukzessionsverlauf				•							•					•					•	•
Vertreibung störempfindlicher Arten durch die Anwesenheit von Menschen, durch Lärmemissionen und Bewegung der eingesetzten Maschinen sowie durch Feuer	•	•	•		•	•	•	•	•			•	•	•			•	•	•			
Ausbreitung von Arten durch Menschen, Weidetiere und Maschinen als Vektoren	•	•	•		•	•	•	•	•			•	•	•			•	•	•			

Tab. 3: Einschätzung der Auswirkungen der Pflegeverfahren auf die Schutzgüter.
+ = erhebliche positive Auswirkungen möglich, – = erhebliche negative Auswirkungen möglich, o = offensichtlich keine entscheidungserheblichen Auswirkungen.

Schutzgüter und Wirkpfade	Brand	Beweidung	Plaggen	Schoppern	Mahd	Sukzession
Mensch						
Lebensgefahr durch außer Kontrolle geratene Feuer*	o	o	o	o	o	o
Unfallgefahren*	o	o	o	o	o	o
Gesundheitsschäden durch Einatmen von Abgasen der eingesetzten Maschinen	o	o	o	o	o	o
Gesundheitsschäden durch Einatmen belasteter Luft während des Brennvorgangs	o	o	o	o	o	o
Minderung der Erholungsqualität der Landschaft durch Lärmemissionen der eingesetzten Maschinen	o	o	o	o	o	o
Minderung der Erholungsqualität durch Geruchsbelästigung während des Brennvorgangs	o	o	o	o	o	o
Minderung der Erholungsqualität durch den Anblick frischer Brand, Plagg-, Mahd- oder Schopperflächen sowie zwischengelagerten organischen Materials	–	o	–	–	–	o
Erhöhung der Erholungsqualität durch verjüngte Heideflächen	+	+	+	+	+	o
Erhöhung der Erholungsqualität durch Anwesenheit von Tierherden (Heidschnucken)	o	+	o	o	o	o
Tiere						
Verletzung oder Tötung von Tieren durch Tritt, Überfahren, mechanische Beschädigung oder Verbrennen	–	–	–	–	–	o
Abwandern oder Sterben von Tieren durch plötzliche Beseitigung vorhandener Habitatstrukturen	–	o	–	–	–	o
Abwandern von Tieren durch Verschwinden von Habitatstrukturen und Nahrungsquellen im Sukzessionsverlauf	o	o	o	o	o	–
Zuwandern von Tieren durch Entwicklung neuer Habitatstrukturen und Nahrungsquellen im Sukzessionsverlauf	+	+	+	+	+	+
Vertreibung störempfindlicher Arten durch die Anwesenheit von Menschen, durch Lärmemissionen und Bewegung der eingesetzten Maschinen sowie durch Feuer	o	o	o	o	o	o
Ausbreitung von Arten durch Menschen, Weidetiere und Maschinen als Vektoren	o	+	o	o	o	o
Pflanzen						
Schädigung von Pflanzen durch den Pflegevorgang	–	–	–	–	–	o
Artenwandel durch veränderte Standortbedingungen (Nährstoffexporte, Nährstoffimporte, Humussituation, Belichtung)	+	+	+	+	+	o
Ausbreitung von Arten durch Menschen, Weidetiere und Maschinen als Vektoren	o	+	o	o	o	o
Boden						
erhöhte Erosionsgefahr durch vollständige oder teilweise Beseitigung der schützenden Vegetationsdecke	–	o	–	–	o	o
Nivellierung des Mikroreliefs durch Befahren und mechanische Arbeitsvorgänge	o	o	–	–	–	o
Bodenverdichtung durch Trittbelastung oder Befahren mit Maschinen	o	o	o	o	o	o
Bodenkontamination bei Leckagen der eingesetzten Maschinen und Geräte	o	o	o	o	o	o
Eintrag von Fremdstoffen über den Luftpfad aus Abgasen der eingesetzten Maschinen und Geräte	o	o	o	o	o	o
Eintrag von während des Brennens freigesetzten Stoffen über den Luftpfad	o	o	o	o	o	o
Standortausmagerung durch Export von Biomasse oder Auswaschung	+	+	+	+	+	o
Nährstoffanreicherung durch Exkremente von Weidetieren auf Teilflächen	o	–	o	o	o	o
Beseitigung von Rohhumusauflagen	+	o	+	+	+	o
Rohhumusanreicherung und Nährstoffakkumulation	o	–	o	o	o	–
Veränderungen im Bodenprofil durch Mobilisierung und Verlagerung von Stoffen	o	o	o	o	o	o
Substitution von Düngemitteln durch Verwendung von Heidekompost oder Schafmist	o	o	o	o	o	o
Wasser						
Wasserkontamination über den Bodenpfad bei Leckagen der eingesetzten Maschinen und Geräte	o	o	o	o	o	o
Eintrag von Fremdstoffen über den Luft- und Bodenpfad aus den Abgasen der eingesetzten Maschinen und Geräte	o	o	o	o	o	o
Eintrag von während des Brennens freigesetzten Stoffen über den Luft- und Bodenpfad	–	o	o	o	o	o
Eintrag von aus der Humuszersetzung freiwerdenden Stoffen über den Bodenpfad	o	o	–	–	–	o
Eintrag von durch Bodenversauerung mobilisierten Stoffen über den Bodenpfad	o	o	o	o	o	o
Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate	+	+	+	+	+	o
Grundwassergefährdung bei der Kompostierung der anfallenden Biomasse	o	o	o	o	o	o

Tab. 3: Fortsetzung.

Schutzgüter und Wirkpfade	Brand	Beweidung	Plaggen	Schoppern	Mahd	Sukzession
Luft						
Anreicherung der Luft mit Fremdstoffen durch die Abgase der eingesetzten Maschinen und Geräte	o	o	o	o	o	o
Anreicherung der Luft mit Gasen (vor allem Kohlendioxid, Stickstoff- und Schwefelverbindungen) und festen Bestandteilen durch die Emissionen des Heidebrennens	–	o	o	o	o	o
Anreicherung der Luft mit Gasen aus dem Stoffwechsel der Weidetiere	o	o	o	o	o	o
Anreicherung der Luft mit Gasen durch Humuszersetzung	o	o	o	o	o	o
Bindung von Bestandteilen der Luft in der Vegetation durch Aufbau von Biomasse	o	o	o	o	o	o
Auskämmen von Luftbestandteilen über die Vegetation	o	o	o	o	o	+
Anreicherung der Luft mit Gasen (vor allem Kohlendioxid, Stickstoff- und Schwefelverbindungen) durch die Mineralisierung der Biomasse	o	o	o	o	o	o
Klima						
Beitrag zur Klimaerwärmung durch Emission von Treibhausgasen mit den Abgasen der eingesetzten Maschinen und Geräte	o	o	o	o	o	o
Freisetzung thermischer Energie im Rahmen des Heidebrennens	o	o	o	o	o	o
Beitrag zur Klimaerwärmung durch Emission von Treibhausgasen mit den beim Brennen entstehenden Emissionen	o	o	o	o	o	o
Schaffung von lokalklimatischen Extremsituationen durch die Beseitigung der abmildernden Vegetationsdecke (nach Brand, Plaggen, Schoppern, Mahd)	–	o	–	–	–	o
Abmilderung lokalklimatischer Extremsituationen und Erhöhung der Luftfeuchtigkeit durch das Aufwachsen von ausgleichend wirkenden Vegetationsbeständen	o	o	o	o	o	+
Beitrag zur Klimaerwärmung durch Emission von Treibhausgasen bei der Mineralisation der Biomasse	o	o	o	o	o	o
Landschaft						
vorübergehende Beeinträchtigung der naturräumlichen Eigenart und Verlärmung durch Anwesenheit von Maschinen	o	o	o	o	o	o
Brand- sowie maschinelle Plagg-, Mahd- und Schopperflächen werden als „Landschaftswunden" empfunden, da Analogien zum historischen Zustand zur Zeit der Heidebauernwirtschaft den durchschnittlichen Betrachterinnen und Betrachtern nicht bekannt sind	–	o	–	–	–	o
Weidetiere als belebende Landschaftsbildelemente von besonderer Eigenart	o	+	o	o	o	o
verjüngte und reich blühende Heideflächen als besonders attraktive Landschaftsbildelemente	+	+	+	+	+	o
von Drahtschmiele oder anderen Gräsern dominierte Heideflächen werden von durchschnittlichen Betrachterinnen und Betrachtern als untypisch und wenig attraktiv empfunden	+	+	+	+	+	–
starke Veränderung des Landschaftsbilds durch Wandel von der Offenlandschaft zum Wald durch fortschreitende Sukzessionsentwicklung	o	o	o	o	o	–
Anlagen zur Aufbereitung des anfallenden Materials überformen als technische Landschaftsbildelemente die naturräumliche Eigenart	o	o	o	o	o	o
Kulturgüter und sonstige Sachgüter						
Beeinträchtigung oder Zerstörung von Bodendenkmälern durch Nivellierung des Reliefs aufgrund von Befahren und mechanischen Pflegemaßnahmen	o	o	–	–	–	o
Erhalt und Neuentwicklung von historischen Kulturbiotopen durch Nachahmung von Nutzungsformen der historischen Kulturlandschaft	+	+	+	+	+	o
Zerstörung von historischen Kulturbiotopen durch natürliche Sukzessionsentwicklung	o	o	o	o	o	–
Zerstörung oder Schädigung von Baudenkmälern durch außer Kontrolle geratene Feuer*	o	o	o	o	o	o
sonstige Sachgüter						
Zerstörung oder Schädigung von Sachgütern durch außer Kontrolle geratene Feuer (zum Beispiel Wald- und Gebäudebrände)*	o	o	o	o	o	o

* Grundsätzlich können bei allen Pflegeverfahren Unfälle passieren, die Menschenleben in Gefahr bringen. Diese sind aber gemäß den gesetzlichen Unfallverhütungsvorschriften weitestmöglich zu vermeiden. Ebenso kann Feuer außer Kontrolle geraten und dann Kultur- und Sachgüter schädigen, was durch Einhaltung von Sicherheitsvorschriften weitestmöglich vermieden werden kann. Da davon auszugehen ist, dass die Unfallverhütungs- und Sicherheitsvorschriften tatsächlich beachtet werden, spielen diese Aspekte für die Einschätzung der Auswirkungen der Pflegeverfahren keine entscheidungserhebliche Rolle.

jekte im Rahmen des Forschungsvorhabens werden die Auswirkungen der Pflegeverfahren auf die Schutzgüter weitestmöglich präzisiert. Anhand der unterschiedlichen Betroffenheit der Schutzgüter lassen sich die Pflegeverfahren bewerten und wesentliche Vor- und Nachteile der Verfahren bestimmen. Sofern Pflegeverfahren sowohl positive als auch negative Auswirkungen haben, führt das zu naturschutzinternen Konflikten, die im Rahmen einer Güterabwägung zu lösen sind. Durch Vorkehrungen zur Vermeidung und Verminderung von negativen Auswirkungen sind naturschutzinterne Konflikte soweit wie möglich zu reduzieren. Methodische Detailhinweise finden sich jeweils zu Beginn der folgenden Kapitel.

3 Modellierung der Heidepflegeverfahren und ihrer Wirkungen auf die umweltrelevanten Schutzgüter

Die Modellierung der Heidepflegeverfahren dient dazu, Wirkfaktoren zu identifizieren, die zu signifikanten Schutzgutveränderungen führen können. Hierzu werden die Pflegeverfahren in Teilarbeitsschritte zerlegt (Tab. 1). Zum Vergleich wird als Null-Variante den Pflegeverfahren die natürliche Sukzession gegenübergestellt. Für jedes der umweltrelevanten Schutzgüter werden die von den Teilarbeitsschritten der Pflegeverfahren ausgehenden Wirkpfade dargestellt (exemplarischer Auszug in Tab. 2). Die Wechselwirkungen zwischen den Schutzgütern ergeben sich aus der Beschreibung der Wirkpfade. In Tabelle 3 erfolgt eine erste Einschätzung der Auswirkungen der Pflegeverfahren auf die umweltrelevanten Schutzgüter, um die offensichtlich für die Wahl der Pflegeverfahren nicht entscheidungsrelevanten Auswirkungen herausfiltern zu können. Als offensichtlich nicht entscheidungsrelevant werden solche Auswirkungen eingestuft, bei denen von vornherein feststeht, dass erhebliche Veränderungen der Schutzgüter nicht eintreten. Das Maß der Erheblichkeit orientiert sich dabei in Anlehnung an die UVP-Verwaltungsvorschrift daran, ob es fachgesetzliche Bewertungsmaßstäbe gibt, die eine entsprechende Umweltauswirkung als umweltrechtlich relevant berücksichtigen. Die verbleibenden entscheidungsrelevanten positiven und negativen Auswirkungen erfahren in Kap. 4 eine detailliertere Betrachtung.

4 Vergleichende Bewertung der Heidepflegeverfahren in Bezug auf ihre Umweltauswirkungen

Die nachfolgenden schutzgutbezogenen Darstellungen greifen die in Tabelle 3 dargestellten Wirkpfade auf, sofern von ihnen entscheidungsrelevante positive oder negative Auswirkungen ausgehen können. Anhand der Ergebnisse der übrigen Teilprojekte des Forschungsvorhabens wie auch der Literatur zum Thema erfolgt eine vergleichende Gegenüberstellung der Auswirkungen der verschiedenen Pflegeverfahren. Anhand umweltrechtlicher Maßstäbe erfolgt eine Bewertung der jeweils identifizierten Umweltauswirkungen. Hierzu werden die in Tabelle 4 aufgeführten Zustands-Wertigkeits-Relationen zugrunde gelegt, die sich an der von *Hartlik & Hanisch* (2002, vergleiche auch *Bechmann & Hartlik* 1996) publizierten Rahmenskala für die Bewertung von Umweltauswirkungen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen anlehnen. Nachdem Möglichkeiten der Vermeidung und Verminderung von Umweltbeeinträchtigungen aufgezeigt werden, erfolgt ein schutzgutbezogenes, die möglichen Pflegeverfahren vergleichendes Resümee. Anschließend werden die schutzgutbezogenen Resümees zu einem schutzgutübergreifenden Gesamtresümee unter Abwägung möglicher innerfachlicher Konflikte und Berücksichtigung geeigneter Vorkehrungen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen zusammengezogen (vergleiche Abb. 2).

4.1 Schutzgut Mensch

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Die Auswirkungen auf das Schutzgut betreffen die Veränderung der Erholungsqualität durch den Einfluss der Pflegeverfahren auf das Landschaftsbild. Die Besucherinnen und Besucher der Lüneburger Heide präferieren nach *Hellmann* (2002) ein Landschaftsbild, das durch einen hohen Heideanteil, Säulenwacholder, eine vereinzelte beginnende Verwaldung, einen hohen Waldanteil und vereinzelte Schafställe charakterisiert ist. Kurzfristig kommt es durch den Anblick frischer Brand-, Plagg-, Schopper- oder Mahdflächen sowie zwischengelagerten organischen Materials zu einer Minderung der Erholungsqualität, wie die nachfolgenden Zitate veranschaulichen. „Durch Plaggenhieb oder Brand entblößte Heideflächen wirken anfangs wie verwüstet" (*Ellenberg* 1996: 738). „Unästhetische Mähstreifen stören das Landschaftsbild" (*Tornede & Harrach* 1998: 208). Im Ergebnis der Besucherbefragung von *Müller & Schaltegger* (2004) wird deutlich, dass von den Besucherinnen und Besuchern frisch geplaggte und geschopperte Flächen besonders negativ bewertet werden, während Brand- und noch deutlicher Mahdflächen etwas positiver beurteilt werden. Bei der eigentlichen Durchführung der Pflegemaßnahme werden Plaggen und Brand negativ beurteilt, während Beweidung und Mahd positiv eingestuft werden. Nach Regeneration der Heide auf den Pflegeflächen werden diese wieder positiv bewertet. Auch Tiere können wichtige Landschaftsbildelemente darstellen (*Kaiser* 1999). Die Heidschnuckenherden gelten nach eigenen Erfahrungen für viele Besucherinnen und Besucher als besondere Attraktion, so dass die Beweidung der Erholungsqualität besonders förderlich ist. Die unbeeinflusste Sukzession führt über kurz oder lang zu Landschaftsbildern, die den von *Hellmann* (2002) ermittelten Präferenzen deutlich zuwiderlaufen, da die bevorzugten Landschaftsbildelemente größtenteils verloren gehen.

