Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA Berichte

10. Jahrgang, Heft 5, 1997

Feuereinsatz im Naturschutz

Niedersachsen

NNA Ber.	10. Jg.	H. 5	181 S.	Schneverdingen 1997	ISSN: 0935-1450
Feuereinsatz im Naturschutz					

Herausgeber und Bezug:
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (0 51 99) 989-0, Telefax (0 51 99) 989-46

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 09 35 -14 50

Titelbild: Kontrollierter Feuereinsatz im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide im Jahre 1997. Foto: A. Stubbe

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

10. Jahrgang/1997, Heft 5

Feuereinsatz im Naturschutz

Inhalt

J. G. Goldammer, H. Page u. J. Prüter:	Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier	2
J. G. Goldammer, S. Montag u. H. Page:	Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften – Geschichte, Methoden, Probleme, Perspektiven	18
H. Gossow:	Feuereinfluß auf Wildtierfauna und Biodiversität	39
S. Klaus:	Bedeutung von Feuer für Lebensräume der Rauhfußhühner (Tetraoninae)	46
U. Wegener:	Feuereinsatz zur Pflege von Trockenrasen	54
K. F. Schreiber:	20 Jahre Erfahrung mit dem Kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg	59
K. Handke:	Zur Wirbellosen-Fauna regelmäßig gebrannter Brachflächen in Baden-Württemberg	72
F. Niemeyer:	Erfahrungen mit dem Feuereinsatz im Neustädter Moor	82
J. Müller, I. Vagts u. E. Frese:	Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen Calluna-Heiden nach Brand	87
M. Lütkepohl u. A. Stubbe:	Feuergeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide	105
A. Melber u. J. Prüter:	Zu den Auswirkungen eines kontrollierten Winterfeuers auf die Wirbellosenfauna einer Calluna-Sandheide – erste Ergebnisse	115
A. Mirsch:	Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brachflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme	119
D. Götze u. G. Brockmann:	Umgang mit Feuer auf Truppenübungsplätzen am Beispiel des Truppenübungsplatzes Bergen	128
H. Diemont, J. Jansen u. H. Beije:	Fire as a management tool in Dutch heathlands	130
N. Webb:	Effects of fires on heathland communities: experiences from Southern England	134
H. D. Page, M. Nicklasson, S. Källgren, A. Granström, u. J. G. Goldammer:	Rekonstruktion der Feuergeschichte einer nordischen Wald- und Kulturlandschaft: Fallbeispiel Nationalpark Tiveden (Südschweden)	142
J. Jansen, F. Rego, P. Gonçalves u. S. Silveira:	Fire, a strong landscape shaping element in the Serra da Estrela (Portugal)	150
E. Bergmeier:	Erneuerung und Sukzession mediterraner Vegetation nach Feuer – Beispiele aus der Ägäis	162
J. G. Goldammer u. H. D. Page:	Bibliographie: Feuerökologie in Mitteleuropa	175

Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier

von Johann Georg Goldammer, Hans Page und Johannes Prüter

Übersicht

1. Einleitung
2. Zur Feuergeschichte Mitteleuropas
   2.1 Feuer in prähistorischer Zeit
   2.2 Feuer in historischer Zeit
   2.3 Feuerökologische Forschung im 20. Jahrhundert
3. Ökologische Auswirkungen des Feuers
   3.1 Auswirkungen auf den Boden
   3.2 Auswirkungen auf die Vegetation
   3.3 Auswirkungen auf die Fauna
   3.4 Auswirkungen von Vegetationsverbrennung auf die Atmosphäre
4. Gesetzliche Rahmenbedingungen
5. Feuer-Management
   5.1 Die Technik des Feuereinsatzes
   5.2 Der Feuereinsatz im Vergleich zu anderen Pflegemethoden
   5.3 Möglichkeiten des Feuereinsatzes in Mitteleuropa bzw. in Deutschland
6. Öffentlichkeitsarbeit
7. Forschungsbedarf und Perspektiven
8. Ausblick
9. Zusammenfassung
10. Literatur

1. Einleitung

In den vergangenen drei Jahrzehnten ist in der modernen Ökologie ein stetig ansteigendes Interesse an der Erforschung der Rolle des Feuers in der Struktur und Dynamik von Ökosystemen zu verzeichnen. Die Öffnung und Erleichterung der Zugänglichkeit vieler Länder der Tropen und Subtropen und jüngst auch des östlichen borealen Eurasiens und die Internationalisierung der feuerökologischen Grundlagenforschung haben einen bislang nicht erreichten Wissensstand ermöglicht, der sich in einer großen Anzahl an Einzelarbeiten, Monographien sowie regionalen und globalen Analysen niederschlägt. Die einschlägige Fachliteratur beziffert sich mittlerweile auf einige Zehntausend Veröffentlichungen über Grundlagen des Auftretens und Verhaltens von Vegetationsbränden und die Auswirkungen des Feuers auf Ökosysteme, Atmosphäre und Klima[1].