Bewertung der Umweltauswirkungen: Die beschriebenen Umweltauswirkungen beeinträchtigen mit Ausnahme der Beweidung für einen begrenzten Zeitraum bis zur Regeneration der Heide die Erholungsqualität der Landschaft. Verbindliche rechtliche Normen werden jedoch nicht berührt, so dass die Beeinträchtigungen dem Vorsorgebereich zuzurechnen sind. Mittelfristig werden die für die Erholungsqualität besonders bedeutsamen Landschaftselemente durch alle Pflegeverfahren gefördert, womit die Verfahren in ihren mittelfristigen Auswirkungen dem Förderbereich zuzurechnen sind. Die Auswirkungen der Beweidung können durchgängig dem Förderbereich zugerechnet werden, weil auch die Maßnahme selbst die Erholungsqualität för-

Tab. 4: Zustands-Wertigkeits-Relationen für die Bewertung der von den Pflegeverfahren verursachten Umweltauswirkungen (Rahmenskala).

Stufe	Bezeichnung	Einstufungskriterien
IV	Unzulässigkeitsbereich	Es sind deutliche Gefährdungen rechtlich geschützter Güter zu erwarten, die nicht zulässig sind. Rechtsverbindliche Grenzwerte werden überschritten oder es findet eine Überschreitung anderer rechtlich normierter Grenzen der Zulässigkeit von Eingriffen oder sonstigen Beeinträchtigungen statt, die nicht überwindbar sind.
III	Zulässigkeitsgrenzbereich (optionale Untergliederung)	Es sind deutliche Gefährdungen rechtlich geschützter Güter zu erwarten, die unter bestimmten Voraussetzungen zulässig sind. Rechtsverbindliche Grenzwerte für betroffene Schutzgüter der Umwelt werden in diesem Bereich überschritten oder es findet eine Überschreitung anderer rechtlich normierter Grenzen der Zulässigkeit von Eingriffen oder sonstigen Beeinträchtigungen statt, die nur durch Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses zu rechtfertigen sind. Hierzu gehören beispielsweise nach Naturschutzrecht nicht ausgleichbare Eingriffstatbestände, die nur durch die Nachrangigkeit der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege gerechtfertigt werden können (siehe § 11 NNatG), oder erhebliche unvermeidbare und kompensierbare Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele von Natura 2000-Gebieten, die allenfalls durch zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses (siehe § 34c NNatG) zu rechtfertigen sind. Hierzu gehören auch Grenzwertüberschreitungen, die Entschädigungsansprüche auslösen (siehe etwa § 42 BImSchG). Optionale Untergliederung: In Abhängigkeit von der Gewichtung der zu erwartenden Gefährdungen sowie der Bedeutung beziehungsweise Empfindlichkeit betroffener Schutzgutausprägungen kann der Zulässigkeitsgrenzbereich gegebenenfalls untergliedert werden. Zum Beispiel werden nicht ausgleichbare Verluste rechtlich besonders geschützter Objekte höher gewichtet (Stufe III a) als die von nicht besonders geschützten (Stufe III b).
II	Belastungsbereich (optionale Untergliederung)	Belastungen in diesem Sinne stellen erhebliche Gefährdungen rechtlich geschützter Güter dar, die auch bei Fehlen eines überwiegenden öffentlichen Interesses zulässig sind. Unter Vorsorgegesichtspunkten anzusetzende Beeinträchtigungs-Schwellenwerte werden überschritten. Optionale Untergliederung: In Abhängigkeit von der Intensität der zu erwartenden Belastung sowie der Bedeutung beziehungsweise Empfindlichkeit betroffener Schutzgutausprägungen wird der Belastungsbereich gegebenenfalls untergliedert. Zum Beispiel kann der Verlust von Schutzgutausprägungen hoher Bedeutung der Stufe II a zugeordnet werden, um ihn von Verlusten der Schutzgutausprägungen mittlerer Bedeutung (Stufe II b) zu unterscheiden.
I	Vorsorgebereich	Der Vorsorgebereich kennzeichnet den Einstieg in die Beeinträchtigung der Schutzgüter und damit unter Umständen in eine schleichende Umweltbelastung. Die Umweltbeeinträchtigungen erreichen jedoch nicht das Maß der Erheblichkeit.
0	Neutralbereich	Der Neutralbereich umschreibt das Fehlen positiver oder negativer Auswirkungen auf das zu betrachtende Schutzgut.
+	Förderbereich	Der Förderbereich kennzeichnet positive Auswirkungen auf die Schutzgüter und damit eine Verminderung bestehender Umweltbelastungen.

dert. Die Sukzession ist kurzfristig dem Förderbereich, mittelfristig aber aufgrund des Verlusts der von den Erholungssuchenden präferierten Landschaftsbildelemente dem Vorsorgebereich zuzurechnen. Entsprechend der Intensität der Umweltauswirkungen, bei denen mittelfristige höher als kurzfristige zu gewichten sind, ergibt sich in Bezug auf das Schutzgut Mensch folgende Rangfolge zur Umweltverträglichkeit der Pflegeverfahren: 1. Beweidung, 2. Mahd, 3. Brand, 4. Plaggen und Schoppern, 6. Sukzession (Tab. 5).

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Die beschriebenen Beeinträchtigungen des Schutzguts lassen sich vermindern, indem die Maßnahmen Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd außerhalb des Zeitraums der höchsten Besucherfrequenz (Blüte der Besenheide) durchgeführt werden.

Eine weitere Verminderungsmöglichkeit besteht darin, dass diese Maßnahmen nicht im Nahbereich viel begangener Wanderwege Anwendung finden.

4.2 Schutzgut Tiere

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Durch das Feuer, die Beweidung und mechanische Einwirkungen kommt es während der Pflegemaßnahmen zu Tierverlusten. „Die zum Erhalt der Heiden notwendigen Pflegemaßnahmen sind zumeist rigorose Eingriffe, die für die momentan am betreffenden Ort lebenden Organismen einer Katastrophe gleichkommen" (*Sörensen* 1993: 63).

Heydemann & Müller-Karch (1980)

Tab. 5: Zusammenfassende Bewertung der durch die Pflegeverfahren bedingten Umweltauswirkungen.
In der Spalte R ist die Rangfolge der Umweltverträglichkeit innerhalb des jeweiligen Schutzgutes dargestellt.
Wertstufen gemäß Tab. 4 (Spalte W): IV = Unzulässigkeitsbereich, III = Zulässigkeitsgrenzbereich, II = Belastunsbereich, I = Vorsorgebereich, 0 = Neutralbereich, + = Förderbereich. Sofern gleichzeitig mehrere Wertstufen zutreffen, wird diejenige mit dem höheren Gewicht zuerst genannt.

Schutzgüter	Rangfolge der Umweltverträglichkeit (R) und Wertstufe (W) gemäß Tabelle 4											
	Brand		Beweidung		Plaggen		Schoppern		Mahd		Sukzession	
	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Mensch	3	+/I	1	+	4	+/I	4	+/I	2	+/I	6	I
Tiere	3	+/III	1	+/II	5	+/II	4	+/II	2	+/II	6	IV
Pflanzen	1	+/I	1	+/I	1	+/I	1	+/I	1	+/I	6	IV
Boden	4	I/+	2	I/+	6	I/+	5	I/+	3	I/+	1	+
Wasser	1	+/I	1	+/I	1	+/I	1	+/I	1	+/I	1	0
Luft	6	I	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0
Klima	3	I	2	I	3	I	3	I	3	I	1	+
Landschaft	2	+	1	+	2	+	2	+/I	2	+	6	I
Kulturgüter	2	+	1	+	5	+/III	4	+/III	3	+/III	6	I
sonstige Sachgüter	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0
Gesamtrangfolge	**3**		**1**		**5**		**4**		**2**		**6**	

gehen davon aus, dass durch Brand etwa 60 % der Heide-Wirbellosen auf der Brandfläche vernichtet werden. Spätere Untersuchungen deuten darauf hin, dass der Anteil der Verluste geringer ist. Betroffen sind vor allem die in der Vegetationsschicht überdauernden Arten, während solche, die sich in der Streu, im Rohhumus oder im Boden befinden oder sich während des Brands dorthin zurückziehen, in der Regel überleben können (*Puschnig & Schettler-Wiegel* 1990, *Lütkepohl* et al. 1997, *Melber & Schmidt* 2002, *Schmidt & Melber* 2004), da die Temperatur nach unten sehr schnell auf unkritische Werte absinkt (*Niemeyer* et al. 2004). Für Reptilien stellt das Brennen dagegen eine Gefahr dar (*Podloucky* 1988). Offensichlich treten auch durch Sauerstoffmangel im Boden während des Brands Verluste auf (*D. Mertens*, mündliche Mitteilung 2003). Andererseits existieren Berichte, dass Reptilien Feuereignisse überleben (*Whelan* 1995). In der Folge des Brands kommt es zum Abwandern von solchen Arten, die in der stark veränderten Struktur und Vegetation oder aufgrund des veränderten Mikroklimas keine geeigneten Habitate oder Nahrungsquellen mehr vorfinden. Neben einigen heidetypischen Arten sind das vielfach Taxa mit Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern (*Lütkepohl* et al. 1997, *Melber & Schmidt* 2002, *Schmidt & Melber* 2004). Nicht auf grüne Pflanzenteile angewiesene Arten können auf der Brandfläche weiterhin existieren (*Melber & Schmidt* 2002). Die Brandflächen werden mit fortschreitender Vegetationsentwicklung aus angrenzenden Bereichen relativ schnell wieder mit heidetypischen Wirbellosen-Arten (*Aßmann* 1982, *Puschnig & Schettler-Wiegel* 1990, *Clausnitzer* 1994, *Melber & Schmidt* 2002, *Aßmann* 2003, *Schmidt & Melber* 2004) und Reptilien (*Goldammer* et al. 1997, *Lemmel* 1997) besiedelt, sofern sich in der Nachbarschaft entsprechende Bestände befinden. Einige bestandsgefährdete Vogelarten reagieren auf abgebrannte Flächen positiv (*Lütkepohl* 1996, *Niemeyer* 1997).

Die unmittelbaren Tierverluste in Folge einer Beweidung sind im Vergleich zu den anderen Pflegeverfahren gering. Im Rahmen des Weidefraßes werden unter Umständen Entwicklungsstadien der Wirbellosen aufgenommen (*Schmidt & Melber* 2004). Bei netzbauenden Spinnen werden durch den Weidegang die Netze zerstört (*Ellenberg* 1996, *Rahmann* 1998). Die damit verbundenen Auswirkungen auf die Fauna dürften allerdings allenfalls bei sehr intensiver Beweidung relevant sein, weil die Spinnen in der Regel sehr schnell ihre Netze wieder aufbauen können. Die Nester bodenbrütender Wirbelloser (*Stuke* 1997) und die Gelege bodenbrütender Vögel können durch Schaftritt zerstört werden (*Sodeikat* 1986, *Lütkepohl* 2001), wie es detaillierter für Grünlandbiotope belegt ist (zum Beispiel *Beintema & Müskens* 1987, *Wübbenhorst* et al. 2000). Störempfindliche Vogelarten wie das Birkhuhn werden darüber hinaus in ihrem Brutgeschäft beeinträchtigt (*Lütkepohl & Prüter* 2000). Wesentlicher sind die indirekten Auswirkungen der Beweidung. Eine intensive Beweidung nivelliert nach *Lütkepohl* (1993) die Heidestrukturen und führt zur Verarmung der Fauna. Betroffen sind hiervon unter anderem Schwarzkehlchen, Braunkehlchen, Neuntöter und Ziegenmelker. Dagegen werden Vogelarten wie Brachvogel, Kiebitz, Steinschmätzer, Wiesenpieper, Feldlerche und Raubwürger durch Beweidung gefördert (*Lütkepohl* 2001). Die Untersuchungen von *Schmidt & Melber* (2004) deuten auf eine Förderung bodenbewohnender heidetypischer Wirbelloser und einen Rückgang von Arten hin, die in der Zwergstrauchschicht leben. Letzteres ist vermutlich eine Folge der geringeren Pflanzenbiomasse, des niedrigeren Strukturreichtums und der Aufnahme von Entwicklungsstadien der Wirbellosen im Rahmen des Weidefraßes. Die Weidetiere stellen Vektoren für die Ausbreitung von Arten dar, die vor allem im Fell der Weidetiere von einer zur anderen Heidefläche transportiert werden, so dass auf diese Weise eine gewisse Biotopvernetzung und ein genetischer Austausch erreicht wird (*Fischer* et al. 1995).

Beim Plaggen, Schoppern und Mähen führt der eigentliche Pflegevorgang zur Verletzung und Tötung von Tieren in nicht bekanntem Umfang (vergleiche Untersuchungen im Grünland, *Claßen* et al. 1993). Aufgrund der besonders starken Einwirkung auf die Vegetationsstruktur und Streuauflage ist der Einfluss des Plaggens offensichtlich am stärksten (siehe auch *v. Gelder & Hanekamp* 1987, *Heydemann* et al. 1994), gefolgt vom Schoppern und Mähen. Im Anschluss an die Pflegemaßnahme kommt es aufgrund der veränderten Habitatstrukturen zu einer Förderung

heidetypischer wärme- und trockenheitsliebender Arten gegenüber solchen feuchter Mikroklimate, die vielfach einen Verbreitungsschwerpunkt außerhalb der Heiden haben (*Melber* 1993, *Heydemann* et al. 1994, *Melber* et al. 2001, *Aßmann* 2003). Abraumwälle werden unter anderem von Steinschmätzer und Heidelerche als Teilhabitate angenommen (*Lütkepohl* 1993). Die insbesondere mit dem Plaggen und in abgeschwächter Form auch mit dem Schoppern verbundene Nivellierung des Mikroreliefs bedingt dagegen eine Vereinheitlichung in Bezug auf Bodenfeuchtigkeit, Bodentemperatur und Windexposition und reduziert damit die Habitatvielfalt.

Beim Brennen, Plaggen, Schoppern und Mähen besteht die Gefahr, dass Restvorkommen seltener Tierarten stark beeinträchtigt oder sogar vernichtet werden, insbesondere bei Arten, die sich nur an eng begrenzten Arealen in einem Gebiet konzentrieren wie die Zinnoberrote Röhrenspinne (*Eresus cinnaberinus*) (*Sörensen* 1993).

Die Sukzession zum Wald führt mittelfristig zum Verschwinden der heidetypischen, vielfach wärme- und trockenheitsliebenden Tierarten und zur Zuwanderung von Arten feuchter, kühler und schattiger Habitate der Wälder. Bereits die Anreicherung mit Rohhumus und Moospolstern sowie die Vergrasung der Heide bewirkt das Verschwinden diverser heidetypischer Arten (zum Beispiel *Clausnitzer* 1994). Vorübergehend kommt es aber auch zu einer Strukturanreicherung durch Verkusselungen, von denen Vogelarten wie Birkhuhn, Braunkehlchen, Schwarzkehlchen, Neuntöter, Ziegenmelker, Raubwürger und Heidelerche (*Lütkepohl* 1993, 1996, *Flade* 1996) sowie Reptilien profitieren.

Bewertung der Umweltauswirkungen: Alle Pflegeverfahren können zur Verletzung oder Tötung wild lebender Tiere besonders oder sogar streng geschützter Arten oder zur Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen, Nist-, Brut-, Wohn- oder Zufluchtsstätten führen, was grundsätzlich den Verboten des § 42 BNatSchG unterliegt. Gleichzeitig ist aber der Ausnahmetatbestand des § 43 BNatSchG erfüllt, indem die Pflegemaßnahmen entweder als eine Form der guten fachlichen Praxis entsprechenden landwirtschaftlichen Bodennutzung eingestuft werden oder die nach Landesrecht zuständigen Behörden Ausnahmen zum Schutz der heimischen Tier- und Pflanzenwelt erteilen. Der § 29 NNatG ermöglicht den Naturschutzbehörden, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für die nach §§ 24 bis 28b NNatG geschützten Teile von Natur und Landschaft im Einzelfall oder im Rahmen einer Verordnung nach den §§ 24 bis 28 anzuordnen und in diesem Rahmen einen Ausnahmetatbestand im Sinne des § 43 BNatSchG zu schaffen. Beispielsweise stellt der § 5 der Verordnung über das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" „die Nutzung der Heideflächen und Magerrasen im Rahmen der von der Bezirksregierung Lüneburg festgesetzten Pflege" frei (*Bezirksregierung Lüneburg* 1993: 286). Das kontrollierte Brennen erfordert zusätzlich eine Ausnahme von den Verboten des § 37 (2) NNatG, wonach die Bodendecke auf Wiesen, Feldrainen, ungenutztem Gelände, an Hecken, Hängen und Böschungen nicht abgebrannt werden darf. Nach § 37 (4) NNatG sind Ausnahmen unter anderem dann möglich, wenn der Schutzzweck eines geschützten Teils von Natur und Landschaft die Ausnahme erfordert und Belange des Artenschutzes nicht überwiegen. Im Gegensatz zu den sonstigen Freistellungen der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen bedarf es in diesem Fall also einer zusätzlichen Abwägung zwischen den Belangen des Schutzzwecks und denen des Artenschutzes. Diese höhere rechtliche Hürde im Falle des Brennens mit dem Abwägungsgebot führt dazu, dass die Auswirkungen dieser Maßnahme dem Zulässigkeitsgrenzbereich zuzurechnen sind, während die Auswirkungen der übrigen Maßnahmen dem Belastungsbereich zugehören. Gleichzeitig haben alle Pflegemaßnahmen auch und vielfach sogar überwiegend positive Effekte auf das Schutzgut Tiere, da die Habitatstrukturen heidetypischer Arten erhalten oder geschaffen werden, so dass die Auswirkungen gleichzeitig auch dem Förderbereich zugeordnet werden können. Die Sukzession ist zwar kurzfristig dem Neutralbereich zuzuordnen, mittelfristig sind aber erhebliche Verluste heidetypischer Arten zu erwarten. Da diese Verluste in der Regel keine verbindlichen rechtlichen Normen berühren, sind die Beeinträchtigungen dem Vorsorgebereich zuzurechnen. Im Falle der Lüneburger Heide und der Diepholzer Moorniederung verstößt die dauerhafte Sukzession hin zu Waldgesellschaften aber gegen die Erhaltungsziele gemeldeter Natura 2000-Gebiete, so dass die Bundesrepublik Deutschland ihrer sich aus Artikel 6 der FFH-Richtlinie ergebenden und durch § 33 BNatSchG in nationales Recht umgesetzten Verpflichtung nicht nachkäme. Insofern ist die dauerhafte Sukzession mit dem damit verbundenen Verlust von offenen Heide- und Moorlebensräumen dem Unzulässigkeitsbereich zuzuordnen. Entsprechend der Intensität der Umweltauswirkungen ergibt sich in Bezug auf das Schutzgut Tiere bei Zugrundelegen des unmittelbaren Einflusses der Pflegemaßnahmen auf die Tierindividuen folgende Rangfolge zur Umweltverträglichkeit der Pflegeverfahren: 1. Beweidung, 2. Mahd, 3. Brand, 4. Schoppern, 5. Plaggen, wobei beim Brennen trotz der geringeren Tierverluste als beispielsweise beim Plaggen die höhere naturschutzrechtliche Hürde durch das Abwägungsgebot mit den Belangen des Artenschutzes zu beachten ist. Von der Sukzession gehen zwar keine unmittelbaren negativen Auswirkungen auf die Tierindividuen aus, aufgrund der Zuordnung zum Unzulässigkeitsbereich ist sie aber als die am wenigsten umweltverträgliche Variante einzustufen.

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Die beschriebenen Beeinträchtigungen des Schutzguts lassen sich vermindern, indem die Maßnahmen Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd zur Zeit der Vegetationsruhe durchgeführt werden, wo sich vergleichsweise viele Tiere in den schützenden Boden zurückgezogen haben. Effizientes Brennen ist allerdings unter Umständen nur durch Brände im Frühherbst zu erreichen. Eine Beweidung sollte auf Flächen mit Vorkommen bodenbrütender Vogelarten wie Birkhuhn, Brachvogel oder Kiebitz nur außerhalb der Brut- und Aufzuchtzeiten durchgeführt werden. Bei Verdacht auf Vorkommen von Restbeständen seltener und gegenüber den Maßnahmen besonders empfindlicher Tierarten, die sich an eng begrenzten Arealen in einem Gebiet konzentrieren, sollten die mechanisch oder per Brand zu pflegenden Flächen zu geeigneten Jahreszeiten vor Durchführung der Maßnahme auf

entsprechende Vorkommen überprüft und die Abgrenzung der Maßnahmenflächen so gewählt werden, dass die Bestände verschont bleiben. Die Maßnahmen Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd sollten relativ kleinflächig (maximal 1 bis 2 ha) und in räumlicher Beziehung zu nicht behandelten Flächen durchgeführt werden, damit eine Wiederbesiedlung möglich ist. Um eine möglichst schnelle und vollständige Besiedlung der Pflegeflächen durch an lückige Verhältnisse angepasste Arten zu erreichen und den an alte Heidestadien gebundenen Arten Ausweichmöglichkeiten zu schaffen, ist es besonders sinnvoll, wenn auf der einen Seite an eine Pflegefläche ein noch junger und auf der anderen Seite ein alter Heidebestand angrenzt. Abbildung 3 zeigt schematisch eine mögliche Pflegeabfolge, die diese Vorgabe berücksichtigt.

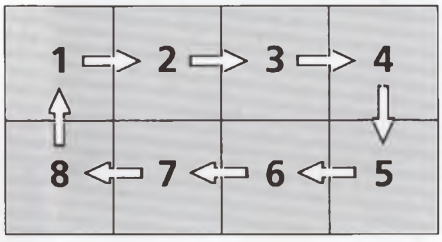


Abb. 3: Schema einer möglichen Pflegeabfolge bei Brand und mechanischen Pflegeverfahren, die das Ausweichen und Wiederbesiedeln durch die Heidefauna besonders unterstützt.

4.3 Schutzgut Pflanzen

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Das Brennen und die mechanischen Pflegemaßnahmen haben zunächst einschneidende Auswirkungen auf die Flora und Vegetation. Zumindest werden die oberirdischen Sprossteile weitgehend beseitigt, im Falle des Schopperns und noch stärker beim Plaggen darüber hinaus auch unterirdische Sprossteile und ein Teil der Diasporenbank (*Gimingham* 1972), so dass die Flächen unmittelbar nach Maßnahmendurchführung weitgehend frei von Vegetation erscheinen (*Fottner* et al. 2004b, *Kaiser & Stubbe* 2004). Die Flechtenpopulationen werden durch das Feuer fast vollständig vernichtet (*Schröder* 1989, *Müller* et al. 1997). Die Moosschicht stirbt großflächig im oberen Bereich auf Grund der Hitzeeinwirkung ab (*Fottner* et al. 2004b). Im Anschluss an den Brand kommt es jedoch in der Regel relativ schnell zu einer Regeneration der Vegetation aus auf der Fläche noch vorhandenen Sprossteilen und Diasporen sowie durch Zuwanderung aus dem Umfeld. Nach allen Pflegeverfahren stellt sich relativ kurzfristig wieder eine typische Sand- oder Moorheide-Vegetation ein (zum Beispiel *Muhle* 1974, *Reininghaus & Schmidt* 1982, *Runge* 1983, *Pott & Hüppe* 1991, *Hüppe* 1993, *Ellenberg* 1996, *Mirsch* 1997, *Fottner* et al. 2004b, *Kaiser & Stubbe* 2004). Teilweise ist ein temporäres Vergrasungsstadium zwischengeschaltet (*Gimingham* 1972, *Hüppe* 1993, *Keienburg & Teske* 2003, *Fottner* et al. 2004b), jedoch nicht immer (*Kaiser* 1995). Teilweise bildet sich außer bei Mahdflächen vorübergehend auch eine vom Kleinen Sauerampfer (*Rumex acetosella*) bestimmte Phase (*Schröder* 1989, *Pott & Hüppe* 1991, *Fottner* et al. 2004b). Dichtere Pfeifengras-Bestände (*Molinia caerulea*) lassen sich allerdings vielfach nicht allein durch mechanische Pflegemaßnahmen und Brand in zwergstrauchreiche Bestände überführen (*Kaiser & Stubbe* 2004). Die Besenheide (*Calluna vulgaris*) verjüngt sich nach Plaggen und Schoppern generativ, nach Brand und Mahd vegetativ und generativ (*Lütkepohl* 1993, *Fottner* et al. 2004b). Die veränderten Standortbedingungen nach Durchführung der Maßnahmen bewirken während der Regeneration der Vegetation zumeist einen Artenwandel, insbesondere den Rückgang von Arten der Heide-Degenerationsstadien wie der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) (*Kaiser & Stubbe* 2004). Einige Pflanzenarten zeigen eine Präferenz für junge Heiden auf relativ frisch behandelten Flächen, zum Beispiel die Quendelseide (*Cuscuta epithymum*) (*Schröder* 1989, *Kaiser & Stubbe* 2004). Bärlapp-Arten scheinen durch den Heidebrand gefördert zu werden (*Kaiser* 2003, 2004). Auf Findlingen wachsende Flechten können durch die Emissionen des Heidebrands (*Müller* et al. 1997) oder durch das Verrücken der Findlinge im Rahmen mechanischer Pflegemaßnahmen geschädigt werden.

Die Beweidung hat weniger einschneidende Auswirkungen auf die Vegetation. Sie führt mittelfristig zu einer Selektion bestimmter Pflanzensippen. Bewehrte Arten und solche mit bestimmten Strukturen oder Inhaltsstoffen werden weitgehend gemieden (*Hüppe* 1993), während andere Arten ganzjährig oder zumindest im jungen Zustand bevorzugt gefressen werden (zum Beispiel *Beyer* 1968, *Eigner* 1995). Das Fraßverhalten der Schafe in den Moorheiden der Diepholzer Moorniederung beschreibt *Niemeyer* (2001). Das besonders tritt- und beweidungsunempfindliche Borstgras (*Nardus stricta*) sowie die Thymian-Arten (*Thymus serpyllum, T. pulegioides*) werden in Folge der Beweidung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" deutlich gefördert. Dagegen erfahren die Ginster-Arten (*Genista anglica, G. pilosa*) offensichtlich eine leichte Förderung in Weideruhezonen (*Kaiser* 2004), während *Schröder* (1989) sowie *Pott & Hüppe* (1991) auf eine Förderung von *Genista anglica* durch Beweidung hinweisen. Nach *Pirk & Tüxen* (1957) ist die soziologische Eigenart von Sandheiden in Bezug auf die Pilzflora am besten in beweideten Flächen ausgeprägt. Die generative Verjüngung der Besenheide wird durch Beweidung weniger gefördert als durch Brand und mechanische Pflegeverfahren. Die Weidetiere stellen Vektoren für die Ausbreitung von sich zoochor verbreitenden Arten dar, so dass auf diese Weise eine gewisse Biotopvernetzung und ein genetischer Austausch erreicht wird (*Zimmermann & Woike* 1982, *Fischer* et al. 1995).

Den vorgenannten Auswirkungen auf das Schutzgut steht der Effekt gegenüber, dass alle vorgenannten Pflegeverfahren heidetypische Pflanzenarten fördern, indem sie ein Fortlaufen der Sukzession in Richtung Wald unterbinden und die für die heidetypischen Pflanzenarten erforderlichen Standortbedingungen stabilisieren. Je nach Ausgangssituation sind die Pflegeverfahren unterschiedlich gut geeignet, dieses Ziel zu erreichen.

Die Sukzession zum Wald führt mittelfristig zum Verschwinden der heidetypischen, vielfach wärme- und lichtliebenden Pflanzenarten und zur Zuwanderung von Arten feuchter, kühler und schattiger Standorte der Wälder (*Schlieske* 1992, *Ellenberg* 1996). Bereits die Anreicherung mit Rohhumus hemmt die Verjüngung der Besenheide (*Calluna vulgaris*), fördert die Entwicklung der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und bedingt eine Ausbildung dichter Moospolster. Die Heiden entwickeln

sich zu an Differenzialarten verarmten Gesellschaftsausbildungen, die zumeist von Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) oder Pfeifengras (*Molinia caeruela*) dominiert werden (*Tüxen* 1973, *Schröder* 1989, *Dierßen* 1993, *Lindemann* 1993). Auf einen massiven Rückgang der Flechten weist *Jacobsen* (1992) hin.

Bewertung der Umweltauswirkungen: Alle Pflegeverfahren können zur Beschädigung oder Vernichtung wild lebender Pflanzen führen. Die meisten davon sind jedoch nicht besonders geschützt, so dass gemäß § 41 BNatSchG diese Handlungen zulässig sind, weil die Biotoppflege einen „vernünftigen Grund" im Sinne von § 41 (1) darstellt. Ausnahmsweise können auch besonders oder streng geschützte Arten betroffen sein, für die grundsätzlich die Vorschriften des § 42 BNatSchG gelten. Wie beim Schutzgut Tiere erläutert, ist aber der Ausnahmetatbestand des § 43 BNatSchG erfüllt. Eine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung der nach § 30 BNatSchG beziehungsweise § 28a NNatG besonders geschützten Biotope geht von den Maßnahmen nicht aus. Da die Verluste in der Regel keine verbindlichen rechtlichen Normen berühren, sind die Beeinträchtigungen des Schutzguts Pflanzen größtenteils dem Vorsorgebereich zuzurechnen. Nur bei der seltenen Betroffenheit geschützter Arten sind sie analog zum Schutzgut Tiere dem Belastungs- beziehungsweise im Falle des Brennens dem Zulässigkeitsgrenzbereich zuzurechnen. Gleichzeitig haben alle Pflegemaßnahmen auch und sogar überwiegend positive Effekte auf das Schutzgut, so dass die Auswirkungen gleichzeitig auch dem Förderbereich zugeordnet werden können. Die Sukzession ist zwar kurzfristig dem Neutralbereich zuzuordnen, mittelfristig sind aber erhebliche Verluste heidetypischer Arten zu erwarten. Auch hier gelten die beim Schutzgut Tiere gemachten Ausführungen analog. Eine sinnvolle Rangfolge bezüglich der Intensität der Umweltauswirkungen lässt sich für die Pflegeverfahren nicht aufstellen, da alle Verfahren in sehr ähnlichem Umfang Umweltauswirkungen auf das Schutzgut entfalten. Nur die Sukzession ist deutlich negativer zu beurteilen (Tab. 5).

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Die beschriebenen Beeinträchtigungen des Schutzguts lassen sich vermindern, indem die Verfahren Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd zur Zeit der Vegetationsruhe durchgeführt werden, damit eine generative Vermehrung der Pflanzen nicht behindert wird. Effizientes Brennen ist allerdings unter Umständen nur durch Brände im Frühherbst zu erreichen. Das Plaggen sollte nicht so tief erfolgen, dass die Diasporenbank vollständig beseitigt wird (*Reininghaus & Schmidt* 1982, *Behlert* 1993, *Hüppe* 1993). Zu erhaltende Bestände des Wacholders (*Juniperus communis*) und flechtenbewachsene Findlinge sollten bei den vorgenannten Verfahren ausgespart werden (*Müller* et al. 1997). Die Maßnahmen Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd sollten relativ kleinflächig (maximal 1 bis 2 ha) und in räumlicher Beziehung zu nicht behandelten Flächen durchgeführt werden, damit eine schnelle Wiederbesiedlung auch von den Rändern her möglich ist. Um eine möglichst schnelle Wiederbesiedlung der Pflegeflächen durch die an lückige und offene Verhältnisse angepassten Arten zu erreichen, ist es besonders sinnvoll, wenn auf einer Seite der Pflegefläche ein noch junger Heidebestand angrenzt. Die in Abbildung 3 dargestellte Pflegeabfolge ist auch für das Schutzgut Pflanzen geeignet.

4.4 Schutzgut Boden

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Durch die Beseitigung der schützenden Vegetationsdecke kommt es nach der Pflegemaßnahme großflächig zu einer erhöhten Erosionsgefahr. Diese ist beim Plaggen am größten, weil auch unterirdische Sprossteile der Pflanzen und die Rohhumusauflage beseitigt werden. Es folgen Schoppern, Brand und Mahd mit abnehmender Erosionsgefahr. Bei der Beweidung ergibt sich allenfalls kleinflächig im Bereich stark trittbelasteter Flächen eine etwas erhöhte Erosionsgefahr. Die mechanischen Pflegeverfahren bedingen darüber hinaus eine Nivellierung des Mikroreliefs, die umso größer ist, je intensiver in die gewachsenen Bodenstrukturen eingegriffen wird (*Gelder & Hanekamp* 1987), so dass sich als Reihenfolge abnehmender Einflüsse Plaggen, Schoppern und Mahd ergibt. Die im Interesse des Heideschutzes erwünschte Beseitigung von Rohhumusauflagen und Standortausmagerung wird am effizientesten durch das Plaggen erreicht. Auch Schoppern und Brand liefern einen nennenswerten Beitrag (*Niemeyer et al.* 2004, *Sieber* et al. 2004). Neben der Reduktion unmittelbar im Rahmen der Pflegemaßnahme kommt es auch im Anschluss daran zu einem verstärkten Rohhumusabbau und Nährstoffaustrag, da durch die intensive Sonneneinstrahlung und damit verbundene Bodenerwärmung sowie im Falle des Brands zusätzlich durch die freigesetzte Asche ein beschleunigter Stoffumsatz bewirkt wird und die Nährstoffe mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden (*Allen* 1964, *Diemont* 1997, *Goldammer* et al. 1997, *Niemeyer* et al. 2004). Die Mahd trägt ebenfalls, allerdings weniger stark zum Rohhumusabbau und Nährstoffaustrag bei. Auch unter Beweidung kommt es trotz des auf der Fläche verbleibenden Teils der Exkremente der Weidetiere zu einem gewissen Nährstoffaustrag (*Fottner* et al. 2004a). Eine Rohhumusanreicherung kann dagegen nur bei einer intensiven Beweidung verhindert werden. Die natürliche Sukzession bewirkt eine Humus- und Nährstoffanreicherung. Die Böden können sich weitgehend ungestört natürlich entwickeln, so dass der Bodenhaushalt im Gegensatz zu den Pflegevarianten nicht beeinträchtigt wird (*Leuschner* et al. 1993, *Rode* et al. 1993).