Auch in Mitteleuropa kam es im Verlauf der letzten Jahrtausende immer wieder zu Vegetationsbränden, die auf die nacheiszeitliche Landschaftsgeschichte Einfluß genommen haben. Diese Feuer waren zunächst wohl teilweise natürlichen Ursprungs, und deren Bedeutung verringerte sich mit der zunehmenden Besiedelung und Urbarmachung des Raumes durch den Menschen. Spätestens seit dem Subatlantikum ist davon auszugehen, daß der menschliche Einfluß gegenüber den Blitzschlagfeuern überwiegt. Mit Beginn der Jungsteinzeit wurden hier Brandrodung und Wanderfeldbau betrieben. Spätestens ab dem Mittelalter wurde in offenen Landschaften, wie beispielsweise in Heide- und Moorgebieten, im Rahmen kontinuierlicher Landnutzung regelmäßig gebrannt. Das Bild der historischen Kulturlandschaft wurde bis in die Mitte dieses Jahrhunderts hinein durch das Feuer entscheidend mit geprägt.

Mit fortschreitendem Rückzug traditioneller Landnutzungsformen aus der mitteleuropäischen Landschaft und mit zunehmender Technisierung der Landwirtschaft geriet Feuer als Instrument gezielter Flächenbehandlung mehr und mehr in Vergessenheit. Diese Entwicklung wurde durch die Naturschutz- und Abfallbeseitigungsgesetze aus den 1970er und 80er Jahren verstärkt, die darauf abzielten, den Feuereinsatz im ländlichen Raum weitgehend zu unterbinden. Auch eine Reihe von wissenschaftlichen Arbeiten und durchaus öffentlichkeitswirksame Fachtagungen, die Symposien „Feuerökologie", die vom Forstzoologischen Institut in Freiburg zwischen 1977 und 1989 veranstaltet wurden, konnten diese Entwicklungen in Deutschland nicht spürbar beeinflussen. In den praktischen Fragen zum Feuereinsatz in der Natur- und Landschaftspflege in Deutschland blieb es bis in die jüngere Zeit still. Im Bereich der Waldbrandverhütung und -bekämpfung wirkte sich das Trauma der Großwaldbrände in Niedersachsen von 1975–76 allerdings tiefgreifend aus, und es kam zu einer Reihe von organisatorisch-technischen Verbesserungen auf diesem Gebiet.

Gezielter Feuereinsatz überlebte – von wenigen Ausnahmen abgesehen – auf einigen Truppenübungsplätzen. Wenn es hier auch eher darum ging, Wildfeuer im Vorfeld zu unterdrücken und offene Schießbahnen zu erhalten, so sind es nicht zuletzt die zunehmenden Erkenntnisse aus diesen Naturräumen, die heute Anlaß zum Umdenken geben. Verstärkt wird ein Umdenken derzeit durch zweierlei Entwicklungen. Zum einen sind in den vergangenen zwei bis drei Jahrzehnten eine Reihe von schutzwürdigen Flächen mangels einschlägiger Kenntnis der Bedeutung von Störungsdynamik von Ökosystemen falsch behandelt worden. Der Zustand dieser Flächen ist durch Sukzession, Überalterung und Artenverarmung gekennzeichnet. Zum anderen werden derzeit angesichts knapper öffentlicher Kassen die Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen in solchen Landschaftsteilen zunehmend kritischer betrachtet.

Vor diesem Hintergrund veranstaltete die Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) im Oktober 1996 in Zusammenarbeit mit dem Naturschutzzentrum Hessen e.V. und der Arbeitsgruppe Feuerökologie und Biomasseverbrennung des Max-Planck-Institutes für Chemie (Abteilung Biogeochemie,

Herrn Prof. Dr. K. F. Schreiber danken wir für die Durchsicht des Manuskripts.