Bewertung der Umweltauswirkungen: Die von den Pflegeverfahren ausgehenden Umweltauswirkungen beeinträchtigen die natürliche Bodenentwicklung. Verbindliche rechtliche Normen werden zwar nicht berührt, wohl wird aber gegen die Grundsätze des § 2 Nr. 3 BNatSchG und die §§ 1 und 2 BBodSchG verstoßen, so dass die Beeinträchtigungen dem Vorsorgebereich zuzurechnen sind. Die Sukzession ist dagegen dem Förderbereich zuzurechnen, da ausschließlich positive Wirkungen auf die Bodenfunktionen erkennbar sind. Entsprechend der Intensität der Umweltauswirkungen ergibt sich in Bezug auf das Schutzgut Boden folgende Rangfolge zur Umweltverträglichkeit der Pflegeverfahren: 1. Sukzession, 2. Beweidung, 3. Mahd, 4. Brand, 5. Schoppern, 6. Plaggen (Tab. 5).

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Die beschriebenen negativen Umweltauswirkungen können vermindert werden, indem in ero-

sionsgefährdeten Lagen (zum Beispiel steilere Hanglagen) insbesondere auf Plaggen und Schoppern verzichtet wird. Bei einem stark ausgeprägten Mikrorelief sollten mechanische Pflegemaßnahmen nur sehr zurückhaltend eingesetzt werden.

4.5 Schutzgut Wasser

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Infolge der Pflegeverfahren kommt es zu vermehrten stofflichen Verlagerungen in das Grundwasser (*Fottner* et al. 2004a, *Niemeyer* et al. 2004, *Sieber* et al. 2004). Den geringfügigen stofflichen Belastungen des Grundwassers steht eine erhöhte Grundwasserneubildungsrate gegenüber, da die Verdunstungsrate bei Heidevegetation deutlich niedriger ist als bei Wald (*Brechtel & v. Hoyningen-Huene* 1979, *Sieber* et al. 2004).

Bewertung der Umweltauswirkungen: Die von den Pflegeverfahren ausgehenden geringfügigen Beeinträchtigungen der Wasserqualität sind dem Vorsorgebereich zuzurechnen, weil verbindliche rechtliche Normen nicht berührt werden, aber gegen die Grundsätze des § 1a WHG verstoßen wird. Die erhöhte Grundwasserneubildungsrate unter Heide bewirkt, dass die Pflegeverfahren in dieser Beziehung für das Schutzgut Wasser in den Förderbereich einzustufen sind. Bei Sukzessionsentwicklung ergeben sich keine nennenswerten Auswirkungen auf das Schutzgut. Eine Rangfolge zur Umweltverträglichkeit der Pflegeverfahren lässt sich nicht aufstellen, weil keine nennenswerten Unterschiede bestehen (Tab. 5).

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Um schädliche Stoffeinträge in Oberflächengewässer zu vermeiden, ist in erosionsgefährdeten Lagen (zum Beispiel steilere Hanglagen) insbesondere auf Plaggen, Schoppern und Brand zu verzichten, sofern sich unmittelbar unterhalb davon Gewässer befinden.

4.6 Schutzgut Luft

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Beim Brennen der Heiden werden kurzzeitig größere Mengen von Kohlendioxid sowie Stickstoff- und Schwefelverbindungen und geringere Mengen anderer Stoffe freigesetzt (*Allen* 1964, *Muhle & Röhrig* 1979, *Niemeyer* et al. 2004).

Bewertung der Umweltauswirkungen: Eine kurzzeitige Beeinträchtigung der Luftqualität wird vom Brennen verursacht. Verbindliche rechtliche Normen werden zwar nicht berührt, wohl aber werden die Ziele des § 1 BImSchG geringfügig unterlaufen, so dass die Beeinträchtigung dem Vorsorgebereich zuzurechnen ist. Bei den übrigen Pflegeverfahren und der Sukzession sind Auswirkungen nicht erkennbar, so dass sie dem Neutralbereich zugeordnet werden können.

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Eine Verminderung der Beeinträchtigungen ist dadurch möglich, dass bei sehr luftaustauschschwachen Wetterlagen auf das Brennen verzichtet wird.

4.7 Schutzgut Klima

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Durch alle Pflegeverfahren werden die auf offenen Heiden allgemein existierenden lokalklimatischen Extremsituationen erhalten, nach Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd durch die Beseitigung der abmildernden Vegetationsdecke vorübergehend zusätzlich verstärkt. Im Rahmen der Sukzession tritt dagegen eine Abmilderung des Lokalklimas durch das Aufwachsen von ausgleichend wirkender Vegetation auf (vergleiche *v. Eimern & Häckel* 1984).

Bewertung der Umweltauswirkungen: Die von den Pflegeverfahren ausgehenden Umweltauswirkungen berühren zwar keine verbindlichen rechtlichen Normen, verstoßen aber gegen die Grundsätze des § 2 Nr. 6 BNatSchG, so dass die Beeinträchtigungen dem Vorsorgebereich zuzurechnen sind. Die Sukzession ist dagegen dem Förderbereich zuzurechnen, da ausschließlich positive Wirkungen erkennbar sind. Entsprechend der Intensität der Umweltauswirkungen ergibt sich in Bezug auf das Schutzgut Klima folgende Rangfolge zur Umweltverträglichkeit der Pflegeverfahren: 1. Sukzession, 2. Beweidung, 3. Mahd, Brand, Schoppern und Plaggen (Tab. 5).

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Eine Verminderung der Beeinträchtigungen ist nicht möglich, sofern das Ziel des Erhalts offener Sand- und Moorheiden verfolgt werden soll.

4.8 Schutzgut Landschaft

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Da sich die beim Schutzgut Mensch beschriebenen Auswirkungen auf die Erholungsqualität konzentrieren und diese sich wiederum auf das Landschaftsbild beziehen, können die dort getroffenen Aussagen im Wesentlichen auf das Schutzgut Landschaft übertragen werden. Allerdings stellen auch die von den Besucherinnen und Besuchern als negativ eingestuften frischen Pflegeflächen durchaus Landschaftsbildelemente dar, die der naturräumlichen Eigenart entsprechen, da sie dem Landschaftsbild der historischen Kulturlandschaft nahe kommen. Selbst eine dem Schoppern ähnliche historische Nutzungsform gibt es. Sie kommt der von *Peters* (1862: 19) beschriebenen Gewinnung von Schafheide/Kobenheide nahe. Schafheide ist „solche Heide, die man mehr oberhalb des Bodens entnimmt, an die etwas Erde gehauen wurde" (vergleiche *Koopmann* 2001). Insgesamt geht von den Pflegemaßnahmen somit keine nennenswerte Beeinträchtigung des Landschaftsbildes aus.

Bewertung der Umweltauswirkungen: Die beschriebenen Umweltauswirkungen beeinträchtigen das Landschaftsbild nicht nennenswert, fördern aber die Landschaftsbildelemente der historischen Heidelandschaft, so dass sie für das Schutzgut dem Förderbereich zugerechnet werden. Aufgrund der mit dem Anblick der Weidetiere verbundenen besonderen Vielfalt ist die Wirkung der Beweidung besonders positiv. Die Sukzession ist kurzfristig dem Förderbereich, mittelfristig aber aufgrund des Verlusts der Landschaftsbildelemente der historischen Kulturlandschaft dem Vorsorgebereich zuzurechnen. Entsprechend der Intensität der Umweltauswirkungen ergibt sich in Bezug auf das Schutzgut Landschaft folgende Rangfolge zur Umweltverträglichkeit der Pflegeverfahren: 1. Beweidung, 2. Brand, Mahd, Schoppern und Plaggen, 6. Sukzession (Tab. 5).

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Um die subjektiv von den Besucherinnen und Besuchern als Landschaftsschäden empfundenen

jungen Pflegeflächen nicht unnötig deutlich in Erscheinung treten zu lassen, sind die Maßnahmen Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd außerhalb des Zeitraums der höchsten Besucherfrequenz (Blüte der Besenheide) durchzuführen. Eine weitere Verminderungsmöglichkeit besteht darin, dass diese Maßnahmen nicht im Nahbereich viel begangener Wanderwege durchgeführt werden und die Pflegeflächen landschaftsangepasste Flächenformen erhalten. Eine Vermeidungsmöglichkeit besteht in der gezielten Aufklärung der Besucherinnen und Besucher, um zu verdeutlichen, dass beispielsweise auch eine frisch gebrannte Fläche zur Vielfalt und Eigenart der historischen Kulturlandschaft gehört.

4.9 Schutzgut Kulturgüter

Mögliche entscheidungsrelevante Umweltauswirkungen: Die mechanischen Pflegeverfahren bedingen eine Nivellierung des Mikroreliefs und zerstören oder beeinträchtigen damit unter Umständen auch Bodendenkmäler wie Hügelgräber, Wölbäcker oder historische Wegespuren (vergleiche *Kersten* 1964). Die Auswirkungen auf diese Kulturgüter sind umso größer, je intensiver in die gewachsenen Bodenstrukturen eingegriffen wird, so dass sich als Reihenfolge abnehmender Einflüsse Plaggen, Schoppern und Mahd ergibt. In geringem Umfang kann es ähnliche Schädigungen auch beim kontrollierten Brennen geben, wenn für das Mähen von Brandstreifen oder die Bereitstellung von Feuerwehrfahrzeugen entsprechende Flächen befahren werden. Andererseits fördern alle Pflegeverfahren die Heiden und Magerrasen als Landschaftselemente von kulturhistorischer Bedeutung (historische Kulturökotope nach *Kaiser* 1994), während die Sukzession dazu führt, dass diese Elemente verloren gehen.

Bewertung der Umweltauswirkungen: Eine Zerstörung oder Beeinträchtigung von Kulturdenkmälern (Bodendenkmäler) im Sinne des § 6 NDSchG ist grundsätzlich verboten und nach § 7 NDSchG nur bei überwiegendem Interesse anderer Art zulässig, so dass die mechanischen Pflegeverfahren bei Vorhandensein entsprechender Bodendenkmäler dem Zulässigkeitsgrenzbereich zuzurechnen sind. Ansonsten sind alle Pflegemaßnahmen dem Förderbereich zuzuordnen, weil sie einen Beitrag zum Erhalt der historischen Kulturlandschaft liefern. Die von der Sukzession ausgehenden Umweltauswirkungen berühren zwar keine verbindlichen rechtlichen Normen, verstoßen aber gegen die Grundsätze des § 2 Nr. 14 BNatSchG, so dass die Beeinträchtigungen dem Vorsorgebereich zuzurechnen sind. In Bezug auf das Schutzgut Kulturgüter ergibt sich folgende Rangfolge zur Umweltverträglichkeit der Pflegeverfahren: 1. Beweidung, 2. Brand, 3. Mahd, 4. Schoppern, 5. Plaggen, 6. Sukzession, wobei beim Plaggen, Schoppern und Mähen die höhere rechtliche Hürde durch das Abwägungsgebot mit den Belangen des Denkmalschutzes zu beachten ist (Tab. 5).

Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen: Die negativen Umweltauswirkungen können vermieden werden, indem im Bereich von Bodendenkmälern auf mechanische Pflegemaßnahmen verzichtet wird.

4.10 Schutzgutübergreifendes Resümee

Tabelle 5 fasst die Bewertung der durch die Pflegeverfahren bedingten Umweltauswirkungen zusammen. Die stärksten Auswirkungen gibt es durchgängig in Bezug auf das Schutzgut Tiere. Hier liegen die Auswirkungen jeweils im Belastungsbereich, einmal sogar im Zulässigkeitsgrenzbereich. Die in Bezug auf das Schutzgut Kulturgüter ebenfalls mehrfach im Zulässigkeitsgrenzbereich befindlichen Auswirkungen lassen sich einfach vermeiden, indem mechanische Pflegemaßnahmen nicht im Bereich der ohnehin nur kleinflächig auftretenden Bodendenkmäler eingesetzt werden.

Bei Betrachtung der schutzgutbezogenen Rangfolgen der Umweltverträglichkeit wird zunächst deutlich, dass die Sukzession trotz positiver Einflüsse auf einige Schutzgüter keinesfalls eine geeignete Alternative darstellt, weil in Bezug auf zwei Schutzgüter der Unzulässigkeitsbereich erreicht wird. Unter den fünf vergleichend zu betrachtenden Pflegeverfahren schneidet die Beweidung durchgängig über alle Schutzgüter am besten ab. Es folgt die Mahd, sofern sie nicht im Bereich von Bodendenkmälern eingesetzt wird. Mit Ausnahme der relativ wenig gewichtigen und nur den Vorsorgebereich betreffenden Auswirkungen auf das Schutzgut Luft steht an dritter Stelle das Brennen. An vierter Stelle folgt das Schoppern, das bei mehreren Schutzgütern positiver als das Plaggen abschneidet, darunter auch einem Schutzgut im Belastungs- und einem im Zulässigkeitsgrenzbereich. Das Pflegeverfahren mit den stärksten Umweltbeeinträchtigungen ist das Plaggen.

Die beschriebenen Reihungen sind nicht weiter verwunderlich, da sie die unterschiedlichen Maßnahmenintensitäten widerspiegeln. Es lässt sich daraus aber nicht ableiten, dass die Pflegemaßnahmen auch in dieser Rangfolge anzuwenden sind, also etwa die Heidepflege ausschließlich durch Beweidung durchzuführen oder auf das Plaggen zu verzichten wäre. *Ellenberg* (1996) schätzt beispielsweise das Plaggen als die beste Pflegemaßnahme ein. Da die Schutzgüter fast nur im Vorsorgebereich, selten im Belastungsbereich und nur ausnahmsweise im Zulässigkeitsgrenzbereich betroffen sind, sind die Umweltauswirkungen in der Regel verhältnismäßig gering, so dass durchaus alle Verfahren nebeneinander in Betracht kommen. Beim Brennen besteht allerdings eine erhöhte rechtliche Hürde, da eine Abwägung zwischen den Pflegezielen und den Belangen des Artenschutzes erforderlich ist (Zulässigkeitsgrenzbereich). Bei allen Verfahren sind die Auswirkungen zumeist gleichzeitig dem Förderbereich zuzurechnen. Hier kann in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Ausgangszuständen der Heide jedes der Pflegeverfahren positive Auswirkungen erzielen, die bei Verzicht auf dieses Verfahren nicht möglich wären.

5 Zusammenfassung

Für die in der Praxis bewährten Heidepflegeverfahren Brennen, Beweiden, Plaggen, Schoppern und Mähen werden die Vor- und Nachteile aufgezeigt und aus Sicht der umweltrelevanten Schutzgüter bewertet. Außerdem werden Möglichkeiten der Vermeidung und Verminderung negativer Umweltauswirkungen aufgezeigt. Die stärksten Auswirkungen gibt es bei allen Verfahren in Bezug auf das Schutzgut Tiere. Unter den Pflegeverfahren schneidet insgesamt die Beweidung am besten ab.

Die anderen Verfahren folgen in der Reihenfolge Mahd, Brennen, Schoppern und Plaggen. Daraus lässt sich jedoch nicht ableiten, dass die Pflegemaßnahmen auch in dieser Rangfolge anzuwenden sind. Die negativen Umweltauswirkungen sind in der Regel verhältnismäßig gering und gleichzeitig gibt es positive Auswirkungen. In Abhängigkeit von den unterschiedlichen Ausgangszuständen der Heide kann jedes Pflegeverfahren positive Effekte erzielen, die bei Verzicht auf dieses Verfahren nicht möglich wären.

Summary

The article shows the advantages and disadvantages of burning, grazing, "plaggen", "schoppern" and mowing as approved measures in managing heathlands for nature conservation. Besides that it also shows the possibilities of avoiding and reducing the negative environmental impacts. The strongest impact of all management measures is on animals. Grazing has proved to be the best method, the others follow in the sequence of mowing, burning, "schoppern" and "plaggen". Nevertheless an order of preference may not be concluded from this. Negative impact is usually small and there is a positive impact at the same time. Depending on the different development stages of heather, each of the management measures can have positive effects which could not be achieved without applying it.

Danksagung

Für umfangreiche Literaturrecherchen und deren Betreuung danke ich Michaela Hannig (Hannover) bzw. John Oliver Wohlgemuth (Arbeitsgruppe Land & Wasser, Beedenbostel), für die Bereitstellung von Literatur Tobias Keienburg (NNA), für wertvolle Beiträge zur Entwicklung der Rahmenskala für die Bewertung der Umweltauswirkungen Ralf Bachmann und John Oliver Wohlgemuth, für die Übersetzung der Zusammenfassung Ralf Bachmann (Arbeitsgruppe Land & Wasser, Beedenbostel). Konstruktive Hinweise zum Manuskript lieferten Dr. Albert Melber, Dr. Andreas Koopmann, Dirk Mertens, Ludger Schmidt und Dr. Johannes Prüter aus dem Team des BMBF-Forschungsprojekts.

Literatur

Allen, S. E., 1964: Chemical Aspects of Heather Burning. – Journal of Applied Ecology 1, 347–367.

Aßmann, T., 1982: Faunistisch-ökologische Untersuchungen an der Carabidenfauna naturnaher Biotope im Hahnenmoor (Coleoptera, Carabidae). – Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen 9, 105–134.

Aßmann, T., 2003: Heiden als dynamischer Lebensraum für Laufkäfer. – In: *Aßmann* et al.: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae) mit Gesamtartenverzeichnis. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23, 2, 70–95.

Bechmann, A., Hartlik, J., 1996: Ist eine zukunftsfähige UVP möglich? Neue Wege der Standardisierung und des Qualitätsmanagements. – UVP-report 10, 3/4, 139–143.

Behlert, R., 1993: Das Naturschutzgebiet „Westruper Heide". – NNA-Berichte 6, 3, 46–52.

Beintema, A. J., Müskens, G. J. D. M., 1987: Nesting Success of Birds breeding in Dutch agricultural Grasslands. – Journal of Applied Ecology 24, 743–758.

Beyer, H., 1968: Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer". – Natur und Heimat 28, 4, 145–148.

Bezirksregierung Lüneburg, 1993: Verordnung der Bezirksregierung Lüneburg über das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" in den Landkreisen Harburg und Soltau-Fallingbostel vom 17. Juni 1993. – Amtsblatt für den Regierungsbezirk Lüneburg 13, 284–289.

Brechtel, H. M., Hoyningen-Huene, J. v., 1979: Einfluß der Verdunstung verschiedener Vegetationsdecken auf den Gebietswasserhaushalt. – Schriftenreihe des DVWK 40, 172–223.

Claßen, A., Kapfer, A., Luick, R., 1993: Einfluß der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. – Naturschutz und Landschaftsplanung 25, 6, 217–220.

Clausnitzer, H.-J., 1994: Zur Ökologie der Heideschrecke *Gampsocleis glabra* (Herbst 1786) in der Heide. – Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 47, 1, 7–21.

Diemont, W. H., Jansen, J., Beije, H., 1997: Fire as a management tool in Dutch heathlands. – NNA-Berichte 10, 5, 130–134.

Dierssen, K., 1993: Binnenländische und küstengebundene Heiden im Vergleich. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 5, 183–197.

Eigner, J., 1995: Renaturierung von Hochmooren – Möglichkeiten und Grenzen nach 20jähriger Erfahrung und wissenschaftlicher Begleitung. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 7, 189–217.

Eimern, J. v., Häckel, H., 1984: Wetter- und Klimakunde, 4. Aufl. – Stuttgart.

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5. Aufl. – Stuttgart.

Fischer, S. F., Poschlod, P., Beinlich, B., 1995: Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. – Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Beiheft 83, 229–256.

Flade, M., 1996: Überlegungen zu Brandheiden und ihren Biozönosen im Lichte aktueller naturschutzstrategischer Fragen im Land Brandenburg. – Natur- und Kulturlandschaft 1, 149–152.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004a: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

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

Gelder, T. v., Hanekamp, G., 1987: Richtlijnen voor het plaggen. – Bosbouwvoorlichting 26, 5, 61–68.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – London.

Goldammer, J. G., Page, H., Prüter, J., 1997: Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier. – NNA-Berichte 10, 5, 2–17.

Hartlik, J., Hanisch, J., 2001: Praxisbeispiel zur UVP in der Bauleitplanung: UVU für eine Gewerbeansiedlung im Südosten Hamburgs. – UVP-report 15, 4, 199–203.

Hellmann, K., 2002: Ermittlung von Präferenzen verschiedener Anspruchs-

gruppen für die Landschaft in einem Naturschutzgebiet. – Centrum für Nachhaltigkeitsmanagement e.V., Lüneburg.

Heydemann, B., Götze, W., Riecken, U., 1994: Ökologische Analyse der Fauna des NSG „Barker Heide". – Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Supplement 16, 13–47.

Heydemann, B., Müller-Karch, J., 1980: Biologischer Atlas Schleswig-Holstein: Lebensgemeinschaften des Landes. – Neumünster.

Hüppe, J., 1993: Entwicklung der Tieflands-Heidelandschaften Mitteleuropas in geobotanisch-vegetationskundlicher Sicht. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 5, 49–75.

Jacobsen, P., 1992: Flechten in Schleswig-Holstein: Bestand, Gefährdung und Bedeutung als Bioindikatoren. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 42, 234 S.

Kaiser, T., 1994: Der Landschaftswandel im Landkreis Celle. Zur Bedeutung der historischen Landschaftsanalyse für Landschaftsplanung und Naturschutz. – Beiträge zur räumlichen Planung 38, 417 S.

Kaiser, T., 1995: Sandheiden (*Genisto anglicae-Callunetum vulgaris*) und deren Kontaktgesellschaften auf dem NATO-Truppenübungsplatz Bergen (Niedersachsen, Lüneburger Heide). – Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg 40, 209–222.

Kaiser, T., 1999: Tiere als Landschaftsbildelemente der Elbtalaue. – In: *Härdtle, W.* (Hrsg.): Die Elbtalaue – Geschichte, Schutz und Entwicklung einer Flußlandschaft. – Lüneburg, 81–88.

Kaiser, T., 2003: Der Keulenbärlapp kehrt zurück. – Naturschutz- und Naturparke 188, 24.

Kaiser, T., 2004: Floristische und vegetationskundliche Erfolgskontrolle auf den Sandheiden und Magerrasen im Projekt „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, im Druck.

Kaiser, T., Stubbe, A., 2004: Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 17, 2, 137–144.

Kaiser, T., Wohlgemuth, J. O., 2002: Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen; beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 22, 4, 169–242.

Keienburg, T., Teske, A., 2003: Mit Liebe zum Detail – Kleinräumige Landschaftsentwicklung in der Lüneburger Heide. – Mitteilungen aus der NNA 14, 1, 33–35.

Kersten, K., 1964: Urgeschichte des Naturschutzparkes Wilsede. – Hildesheim.

Koopmann, A., 2001: An Naturschutzzielen und historischer Heidebauernwirtschaft orientierte Landwirtschaft auf Sandböden – Fallstudie Landschaftspflegehof Tütsberg (Lüneburger Heide). – Göttinger Bodenkundliche Berichte 114, 247 S.

Lemmel, G., 1997: Kriechtiere. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 231–236.

Leuschner, C., Werner, M., Danner, E., Lübbe, K., Clauß, C., Margraf, S., Runge, M., 1993: Soil profile alteration and humus accumuation during heathland-forest succession in NW Germany. – Scripta Geobotanica 21, 73–84.

Lindemann, K.-O., 1993: Die Rolle von *Deschampsia flexuosa* in *Calluna*-Heiden Mitteleuropas. – NNA-Berichte 6, 3, 10–19.

Lütkepohl, M., 1993: Maßnahmen zur Pflege von Heidelebensräumen in Nordwestdeutschland. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, 4, 15–18.

Lütkepohl, M., 1996: Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 9, 1, 48–53.

Lütkepohl, M., 2001: Die Entwicklung von Sandheiden, Moorheiden und Ackerbrachen unter dem Einfluß der Beweidung durch Heidschnucken. – Natur- und Kulturlandschaft 4, 217–223.

Lütkepohl, M., 2002: Die Heidelandschaft im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Entwicklungsgeschichte, Ökologie und Management. – Oldenburger Geoökologische Studien 5, 135–160.

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., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 54, 229–238.

Lütkepohl, M., Prüter, J., 2000: Die Vögel im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Bremen.

Melber, A., 1993: Mehrjährige Untersuchungen der Laufkäfer- und Wanzenfauna nach einer Pflegemaßnahme in einer *Calluna*-Heide. – NNA-Berichte 6, 3, 39–45.

Melber, A., Schmidt, L., 2002: Einfluss von kontrolliertem Brennen in *Calluna*-Heiden auf die Wirbellosenfauna. – Aktuelle Reihe der BTU Cottbus 8, 45–53.

Melber, A., Schmidt, L., Assing, V., 2001: Untersuchung zu Auswirkungen der Mahd von *Calluna*-Heiden auf verschiedene Insektengruppen (Insecta: Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae, Chrysomelidae; Heteroptera; Auchenorrhyncha; Caelifera). – Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg 42, 69–95.

Mirsch, A., 1997: Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brandflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme. – NNA-Berichte 10, 5, 119–128.

Muhle, O., 1974: Zur Ökologie und Erhaltung von Heidegesellschaften. – Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 145, 232–239.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 61, 71 S.

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

Müller, J., Vagts, I., Frese, E., 1997: Pflanzliche Regenerationsstrategien

und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden. – NNA-Berichte 10, 5, 87–104.

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

Niemeyer, F., 2001: Erfahrungen mit Moorschnuckenbeweidung in der Diepholzer Moorniederung. – NZH Akademie-Berichte 2, 49–58.

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.

Peters, W., 1862: Die Heideflächen Nordwestdeutschlands. – Hannover.

Pirk, W., Tüxen, R., 1957: Höhere Pilze in nw-deutschen *Calluna*-Heiden (*Calluneto-Genistetum typicum*). – Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Neue Folge 6/7, 127–129.

Podloucky, R., 1988: Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). – Mertensiella 1, 146–166.

Pott, R., Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 53, 1/2, 313 S.

Puschnig, M., Schettler-Wiegel, J., 1990: Direkte Wirkung kontrollierten Brennens auf die Überwinterungsfauna eines gestörten Hochmoores. – Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 7, 681–685.

Rahmann, G., 1998: Praktische Anleitungen für eine Biotoppflege mit Nutztieren. – Schriftenreihe Angewandter Naturschutz 14, 116 S.

Reininghaus, D., Schmidt, M., 1982: Versuche zur Regeneration und Erhaltung einer überalterten Zwergstrauchheide. – Landschaft und Stadt 14, 4, 164–185.

Rode, M. W., Leuschner, C., Clauß, C., Danner, E., Gerdelmann, V., Margraf, S., Runge, M., 1993: Changes in nutrient availability and nutrient turnover during heathland-forest succession in NW Germany. – Scripta Geobotanica 21, 85–96.

Runge, F., 1983: Die Vegetationsentwicklung in einer abgeplaggten, nassen Heide II. – Natur und Heimat 43, 2, 53-55.

Schlieske, K., 1992: Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. – Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel 16.

Schmidt, L., Melber, A., 2004: Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands. – NNA-Berichte 17, 2, 145–164.

Schröder, E., 1989: Der Vegetationskomplex der Sandtrockenrasen in der Westfälischen Bucht. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 51, 2, 94 S.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

Sodeikat, G., 1986: Untersuchungen zum Einfluß der Schafbeweidung auf bodenbrütende Vogelarten unter besonderer Berücksichtigung von Birkwildhabitaten im Naturschutzgebiet „Großes Moor" bei Gifhorn. – Manuskript, Institut für Wildtierforschung, Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.

Sörensen, U., 1993: Zur Berücksichtigung faunistischer Daten bei Heidepflegemaßnahmen in Schleswig-Holstein. – NNA-Berichte 6, 3, 63–66.

Steidl, I., 2002: Beweidung von Feuchtgrünland – Ökologische, naturschutzfachliche und betriebsökonomische Aspekte im Landschaftspflegekonzept Bayern (LPK). – Laufener Seminarbeiträge 1/02, 67–83.

Stuke, J. H., 1997: Aspekte zur Berücksichtigung verschiedener Insektengruppen bei der Naturschutzarbeit auf ausgewählten Heideflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Mitteilungen aus der NNA 8, 3, 84–90.

Tornede, D., Harrach, T., 1998: Effizienzkontrolle von Heidepflegemaßnahmen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 30, 7, 205–210.

Tüxen, R., 1973: Zum Birken-Anflug im Naturschutzpark Lüneburger Heide. Eine pflanzensoziologische Betrachtung. – Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Neue Folge 15/16, 203–209.

Wübbenhorst, J., Bairlein, F., Henning, F., Schottler, B., Wolters, V., 2000: Bruterfolg des Kiebitzes in einem trockenkalten Frühjahr. – Vogelwelt 121, 15–21.

Whelan, R. J., 1995: The ecology of fire. – Cambridge.

Wulf, A., 1995: Neue Wege im Naturschutz. – LÖBF-Mitteilungen 20, 4, 35–42.

Wulf, A. J., 2001: Die Eignung landschaftsökologischer Bewertungskriterien für die raumbezogene Umweltplanung. – Norderstedt.

Zimmermann, P., Woike, M., 1982: Das Schaf in der Landschaftspflege. – LÖLF-Mitteilungen 7, 2, 1–13.

Anschrift des Verfassers

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgruppe Land & Wasser
Am Amtshof 18
D-29355 Beedenbostel

Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Operationalisierung der Forschungsergebnisse für die naturschutzfachliche Planung

von Thomas Kaiser*

1 Einleitung

Die flächenscharfe detaillierte Planung von Pflege- und Entwickungsmaßnahmen erfolgt in erster Linie im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen (zum Beispiel *Hagius & Scherfose* 1999) sowie Managementplänen im Sinne von Art. 6 (1) der FFH-Richtlinie (vergleiche *Europäische Kommission* 2000). In vereinfachter Form werden entsprechende Planungsaussagen auch im Rahmen von Landschaftsplänen und Landschaftsrahmenplänen (zum Beispiel *Bierhals* et al. 2001, *Paterak* et al. 2001, *Kaiser & Wohlgemuth* 2002) erarbeitet. Sofern es sich um Kompensationsmaßnahmen für Eingriffe in Natur und Landschaft oder Sicherungsmaßnahmen zur Wahrung der Kohärenz des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 handelt, können auch landschaftspflegerische Begleitpläne (*Köppel* et al. 1998) und FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen (zum Beispiel *Kaiser* 2003a) entsprechende Aussagen enthalten.

Das in der praktischen Biotoppflege tätige Personal erwartet von einem solchen Planwerk, dass die Ausführung der Maßnahmen soweit vorgezeichnet ist, dass daraus die jährlich durchzuführenden Maßnahmen mit geringem Aufwand und auch ohne vertiefte Fachkenntnisse ableitbar sind. Teilweise werden daher sehr schematische Planungen entwickelt. Im Falle der von Dynamik geprägten Sand- und Moorheiden (vergleiche *Gimingham* 1972, *Rode* 1998) steht dem wie bei anderen von Dynamik und dem Ablauf natürlicher Prozesse bestimmten Konzepten zur Offenlandpflege (zum Beispiel *Klein* et al. 1997, *Finck* et al. 1998, *Riecken* et al. 1998) entgegen, dass es nicht im Sinne des Naturschutzes ist, bestimmte Landschaftszustände starr zu konservieren. In der Regel ist es vielmehr sinnvoll, analog zu den Verhältnissen zur Zeit der historischen Heidebauernwirtschaft eine Dynamik in der Entwicklung und räumlichen Verteilung im Rahmen der zum Heideökosystem gehörenden Sukzessionsabfolgen zuzulassen. Nachfolgend werden auf Grundlage der Ergebnisse des Forschungsprojekts planungskonzeptionelle Konzepte entwickelt, die die dynamischen Entwicklungsansätze aufgreifen.

* 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".

Tab. 1: Arbeitsschritte im Rahmen der Erstellung einer naturschutzfachlichen Planung (nach* Kaiser *1999a, 2003b sowie* Bernotat *et al. 2002b).