[1] Stellvertretend seien hier einige in Deutschland entstandene Monographien zum Thema erwähnt, beispielsweise die Rolle von Feuer in der nachhaltigen Nutzung und der Zerstörung von Ökosystemen der Tropen und Subtropen (*Goldammer* 1990, 1993), der charakteristischen Bildung von Waldformationen in der borealen Zone (*Goldammer & Furyaev* 1996), und eine erste Analyse des Feuers in der globalen Umwelt (*Crutzen & Goldammer* 1993).

Arbeitsgruppe Feuerökologie und Biomasseverbrennung) in Schneverdingen eine Fachtagung zum Thema Feuereinsatz im Naturschutz. Ziel der Veranstaltung war es, die Diskussion um das Für und Wider des kontrollierten Brennens, beispielsweise auf Heiden, Mooren, Trockenrasen und Brachen, neu zu beleben und mit einer aktuellen fachlichen Grundlage zu versehen. Ein NNA-Bericht mit den Tagungsbeiträgen ist in Vorbereitung.

Mit diesem Positionspapier soll auf der Grundlage der Tagungsergebnisse und der vorhandenen Literatur der aktuelle Diskussions- und Kenntnisstand über Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa bzw. in Deutschland zusammengefaßt werden. Damit soll eine fachliche Basis geschaffen werden, von der aus über praktische Fragen des Feuereinsatzes begründet entschieden werden kann. Abschließend werden Wissenslücken und Forschungsbedarf aufgezeigt.

2. Zur Feuergeschichte Mitteleuropas

Natur- und kulturgeschichtliche Quellen aus Mitteleuropa können wichtige Hinweise auf die Bedeutung des Feuers in der Landschaftsentwicklung in historischen Zeiträumen geben. Sie ermöglichen ferner, aus der geschichtlichen Bedeutung des Feuers heraus Rückschlüsse auf die aktuelle Situation verschiedener Ökosysteme zu ziehen und langfristige Entwicklungen von Lebensräumen in unserer Kulturlandschaft zu verstehen.

Die Auswertung schriftlicher historischer Quellen bietet dafür eine gute Möglichkeit, die bislang bei weitem noch nicht ausgeschöpft ist. Mit ihrer Hilfe lassen sich für den Zeitraum seit dem Mittelalter relativ genaue Aussagen über Ursache, Ausmaß und Bedeutung des Feuers in Landnutzung, Brauchtum und sogar Glauben machen (*Freudenthal* 1931, *Goldammer* 1978, *Pyne* 1995, *Pyne* 1996). Die schriftlichen Zeugnisse werden jedoch bei zunehmendem Alter lückenhafter und müssen durch indirekte Methoden der Rekonstruktion historischer Feuernutzung ersetzt werden. Diese lassen jedoch nur Analogieschlüsse zu und sind bei weitem nicht so umfassend und genau wie schriftliche Aufzeichnungen.

Die wichtigsten Methoden sind hierbei jahrringanalytische Untersuchungen an Bäumen oder Baumstümpfen mit Brandwunden und Holzkohleanalysen aus Seesedimenten und Torfschichten. Jahrringanalysen können in Mitteleuropa allerdings keinen vergleichbar großen Platz bei der Rekonstruktion der Feuergeschichte einnehmen, wie vergleichsweise in Waldländern der weniger intensiv bewirtschafteten Regionen der Erde. In Deutschland gibt es praktisch keine Waldreste mit ausreichend alten Bäumen, die Brandwunden aufweisen, wie sie vergleichsweise noch in den nordischen Ländern zu finden sind.

Hingegen sind Bohrkerne aus Seesedimenten und Torfschichten im Zusammenhang mit der pollenanalytischen Rekonstruktion der nacheiszeitlichen Vegetationsentwicklung bei uns ein brauchbares Hilfsmittel. Ihre Ursprünge und Datierungsfähigkeit reichen vom Ende des Mittelalters bis weit in die vorgeschichtliche Zeit zurück und stellen heute die wichtigste Quelle dar, die Bedeutung des Feuers in der prähistorischen Landschaft zu rekonstruieren. Leider wurden bisher die bei Pollenuntersuchungen regelmäßg gefundenen Holzkohlepartikel kaum in Hinblick auf Landnutzungs- und Störungsgeschichte interpretiert. Erst in jüngster Zeit gibt es einige einschlägige Untersuchungen, die hier kurz vorgestellt werden sollen.