Arbeitsschritt	Funktion im Planungsprozess
Problembestimmung	Ableitung der konkreten Planungsfragestellungen unter anderem anhand von übergeordneten Leitbildern sowie Ableitung des Datenbedarfs unter anderem aus den Planungsfragestellungen, dem Planungstyp und dem Planungsmaßstab, des Erhebungsbedarfs aus dem Datenbedarf unter Berücksichtigung bereits vorliegender Informationen und Prioritätensetzung im Untersuchungsprogramm
Bestandserfassung	an der Aufgabenstellung orientiertes Programm zur Datenerhebung (Grundsatz: „So viel wie nötig, so wenig wie möglich.")
Bestandsauswertung	an den Planungsfragestellungen orientierte Aufbereitung und Analyse der Bestandsdaten als Grundlage für die Bestandsbewertung, die Entwicklung nachvollziehbarer Zielvorstellungen und die Maßnahmenplanung
Bestandsbewertung	Inwertsetzung der erhobenen und aufbereiteten Bestandsdaten als Grundlage für die Entwicklung nachvollziehbarer Zielvorstellungen, Prioritätensetzungen und die Abgrenzung von Kerngebieten und potenziellen Schutzgebieten
Zielfindung	Überprüfung, Konkretisierung und bei Bedarf Neuformulierung der Zielaussagen des Naturschutzes für den Planungsraum mit konkretem Raumbezug einschließlich der Abwägung naturschutzinterner Konflikte und der Einbeziehung der Belange des sozio-ökonomischen Umfelds (Ableitung von Leitbildern und parzellenscharfen Entwicklungszielen)
Soll-Ist-Vergleich	Vergleich der bestehenden Situation mit dem in den Entwicklungszielen beschriebenen Zustand
Ursachenanalyse	Aus- und Bewertung von aktuellen und potenziellen Zielabweichungen (= Beeinträchtigungen) und -übereinstimmungen
Maßnahmenplanung	Planung der konkreten Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zur Realisierung der Zielvorgaben
Umsetzungshinweise, Erfolgskontrollen	Hinweise zur Form der Planungsumsetzung, zu Anforderungen an Planungen und Maßnahmen anderer sowie Konzepte für zukünftige Erfolgskontrollen

2 Methodisches Vorgehen

Eine Planung, die den Anspruch auf Problemorientiertheit, Überschaubarkeit, Nachvollziehbarkeit und Kontrollierbarkeit (*Kaiser* 1999a, *Scherfose* et al. 1999) erfüllen will, gliedert sich üblicherweise in die in Tabelle 1 dargestellten Arbeitsschritte. Detaillierte Hinweise zur Vorgehensweise im Rahmen der einzelnen Arbeitsschritte finden sich bei *Kaiser* (1999a, 1999b, 2003b). Sämtliche Arbeitsschritte werden am Beispiel der Sand- und Moorheiden daraufhin überprüft, inwieweit die von Dynamik und dem Ablauf natürlicher Prozesse geprägten Konzepte zur Offenlandpflege im Sinne einer problemadäquaten planerischen Herangehensweise eine Modifikation verlangen.

Am Beispiel der gegenwärtig vorhandenen Heideflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" werden die Ausführungen veranschaulicht. Als Datenbasis werden die für die Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplans für das Naturschutzgroßprojekt „Lüneburger Heide" (vergleiche *Tönniessen* 1992, *Hagius* 1997) und darüber hinaus erhobenen Daten (insbesondere *Kaiser* et al. 1995, *Cordes* et al. 1997, *Lütkepohl & Prüter* 2000), die im Rahmen des Forschungsprojekts gewonnenen Erkenntnisse (*Keienburg & Prüter* 2004) sowie die Anforderungen an das gemeldete Natura 2000-Gebiet (EU-Vogelschutzgebiet und FFH-Gebiet) berücksichtigt. Obwohl es sich bei den Daten aus dem Pflege- und Entwicklungsplan um eine nach *Bernotat* et al. (2002a) und *Kaiser* et al. (2002) veraltete Datenbasis handelt, ist sie auch für die aktuelle Ableitung von Zielen und Maßnahmen geeignet, sofern die handlungssteuernden Parameter vor der Ausführung von Pflegemaßnahmen nacherhoben werden.

Aus Platzgründen können Zielfindung und Maßnahmenplanung nicht in allen Details dargestellt werden. Vielmehr erfolgt eine Beschränkung auf ergebnisorientierte Aussagen. Die im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplans nach dem bei *Kaiser* (1999a) beschriebenen Verfahren ermittelten grundsätzlichen Leitbilder und Entwicklungsziele werden als weiterhin gültig vorausgesetzt, so dass eine neuerliche innerfachliche Abwägung der Ziele nicht erfolgt.

3 Konzept zur Berücksichtigung dynamischer Prozesse im Planungsprozess

Im Rahmen der **Problembestimmung** wird üblicherweise ein Katalog planungsrelevanter Fragen aufgestellt, den es im weiteren Planungsprozess abzuarbeiten gilt. Im Falle der Beplanung von Sand- und Moorheiden würden beispielsweise folgende Fragestellungen die dynamischen Aspekte der Landschaftsentwicklung berücksichtigen:

- Welche Auswirkungen haben Größe, Isolationsgrad, Lage im Raum und angrenzende Nutzungen für das faunistische und floristische Entwicklungspotenzial der Flächen?
- Welche Heideentwicklungsphasen sind mit welchen Flächenanteilen anzustreben?
- Müssen die verschiedenen Heideentwicklungsphasen in einem bestimmten räumlichen Bezug zueinander stehen?
- Welche Heidezustände lösen welchen Handlungsbedarf im Sinne von Pflegemaßnahmen aus?
- Wie kann sichergestellt werden, dass es zu keiner die Heideentwicklung beeinträchtigenden Nährstoffanreicherung auf den Standorten kommt?

Bei der **Bestandsaufnahme** auf einer Heidefläche stellt sich die Frage, welchen Sinn der konkrete räumliche Bezug der Bestandsdaten hat, wenn in der Regel auf ein und derselben Parzelle nacheinander verschiedene Entwicklungsstadien angestrebt werden, die im Rahmen der Sukzessionsabfolge auseinander hervorgehen. Vielfach wird es für die Planungsaufgabe wichtiger sein, die Spannbreite der vorkommenden Heidestrukturen in ihrem floristischen und faunistischen Inventar sowie in ihrem räumlichen Beziehungsgefüge zu dokumentieren, um daraus im weiteren Planungsprozess ableiten zu können, welche Heidestrukturen zukünftig in welchem Mengenanteil und in welchem räumlichen Bezug zueinander angestrebt werden sollen. Die Ableitung der konkreten Einzelmaßnahmen aus der Bestandssituation kommt dagegen im Vergleich zu weniger dynamischen Lebensräumen (zum Beispiel Mähgrünland) eine geringere Bedeutung zu, weil die Bestandsdaten aufgrund der fortschreitenden Entwicklung bereits nach einem bis wenigen Jahren veraltet sein werden, so dass dann eine veränderte Bestandssituation auch andere Pflegemaßnahmen erfordern kann. Dieser schnelle Wandel in der Bestandssituation lässt sich mit vertretbarem Aufwand nur dadurch gebührend berücksichtigen, dass ein Teil der Bestandsaufnahmen in den Arbeitsschritt der Maßnahmenumsetzung verlagert wird. Das heißt, bestimmte handlungssteuernde Bestandsparameter sind jährlich zu erfassen, um daraus die im jeweiligen Jahr auszuführenden Maßnahmen ableiten zu können.

Da ein Teil der Bestandsaufnahme sinnvollerweise in den Arbeitsschritt der Maßnahmenumsetzung zu verlagern ist, gilt das Gleiche auch für die **Bestandsauswertung**. Die Auswertung der Erhebungen zu den handlungssteuernden Parametern hat so zu erfolgen, dass aus den Ergebnissen abgeleitet werden kann, welche Maßnahme im jeweiligen Jahr auf welcher Fläche auszuführen ist.

Im Rahmen der **Bestandsbewertung** spielt eine auf Einzelparzellen bezogene Bewertung der naturschutzfachlichen Bedeutung allenfalls eine sehr untergeordnete Rolle, weil die Dynamik der Lebensräume dazu führt, dass die Bewertungsergebnisse sehr schnell veralten und das Fixieren einmal festgestellter Werte zum Beispiel in Form einer bestimmten Heideausprägung auf einer Parzelle durch Pflegemaßnahmen kaum leistbar ist. Vielmehr ist im Arbeitsschritt der Bestandsbewertung entscheidend, dass die verschiedenen Biotopausprägungen und Habitatstrukturen der Sand- und Moorheiden naturschutzfachlich bewertet werden (vergleiche *Kaiser* 1999b, 2003b), um auf diese Weise herauszufinden, welche Ausprägungen für die naturschutzfachlichen Ziele von besonderer Wichtigkeit sind.

Im zweiten Schritt der **Zielfindung**, bei dem die Leitbilder in Form konkreter Entwicklungsziele auf die Einzelparzellen „heruntergebrochen" werden (*Kaiser* 1999a, 2003b), macht es im Falle von durch Dynamik gekennzeichneten Lebensräumen wie den Sand- und Moorheiden keinen Sinn, auf einer scharf umrissenen Parzelle einen bestimmten Zustand auf Dauer unabänderlich festzuschreiben. Für die Einzelparzelle entspricht in der Regel ein zeitliches Nacheinander verschiedener Entwicklungsstadien dem Zielzustand. Da eine völlig unbegrenzte Sukzession aber nicht gewollt ist, sind in den Ziel-

beschreibungen Entwicklungsgrenzen anzugeben, innerhalb derer Veränderungen der Lebensräume naturschutzfachlich erwünscht sind. Für derartige Zielbeschreibungen eignen sich besonders so genannte Toleranzgrenzenmodelle (*Heidt & Plachter* 1996, von *Rode* 1998 als „Leitplankenmodell" bezeichnet), die die Spannbreite der erwünschten Entwicklungsstadien aufzeigen. Es werden über die Entwicklungsziele also die Außengrenzen tolerabler Zustände und Entwicklungen beschrieben. Da das angestrebte zeitliche Nacheinander verschiedener Entwicklungsstadien mit einem räumlichen Nebeneinander der verschiedenen Stadien einhergehen muss, um den daran angepassten Arten jederzeit alle Entwicklungsstadien auf den Flächen anbieten zu können, ist im Rahmen der Entwicklungsziele zusätzlich festzulegen, mit welchen Flächenanteilen die verschiedenen Stadien im Zielzustand vorkommen und welche räumlichen Bezüge zwischen diesen Stadien vorliegen sollen.

Um der Dynamik der Lebensräume gerecht zu werden, bedarf das Grundbewertungsverfahren des **Soll-Ist-Vergleichs** einer Modifikation, die diesen Aspekt berücksichtigt (*Kaiser* 1999b). Beispielsweise lassen sich alle Entwicklungsstadien innerhalb der Toleranzgrenzen der Bewertungsstufe „Ist-Biotoptyp entspricht dem Soll-Zustand" zuordnen. Eine Differenzierung kann dann innerhalb dieser Wertstufe dahingehend erfolgen, inwieweit die Häufigkeit des Ist-Biotoptyps (Abb. 1) und inwieweit seine räumliche Verbreitung (Abb. 2) dem Soll-Zustand entspricht.

Bei der **Ursachsenanalyse** ist darauf zu achten, dass die Aus- und Bewertung von Zielabweichungen nicht nur das Vorhandensein von Landschaftszuständen außerhalb der in den Entwicklungszielen beschriebenen Toleranzgrenzen betrachtet, sondern zusätzlich auch solche Zielabweichungen, die sich aus einer vom Zielzustand abweichenden Häufigkeit oder räumlichen Anordnung ergeben.

Bei Entwicklungszielen, die dynamische Elemente enthalten, kann die **Maßnahmenplanung** nicht immer parzellenscharf erfolgen, da sich von Jahr zu Jahr je nach Fortschreiten der Entwicklung ein unterschiedlicher Maßnahmenbedarf ergeben kann. Vielmehr ist es häufig sinnvoll, für ein größeres zusammenhängendes Gebiet (zum Beispiel eine größere Heidefläche) den Pool geeigneter Maßnahmen zu benennen und zusätzlich handlungssteuernde Parameter anzugeben, anhand derer die jährliche Wahl der einzusetzenden Pflegeverfahren erfolgen kann. Um den Erfassungsaufwand in vertretbaren Grenzen zu halten, müssen die handlungssteuernden Parameter im Idealfall mit geringem Zeitaufwand und ohne Zuhilfenahme aufwendiger technischer Hilfsmittel von Personal ohne vertiefte Spezialkenntnisse erfassbar sein. Im Rahmen der Maßnahmenplanung ist darzulegen, nach welcher Erfassungsmethode welche Parameter mit welchem räumlichen Bezug zu erheben sind.

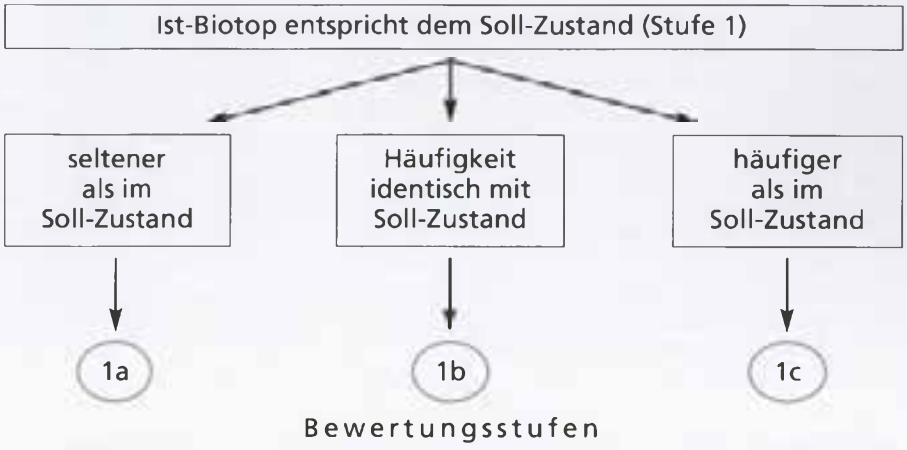


Abb. 1: Untergliederung der Wertstufen im Rahmen des Soll-Ist-Vergleichs für dynamische Prozesse umfassende Entwicklungsziele (am Beispiel der Wertstufe 1) (aus* Kaiser *1999b: 63).

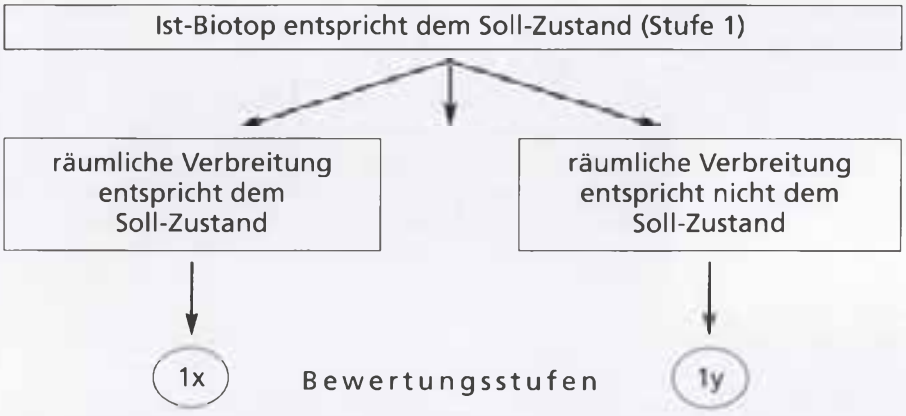


Abb. 2: Untergliederung der Wertstufen im Rahmen des Soll-Ist-Vergleiches für Entwicklungsziele, die ein bestimmtes räumliches Nebeneinander von Biotopen erfordern, ohne dass dieses parzellenscharf räumlich fixiert werden soll (am Beispiel der Wertstufe 1) (aus* Kaiser *1999b: 63).

Im Rahmen des Arbeitsschritts **„Umsetzungshinweise, Erfolgskontrollen"** erfordern dynamische Entwicklungskonzepte in erster Linie in Bezug auf Erfolgskontrollen eine besondere Herangehensweise. Hier ist es nicht ausreichend, auf einzelnen Flächen zu überprüfen, ob der geplante Zielzustand wirklich erreicht wurde, sondern stattdessen bedarf es der Untersuchung, ob die Flächen einen Zustand aufweisen, der innerhalb der in den Entwicklungszielen festgelegten Toleranzgrenzen liegt. Weiterhin bedarf es der Prüfung, ob die verschiedenen Entwicklungszustände innerhalb der Toleranzgrenzen in der gewünschten Menge und räumlichen Verteilung vorhanden sind. Um dieses mit möglichst geringem Arbeitsaufwand zu quantifizieren, eignen sich besonders Transektuntersuchungen (siehe *Kaiser* 2004b).

4 Umsetzung am Beispiel des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide"

Der Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt „Lüneburger

ger Heide" (*Kaiser* et al. 1995) macht die nachfolgenden grundlegenden Zielaussagen für die gegenwärtig vorhandenen Heideflächen. Sie lassen sich unter Berücksichtigung von Toleranzgrenzen und zur Verminderung schädlicher Begleitwirkungen wie in Tabelle 2 dargestellt weiter präzisieren. Die Angabe der Toleranzgrenzen dient insbesondere dazu, dass bei dem von Dynamik geprägten Heideökosystem auf nur bedingt vorhersehbare Entwicklungen individuell reagiert werden kann. Auf diese Weise lassen sich auch ohne starre Empfehlungen zu Wiederkehrintervallen der Heidepflegemaßnahmen (zum Beispiel *v. d. Ende* 1993) hinreichend präzise Planungsaussagen treffen, um auf dieser Basis die jährliche Maßnahmenausführung umsetzen zu können.

- Erhalt beziehungsweise Entwicklung der kompletten für die Lüneburger Heide typischen Biotop- beziehungsweise Vegetationstypenvielfalt der Zwergstrauchheiden, insbesondere großflächig auch der Pionierstadien mit Offensandbereichen, Silbergrasfluren und allenfalls sehr lockerer Zwergstrauchvegetation sowie artenreicher Lehmheiden in räumlich-zeitlicher Dynamik; dagegen Zurückdrängen der weitläufigen Bereiche mit mächtigen Rohhumusauflagen,
- Zulassen der Entwicklung weitläufiger Buschlandschaften besonders als fließende Wald-Heide-Übergangsbereiche und als Pufferbereiche am Rande der Talräume der Fließgewässer,
- Zurückdrängen dichter Wacholderhaine, sofern nicht als Sichtschutz zur Abschirmung von Störwirkungen erforderlich,
- Vorkommen der den Entwicklungszielen entsprechenden typischen Tier- und Pflanzenarten in überlebensfähigen Populationen oder als Bestandteil überlebensfähiger überregionaler Metapopulationen und kein Vorkommen von biotopuntypischen und vor allem von nicht heimischen Arten,
- menschlicher Einfluss in Form einer an die Heidebauernwirtschaft angelehnten Pflege, die Dynamik in der Entwicklung und räumlichen Verteilung im Rahmen der zum Heidesystem gehörenden Sukzessionsabfolgen nicht ausschließt.

Die in Tabelle 2 genannten ausgewählten Zielarten umfassen derzeit im Naturschutzgebiet vorkommende Tier- und Pflanzenarten sowie solche, für die es historische Nachweise aus dem Gebiet gibt und für die eine Wiederbesiedlung in absehbarer Zeit möglich ist. „Als Zielarten werden Tiere und Pflanzen ausgewählt, die als Repräsentanten für bestimmte Lebensformen und Biotoptypen fungieren und anhand derer die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen kontrolliert werden kann. Die anderen Arten der Lebensgemeinschaften werden sozusagen im Kielwasser der Zielarten mit geschützt, wenn deren Populationen durch Erhaltung ihrer spezifischen Lebensgrundlagen langfristig gesichert werden kann" (*Meyer-Cords & Boye* 1999: 100).

Die in Tabelle 2 genannten menschlichen Einflüsse lassen sich im Rahmen der Planung der Pflegemaßnahmen unter Berücksichtigung der Überlegungen zur Verminderung unerwünschter Auswirkungen auf die umweltrelevanten Schutzgüter (*Kaiser* 2004a) wie folgt präzisieren:

- Ganzjährige unterschiedlich intensive Beweidung mit Heidschnucken und einigen Ziegen im Hütebetrieb mit Ausnahme gesondert ausgewiesener Weideruhezonen, wobei auf Teilflächen die Beweidungsintensität so hoch sein muss, dass die Zwergsträucher immer wieder von unten frisch nachtreiben und kaum verholzen und damit über lange Zeit als Futtergrundlage erhalten bleiben (Höhe der Zwergsträucher hier in der Regel etwa 10 bis 15 cm, *Lütkepohl* 2002), während bei geringerer Beweidungsintensität mechanische Pflegemaßnahmen und kontrolliertes Brennen ergänzend durchzuführen sind,
- bedarfsweise im Winterhalbjahr einzusetzende mechanische Pflegemaßnahmen (Plaggen, Schoppern, Mähen, Entkusseln) sowie kontrolliertes Brennen (Letzteres auch schon im Frühherbst), wobei zu erhaltende Bestände des Wacholders und flechtenbewachsene Findlinge auszusparen sind und durch die Außenabgrenzung der Pflegeflächen möglichst vielfältige und Deckung schaffende Randstrukturen zu entwickeln sind,
- Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd relativ kleinflächig (Einzelfläche maximal 1 bis 2 ha groß, bei isolierten Heideflächen unter 10 ha Gesamtgröße Einzelfläche maximal 10 % der Gesamtfläche groß),
- Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd in räumlicher Beziehung zu nicht behandelten Flächen, wobei möglichst auf der einen Seite an eine Pflegefläche ein noch junger und auf der anderen Seite ein alter Heidebestand angrenzt (siehe Abbildung 3 in *Kaiser* 2004a),
- Brand, Plaggen, Schoppern und Mahd bei Verdacht auf Vorkommen von Restbeständen seltener und gegenüber den Maßnahmen aufgrund von geringer Ausbreitungsfähigkeit stark begrenzter lokaler Verbreitung, geringen Bestandsgrößen und hoher überregionaler Gefährdung besonders empfindlicher Tierarten (zum Beispiel Zauneidechse, Schlingnatter, Kreuzotter und Zinnoberrote Röhrenspinne [*Eresus cinnaberinus*]) nur nach Überprüfung der zu pflegenden Flächen zu geeigneten Jahreszeiten vor Durchführung der Maßnahme und Abgrenzung der Maßnahmenflächen so, dass die Tierbestände verschont bleiben,
- Brand, Plaggen und Schoppern bei Verdacht auf Vorkommen von Restbeständen von im Gebiet sehr seltenen Pflanzenarten (insbesondere *Arctostaphylos uva-ursi, Arnica montana, Botrychium lunaria, Diphasiastrum* spec., *Lycopodium clavatum* und *Ophioglossum vulgatum*) nur nach Überprüfung der zu pflegenden Flächen zu geeigneten Jahreszeiten vor Durchführung der Maßnahme und Abgrenzung der Maßnahmenflächen so, dass die Bestände verschont bleiben.

Je nach Ausgangssituation auf den Heideflächen unterscheiden sich die zu ergreifenden Pflegemaßnahmen, um schädliche Auswirkungen auf die umweltrelevanten Schutzgüter so gering wie möglich zu halten (vergleiche *Kaiser* 2004a). Für die Heiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide" stellen die Vögel eine Schlüsseldatengruppe im Sinne von *Kaiser* (2003b) dar. Aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Raumansprüche und hohen Störempfindlichkeit eignen sie sich besonders gut, eine räumliche Differenzierung der Maßnahmenplanung abzuleiten. Hinzu kommen einige andere Eingangsgrößen für die Differenzierung der Maßnahmenplanung (Tab. 3).

Die jährliche Planung der Pflegemaßnahmen umfasst die Auswahl der durch Beweiden, Plaggen, Schoppern, Mähen, Brennen und Entkusseln zu pflegenden Flächen sowie die flächenbezogene Festlegung der Beweidungsintensität auf den Weideflächen im Rahmen der Vorgaben der Tabelle 3. Da-

Tab. 2: Differenzierung der grundlegenden Zielaussagen zur Entwicklung der Heideflächen des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide" und beispielhafte Präzisierung von Toleranzgrenzen für die Entwicklungsdynamik.
Verändert und ergänzt nach* Kaiser *et al. (1995) unter Berücksichtigung der Angaben diverser Beiträge in* Cordes *et al. (1997) sowie von* Lütkepohl & Prüter *(2000),* Melber *et al. (2001) sowie* Schmidt & Melber *(2004).

Standortverhältnisse:
je nach anstehendem Ausgangssubstrat nährstoffarme Sand-, Lehm- und Moorböden, bei denen es zu keiner Nährstoffanreicherung kommt; insbesondere gilt das für den das System limitierenden Nährstoff (je nach Ausgangssituation Stickstoff oder Phosphor, *Diemont* et al. 1997, *Härdtle & Frischmuth* 1998, *Härdtle* et al. 2004)
allenfalls auf kleineren Teilflächen mächtige Rohhumusauflagen
einzelne Findlinge

Biotopausstattung:
kleine, in andere Heideausprägungen eingestreute Offensandflächen, zum Teil mit Besiedlung durch Pionierpflanzenarten
Silbergrasfluren und Sandseggen-Bestände als Pioniervegetation im Bereich junger Offensandflächen
Feinschwingelrasen als den Silbergrasfluren in der Sukzession folgendes Stadium auf älteren Offensandflächen
flechtenreiche Sandheiden auf nährstoffarmen Sandböden
Lehmheiden auf anlehmigen bis lehmigen Sandböden
Heidelbeer-Sandheiden vor allem in Nordhanglagen und entlang von Waldrändern
Krähenbeer-Sandheiden vor allem auf absonnigen Hängen und in kaltluftbeeinflussten Mulden und Tallagen
Bärentrauben-Sandheiden meist in hängigen Bereichen und auf Hochflächen
Preiselbeer-Sandheiden kleinflächig im Bereich der Heidelbeer-Sandheiden eingemischt
feuchte Sandheiden auf grundwassernahen oder stauwasserbeeinflussten und vielfach anmoorigen Standorten, teilweise in Durchdringung mit Pfeifengras- und Wiesenseggen-Beständen oder Moorheiden
Heide-Degenerationsstadien auf Flächen mit überalterten Besenheide-Beständen, teilweise mit Dominanz von Gräsern (Drahtschmiele oder Pfeifengras) (relativ geringe Flächenanteile)
Borstgrasrasen vor allem im Umfeld der Schafställe und in sonstigen trittbelasteten Bereichen (Feinschwingel-Borstgrasrasen) sowie auf anmoorigen bis moorigen Standorten (Enzian-Borstgrasrasen, Borstgras-Torfbinsenrasen); letztere vielfach in Durchdringung mit Pfeifengras-Beständen und/oder Moorheiden
stärker verkusselte Bereiche, besonders in der Nähe von Waldrändern

Toleranzgrenzen zur Biotopausstattung:
Entwicklungsstadien der Heiden und Magerrasen von der vegetationsfreien Offensand- oder Rohhumusfläche dürfen maximal bis zum Drahtschmielen- oder Pfeifengras-Degenerationsstadium führen
junge lückige Heide- und Magerrasenstadien ohne Rohhumusschichten und ohne dichte Moospolster nehmen zwischen 10 und 50 % einer jeden zusammenhängenden Heidefläche ein
ältere Heidestadien mit hohen Zwergsträuchern nehmen zwischen 10 und 50 % einer jeden zusammenhängenden Heidefläche ein
von Drahtschmiele oder Pfeifengras dominierte Heidedegenerationsstadien nehmen maximal 25 % einer jeden zusammenhängenden Heidefläche ein
Bewuchs mit Waldgehölzen (Verkusselung) darf den Offenlandcharakter der Heide nicht großflächig beeinträchtigen, kleinflächig dichterer Bewuchs mit Waldgehölzen und Wacholder darf allenfalls kurzfristig zum Kronenschluss der beteiligten Gehölze führen, im Mittel über die gesamte Fläche sollte der Deckungsgrad der Waldgehölze nach *Rückriem & Roscher* (1999) nicht über 10 % liegen
Hinweis: Sofern nachgewiesen wird, dass nicht zusammenhängende Heideflächen in einem räumlichen Verbund zueinander stehen und es bezüglich der Zielarten auf der Ebene von Metapopulationen Austauschbeziehungen zwischen den Einzelflächen gibt, ist es ausreichend, wenn die Toleranzgrenzen in Bezug auf die Summe der im Verbund stehenden Einzelflächen eingehalten werden.

Ausgewählte Zielarten in überlebensfähigen Populationen oder als Bestandteil überlebensfähiger überregionaler Metapopulationen - jeweils in alphabetischer Reihenfolge (aus Platzgründen erfolgt keine Differenzierung nach den verschiedenen Heidetypen):
Gefäßpflanzen: *Arctostaphylos uva-ursi, Arnica montana, Calluna vulgaris, Carex arenaria, Carex panicea, Corynephorus canescens, Cuscuta epithymum, Diphasiastrum tristachyum, Diphasiastrum zeilleri, Empetrum nigrum, Erica tetralix, Genista anglica, Genista pilosa, Juncus squarrosus, Juniperus communis, Lycopodium clavatum, Nardus stricta, Ophioglossum vulgatum, Polygala vulgaris, Scorzonera humilis, Thymus pulegioides, Thymus serpyllum, Vaccinium vitis-idaea, Viola canina*
Moose: *Dicranum spurium, Diplophyllum obtusifolium, Nardia scalaris, Ptilidium ciliare, Tritomaria exsectiformis*
Flechten: *Cetraria ericetorum, Cetraria islandica, Cladonia arbuscula, Cladonia cervicornis, Cladonia foliacea, Cladonia furcata, Cladonia gracilis, Cladonia pleurota, Cladonia portentosa, Cladonia zopfii, Pycnothelia papillaria*
Vögel: Birkhuhn, Brachpieper, Braunkehlchen, Feldlerche, Großer Brachvogel, Heidelerche, Kornweihe, Neuntöter, Raubwürger, Schwarzkehlchen, Steinschmätzer, Wiesenweihe, Ziegenmelker
Kriechtiere: Kreuzotter, Schlingnatter, Zauneidechse
Laufkäfer: *Agonum ericeti, Amara infima, Amara tibialis, Anisodactylus nemorivagus, Bembidion humerale, Bembidion nigricorne, Bradycellus caucasicus, Bradycellus ruficollis, Carabus nitens, Cyminidis vaporariorum, Dicheirotrichus cognatus, Syntomus foveatus*
Wanzen: *Coranus woodroffei, Ischnocoris angustulus, Macrodema micropterum, Nabis ericetorum, Nysius helveticus, Orthotylus ericetorum, Rhagognathus punctatus, Scolopostethus decoratus, Trapezonatus desertus*
Zikaden: *Ulopa reticulata, Zygina rubrovittata*
Heuschrecken: *Decticus verrucivorus, Gampsocleis glabra, Oedipoda caerulescens, Omocestus haemorrhoidalis, Stenobothrus lineatus, Stenobothrus stigmaticus*
Stechimmen: *Andrena fuscipes, Colletes succinctus, Epeolus cruciger, Nomada rufipes*
Spinnen: *Agroeca lusatica, Alopecosa fabrilis, Eresus cinnaberinus, Oxyopes ramosus*

Menschliche Einflüsse:
an die historische Heidebauernwirtschaft angelehnte Verfahren der Heidepflege

Tab. 3: Räumliche Differenzierung der Maßnahmenplanung für die Heiden.
Beim gleichzeitigen Zutreffen mehrerer Zuordnungskriterien sind die entsprechenden Besonderheiten der Maßnahmenplanung zu kombinieren.

Zuordnungskriterien	Besonderheiten des Maßnahmenplanung
1. Heide ohne eines der unter 2. bis 8. genannten Zuordnungskriterien	Ganzjährige unterschiedlich intensive Beweidung mit Heidschnucken und einigen Ziegen im Hütebetrieb mit Ausnahme einiger gesondert ausgewiesener Weideruhezonen, wobei auf Teilflächen die Beweidungsintensität so hoch sein muss, dass die Zwergsträucher immer wieder von unten frisch nachtreiben und kaum verholzen und damit über lange Zeit als Futtergrundlage erhalten bleiben (Höhe der Zwergsträucher hier in der Regel etwa 10 bis 15 cm), während bei geringerer Beweidungsintensität mechanische Pflegemaßnahmen und kontrolliertes Brennen ergänzend durchzuführen sind, außerdem bedarfsweise eingesetzte mechanische Pflegemaßnahmen (Plaggen, Schoppern, Mähen, Entkusseln) sowie kontrolliertes Brennen – Mähen nur bei noch vitaler Besenheide. Darüber hinaus kann Mähen auch auf frisch abgestorbenen Heideflächen sinnvoll sein, sofern es gleich im folgenden Winter erfolgt, um eine zusätzliche Rohhumusanreicherung zu vermeiden.
2. Heide mit überdurchschnittlich hoher Wahrscheinlichkeit für Brutvorkommen des Birkhuhns (Brutvorkommen oder Balzplätze der letzten Jahren)	Keine Beweidung während der Brut- und Jungenaufzuchtzeit (temporäre Weideruhezone) oder ganzjähriger Verzicht auf Beweidung (ganzjährige Weideruhezone), um die Störwirkungen und mögliche Gelegeverluste zu minimieren. Ansonsten siehe 1.
3. Heide in potenziellen Bruthabitaten von Großem Brachvogel oder Kiebitz	Keine Beweidung während der Brut und Jungenaufzuchtzeit (temporäre Weideruhezone), um die Störwirkungen und mögliche Gelegeverluste zu minimieren. Außerhalb dieser Zeit besonders intensive Beweidung, um die für diese Arten wichtigen niedrigen Strukturen zu schaffen. Auf Heidestadien mit hohen Zwergsträuchern wird in diesem Entwicklungszieltyp ausnahmsweise verzichtet. Ansonsten siehe 1.
4. Heide mit ausgeprägtem Mikrorelief oder Bodendenkmälern	Verzicht auf Plaggen, Schoppern und Mähen im Rahmen der Pflegemaßnahmen, um das Mikrorelief oder die Bodendenkmäler nicht zu zerstören. Ansonsten siehe 1.
5. Randflächen zu Wald auf allen größeren Heideflächen, bevorzugt bei Südexposition der Waldränder und bevorzugt auf von Pfeifengras dominierten Flächen	Zulassen einer stärkeren Verkusselung mit Gehölzen, die jedoch allenfalls kurzzeitig bis zum Kronenschluss führen darf. Die Wahl der Flächen begründet sich aus dem besonders hohen Entwicklungspotenzial (sonnenexponierte Standorte, fließender Heide-Wald-Übergang) und der besonderen Schwierigkeit, Pfeifengrasbestände in zwergstrauchdominierte Offenlandstadien umzuwandeln. Ansonsten siehe 1.
6. Heide unmittelbar oberhalb von Mooren und Gewässern in erosionsgefährdeten Hanglagen	Verzicht auf Plaggen, Schoppern und Brennen, um schädliche Stoffeinträge in die Moore oder Gewässer zu vermeiden. Ansonsten siehe 1.
7. Heide mit Weg und Vorkommen störempfindlicher Tierarten (zum Beispiel Birkhuhn)	Zulassen einer stärkeren Verkusselung oder dichter Wacholderhaine im Umfeld der Wege, um Störwirkungen zu vermindern. Ansonsten siehe 1.
8. Heide mit unmittelbar angrenzender Straße	Zulassen einer stärkeren Verkusselung oder dichter Wacholderhaine im Umfeld der Straße, um Störwirkungen und Schadstoffimmissionen zu vermindern. Gleichzeitig dient der größere Strauchreichtum dazu, die Straße zu verbergen, um das Landschaftsbild der historischen Kulturlandschaft nicht zu beeinträchtigen. Ansonsten siehe 1.

bei bestimmen die jährlich im Gelände zu überprüfenden in Tabelle 4 zusammengestellten handlungssteuernden Parameter Art und Umfang der zu ergreifenden Pflegeverfahren, soweit es im Rahmen der finanziellen und personellen Kapazitäten möglich ist. Die jährliche Erfassung der handlungssteuernden Parameter ist sinnvollerweise um ein vertiefendes Monitoring-Programm zu ergänzen, das der nachvollziehbaren Erfolgskontrolle der Heidepflegemaßnahmen dient. Nähere Hinweise dazu finden sich bei *Kaiser* (2004b) und *Prüter* (2004). Außerdem sollte zukünftig ein besonderes Augenmerk auf stoffhaushaltliche Betrachtungen gerichtet werden. In Abhängigkeit von dem vermutlich je nach Standort wechselnden Nährstoff-Minimumfaktor (*Diemont* et al. 1997, *Härdtle & Frischmuth* 1998, *Härdtle* et al. 2004) sowie von dem auf der Fläche vorhandenen Nährstoffangebot und dessen Pflanzenverfügbarkeit

Tab. 4: Handlungssteuernde Parameter für die jährliche Maßnahmenplanung.
Unter Berücksichtigung der Hinweise von *Lütkepohl* (1993, 2001, 2002), *Lütkepohl & Kaiser* (1997) sowie *Kaiser & Wohlgemuth* (2002).

handlungssteuernde Parameter	Erfassungsansatz	Folgerungen für die jährliche Maßnahmenplanung
junge lückige Heide- und Magerrasenstadien ohne Rohhumusauflagen und ohne mächtige Moospolster	stichprobenhafte Begehungen zu beliebiger Jahreszeit	bei einem Flächenanteil von über 50 % der Gesamtfläche Verzicht auf Plaggen, Schoppern, Mähen und Brennen (außer zur Bekämpfung von Störzeigern oder dichten Drahtschmielen- oder Pfeifengras-Beständen), bei einem Flächenanteil unter 10 % prioritärer Einsatz der vorgenannten Maßnahmen
ältere Heidestadien mit hohen Zwergsträuchern, unterschiedlicher Vitalität der Besenheide und Mächtigkeit der Rohhumusauflagen	stichprobenhafte Begehungen zu beliebiger Jahreszeit	bei einem Flächenanteil von über 50 % der Gesamtfläche Intensivierung der Beweidung und/oder prioritäre Anwendung von Plaggen, Schoppern, Mähen und Brennen (Plaggen und Schoppern besonders bei Rohhumusmächtigkeiten > 3 cm, Mähen nur bei noch vitaler Heide*, bei einem Flächenanteil unter 10 % (außer Heide in potenziellen Bruthabitaten von Großem Brachvogel oder Kiebitz gemäß Tab. 3, Pkt. 3) Extensivierung der Beweidung oder vollständiger Weideverzicht (außer zur Bekämpfung von Störzeigern oder dichten Drahtschmielen- oder Pfeifengras-Beständen) * Mähen kann auch auf frisch abgestorbenen Heideflächen sinnvoll sein, sofern es gleich im folgenden Winter erfolgt, um eine zusätzliche Rohhumusanreicherung zu vermeiden.
dichtere Vorkommen von Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) oder Pfeifengras (*Molinia caerulea*) mit unterschiedlicher Mächtigkeit der Rohhumusauflagen	stichprobenhafte Begehungen zu beliebiger Jahreszeit	Intensivierung der Beweidung (besonders zum Zeitpunkt des Frühjahrsaustriebs der Gräser), bei von Drahtschmiele oder Pfeifengras stark dominierten Heidedegenerationsstadien mit mächtigen Rohhumusauflagen (> 3 cm) Plaggen oder Schoppern von Teilflächen, bei einem Flächenanteil über 25 % prioritärer Einsatz dieser Maßnahmen
Verkusselung mit Waldgehölzen	stichprobenhafte Begehungen zu beliebiger Jahreszeit	Entkusselung, sobald der Gehölzbewuchs den Offenlandcharakter der Heide beeinträchtigt (sofern er keine besonders abschirmende Funktion gemäß Tab. 3, Pkt. 7 und 8, hat), prioritärer Einsatz dieser Maßnahme bei weitgehendem Kronenschluss der Gehölze
Wacholder-Vorkommen	stichprobenhafte Begehungen zu beliebiger Jahreszeit	Auflichtung dichter Wacholderhaine (sofern sie keine besonders abschirmende Funktion gemäß Tab. 3, Pkt. 7 und 8, haben), prioritärer Einsatz dieser Maßnahme bei weitgehendem Kronenschluss der Wacholder
Vorkommen der Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.) (Störzeiger)	stichprobenhafte Begehungen während der Vegetationsperiode	bei festgestellten Ausbreitungstendenzen Intensivierung der Beweidung, bedarfsweise Zurückdrängen dichter Einzelbestände durch wiederholtes Mähen, Schoppern oder Plaggen
Vorkommen des Landreitgrases (*Calamagrostis epigejos*) (Störzeiger)	stichprobenhafte Begehungen während der Vegetationsperiode	bei festgestellten Ausbreitungstendenzen intensive Beweidung zum Zeitpunkt des Frühjahrsaustriebs
Vorkommen der Kulturheidelbeere (*Vaccinium angustifolium* x *V. corymbosum*) (Störzeiger)	stichprobenhafte Begehungen während der Vegetationsperiode	bei festgestellten Ansiedlungstendenzen Rodung der Heidelbeer-Sträucher

kann es sinnvoll sein, die Pflegemaßnahmen zu variieren (vergleiche *Niemeyer* et al. 2004, *Fottner* et al. 2004 und *Sieber* et al. 2004). Hier gilt es noch zu klären, ob mit vertretbarem Aufwand zu erfassende Parameter existieren, die als handlungssteuernde Parameter geeignet wären, für die jährliche Maßnahmenplanung und -ausführung wichtige Hinweise zu liefern.

5 Zusammenfassung

In Heiden wird in der Regel eine Dynamik in der Entwicklung und räumlichen Verteilung im Rahmen der zum Heideökosystem gehörenden Sukzessionsabfolgen angestrebt. Naturschutzfachliche Planungen müssen diesen Aspekt in allen Arbeitsschritten konzeptionell berücksichtigen. Von besonderer Bedeutung ist, dass ein Teil der Bestandsaufnahmen in den Arbeitsschritt der Maßnahmenumsetzung verlagert wird.

Bestimmte handlungssteuernde Bestandsparameter sind jährlich zu erfassen, um daraus die im jeweiligen Jahr auszuführenden Maßnahmen ableiten zu können. Im Rahmen der Zielfindung sind die Spannbreite der erwünschten Entwicklungsstadien und die Außengrenzen tolerabler Zustände und Entwicklungen anzugeben. Da das angestrebte zeitliche Nacheinander verschiedener Entwicklungsstadien mit einem räumlichen Nebeneinander der verschiedenen Stadien einhergehen muss, ist im Rahmen der Entwicklungsziele zusätzlich festzulegen, mit welchen Flächenanteilen die verschiedenen Stadien im Zielzustand vorkommen und welche räumlichen Bezüge zwischen diesen Stadien vorliegen sollen. Die planungskonzeptionellen Aussagen werden am Beispiel des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide" veranschaulicht.

Summary

Generally dynamics in development and spatial distribution is the aim of managing succession of heathland ecosystems. This has to be considered in all stages of the whole process of planning and implementation. It is of great importance that parts of taking the inventory are transferred into the stage of implementing management measures. Monitoring of certain aspects that are of importance for the heath ecosystem has to be done every year in order to enable the planner to decide which measures have to be implemented in that very year. Setting up the aims must include defining the range of desirable stages of the ecosystem development, and the borderlines of states and developments to be tolerated. Different stages of development should occur in a chronological sequence and in a spatial patchwork at the same time. Therefore part of setting up the aims is to determine the surface area's amount of the different stages of development and how they ought to be arranged in space. Illustration of this concept is done by the example of the "Lüneburger Heide" nature reserve.

Literatur

Bernotat, D., Jebram, J., Kaiser, T., Plachter, H., 2002a: Konkretisierung des Rahmens für die definierten Standards. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70, 78–101.

Bernotat, D., Schlumprecht, H., Brauns, C., Jebram, J., Müller-Motzfeld, G., Riecken, U., Scheurelen, K., Vogel, M., 2002b: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz – Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70, 109–217.

Bierhals, E., Preiß, A., Ziegler-Schmidt, A., 2001: Leitfaden Landschaftsplan. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 21, 2, 69–120.

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

Diemont, W. H., Jansen, J., Beije, H., 1997: Fire as a management tool in Dutch heathlands. – NNA-Berichte 10, 5, 130–134.

Ende, M. van der, 1993: Heidemanagement in Schleswig-Holstein. – NNA-Berichte 6, 3, 53–62.

Europäische Kommission, 2000: Natura 2000-Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG. – Luxemburg.

Finck, P., Klein, M., Riecken, U., Schröder, E. (Bearb.), 1998: Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56, 425 S.

Fottner, S., Niemeyer, F., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – London.

Hagius, A., 1997: Das Naturschutzgroßprojekt. – In: *Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.* (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 337–339.

Hagius, A., Scherfose, V. (Hrsg.), 1999: Pflege- und Entwicklungsplanung in Naturschutzgroßprojekten des Bundes. – Angewandte Landschaftsökologie 18, 187 S.

Härdtle, W., Frischmuth, M., 1998: Zur Stickstoffbilanz nordwestdeutscher Zwergstrauchheiden und ihre Störung durch atmogene Einträge (dargestellt am Beispiel des NSG Lüneburger Heide). – Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg 41, 197–204.

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.

Heidt, E., Plachter, H., 1996: Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 23, 193–252.

Kaiser, T., 1999a: Konzeptioneller Aufbau eines Pflege- und Entwicklungsplanes – dargestellt am Beispiel des Naturschutzgroßprojektes „Lüneburger Heide". – Angewandte Landschaftsökologie 18, 7–27.

Kaiser, T., 1999b: Bewertungen im Rahmen eines Pflege- und Entwicklungsplanes – dargestellt am Beispiel des Naturschutzgroßprojektes „Lüneburger Heide". – Angewandte Landschaftsökologie 18, 55–68.

Kaiser, T., 2003a: Methodisches Vorgehen bei der Erstellung einer FFH-Verträglichkeitsuntersuchung. – Naturschutz und Landschaftsplanung 35, 37–45.

Kaiser, T., 2003b: Aussagekraft von Bestandsdaten für die Pflege- und Entwicklungsplanung am Beispiel des Niedersächsischen Drömlings. – Angewandte Landschaftsökologie 59, 150 S.

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

Kaiser, T., 2004b: Floristische und vegetationskundliche Erfolgskontrolle auf den Sandheiden und Magerrasen im Projekt „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, im Druck.

Kaiser, T., Bernotat, D., Kleyer, M. & Rückriem, C., 2002: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Gelbdruck „Verwendung floristischer und vegetationskundlicher Daten". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70, 219–280.

Kaiser, T., Wohlgemuth, J. O., 2002: Schutz-, Pflege- und Entwicklungs-

maßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen; beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 22, 4, 169–242.

Kaiser, T. et al., 1995: Pflege- und Entwicklungsplan Lüneburger Heide. – Gutachten im Auftrage des Vereins Naturschutzpark e.V., Celle.

Keienburg, T., Prüter, J. (Hrsg.), 2004: Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten. – NNA Berichte 17, 2, 221 S.

Klein, M., Riecken, U., Schröder, E. (Bearb.), 1997: Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 54, 310 S.

Köppel, J., Feickert, U., Spandau, L., Straßer, H., 1998: Praxis der Eingriffsregelung. – Stuttgart.

Lütkepohl, M., 1993: Maßnahmen zur Pflege von Heidelebensräumen in Nordwestdeutschland. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, 4, 15–18.

Lütkepohl, M., 2001: Die Entwicklung von Sandheiden, Moorheiden und Ackerbrachen unter dem Einfluß der Beweidung durch Heidschnucken. – Natur- und Kulturlandschaft 4, 217–223.

Lütkepohl, M., 2002: Die Heidelandschaft im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Entwicklungsgeschichte, Ökologie und Management. – Oldenburger Geoökologische Studien 5, 135–160.

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., Prüter, J., 2000: Die Vögel im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Bremen.

Melber, A., Schmidt, L., Assing, V., 2001: Untersuchung zu Auswirkungen der Mahd von *Calluna*-Heiden auf verschiedene Insektengruppen (Insecta: Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae, Chrysomelidae; Heteroptera; Auchenorrhyncha; Caelifera). – Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg 42, 69–95.

Meyer-Cords, C., Boye, P., 1999: Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten – Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. – Natur und Landschaft 74, 3, 99–101.

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.

Paterak, B., Bierhals, E., Preiß, A., 2001: Hinweise zur Ausarbeitung und Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 21, 3, 121–192.

Prüter, J., 2004: Langfristige Bestandserfassung ausgewählter Brutvogelarten als Beitrag zur Erfolgskontrolle im Projektgebiet „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, im Druck.

Riecken, U., Finck, P, Klein, M., Schröder, E., 1998: Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. – Natur und Landschaft 73, 6, 261–270.

Rode, M. W., 1998: Sukzession in Heidegebieten. – Naturschutz und Landschaftsplanung 30, 8/9, 285–290.

Rückriem, C., Roscher, S., 1999: Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – Angewandte Landschaftsökologie 22, 456 S.

Scherfose, V., Forst, R., Gregor, T., Hagius, A., Klär, C., Niclas, G., Steer, U., 1999: Anforderungen an Gliederung und Inhalte von Pflege- und Entwicklungsplänen im Rahmen von Naturschutzgroß- und Gewässerrandstreifenprojekten des Bundes. – Angewandte Landschaftsökologie 18, 171–187.

Schmidt, L., Melber, A., 2004: Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeuschlands. – NNA-Berichte 17, 2, 145–164.

Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.

Tönniessen, J., 1992: Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung, Projekt: Lüneburger Heide. – Natur und Landschaft 67, 7/8, 15–18.

Anschrift des Verfassers

Dr. Thomas Kaiser, Landschaftsarchitekt
Arbeitsgruppe Land & Wasser
Am Amtshof 18
D-29355 Beedenbostel