2.1 Feuer in prähistorischer Zeit

Aufgrund der Klimaschwankungen während des Holozän änderten sich auch die Rahmenbedingungen für Vegetationsbrände. Dabei galt auch die verallgemeinbare Tendenz, daß es bei trocken-warmem (kontinentalem) Klima zu häufigeren Vegetationsbränden kommt (s. a. *Baumgartner* et al. 1967, *Langholz & Schmidtmayer* 1993, *Granström* 1994). Das gilt sowohl für Brände, die durch Blitzschlag entstehen, als auch für solche kulturellen Ursprungs. Allerdings lassen sich die genauen Ursachen der prähistorischen Brände heute nicht mehr mit der erforderlichen Genauigkeit differenzieren.

Aus der Untersuchung von Holzkohlepartikeln und Pollen eines Sedimentprofils des Schleinsees, der einige Kilometer nördlich des Bodensees liegt, gewannen *Clark* et al. (1989) Erkenntnisse über die Bedeutung der Faktoren Feuer und Siedlungsgeschichte auf die nacheiszeitliche Vegetationsentwicklung in Süddeutschland. Die ältesten Schichten des Bohrkerns wurden mit Hilfe der Radiocarbon-Methode auf das achte Jahrtausend v. Chr. datiert und reichen damit bis in die nacheiszeitliche frühe Wärmezeit (Boreal) zurück, in der die Vegetation Mitteleuropas von ausgedehnten Kiefern- und Birkenwäldern dominiert wurde. In dieser Zeit fand eine mäßige, aber regelmäßige Holzkohleakkumulation statt, die auf periodisch wiederkehrende Brände schließen läßt, wie sie für die borealen Waldländer heute noch charakteristisch sind (*Goldammer & Furyaev* 1996). In der anschließenden Haselzeit (7500 bis 5400 v. Chr.) gingen die Holzkohlefunde dann deutlich zurück, um anschließend zu Beginn der Eichenmischwaldzeit wieder stark anzusteigen. Das legt die Vermutung nahe, daß das Feuer eine bedeutende Rolle beim Vegetationswechsel zur Eichenmischwaldzeit gespielt hat. In der Zeit von 5300 bis 3800 v. Chr. konnte ein Feuerintervall von ungefähr 250 Jahren ermittelt werden[2].

Um 3700 v. Chr. ist ein steiler Anstieg in der Holzkohlenakkumulationsrate festzustellen, deren Ursache *Clark* et al. (1989) im Zusammenhang mit der neolithischen Brandrodungstätigkeit in den Altsiedelgebieten sehen. Zu Beginn der Bronzezeit geht die Holzkohlenakkumulation stark zurück und verschwindet nahezu vollständig in den jüngeren Schichten. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen zwei Untersuchungen von *Berli* et al. (1994) und *Tinner & Amman* (1996) aus der Schweiz.

Schwaar (1988, 1989) untersuchte mit Hilfe von Moorsedimenten die Vegetationsgeschichte des norddeutschen Raumes in der Nähe eines mesolithischen Fundplatzes im Bremer Blockland. Auffällig war dabei ein sehr hoher Birkenpollenanteil zur Zeit des Boreals, obwohl von den klimatischen Bedingungen her die Kiefer hätte begünstigt

[2] Abschnittsweise konnten *Clark* et al. (1989) eine jahresweise Schichtung (Warven) in dem Sedimentbohrkern nachweisen, die es ihnen ermöglichte, die einzelnen Schichten zwischen den Holzkohlehorizonten zu zählen und so eine annähernd jahresgenaue Chronologie aufzustellen.

sein müssen. Er vermutet als Ursache eine Brandsukzession, in der sich die Birke als Pionierbaumart auf jungen Brandflächen stark ausbreiten konnte. Das entspricht einer Brandsukzession, wie sie für die heutigen borealen Wälder typisch ist. Zu Beginn des Atlantikums gehen die Kiefernpollen dann stark zurück, während gleichzeitig die Pollen von *Calluna vulgaris* massiv zunehmen. Außerdem wurden Holzkohlereste in den entsprechenden Torfschichten gefunden. Dies deutet darauf hin, daß es Brände größeren Ausmaßes gegeben haben muß, die den Wald längerfristig auflichteten und günstige Wuchsbedingungen für Callunaheiden schufen. In diesen lichten Wäldern gab es dank eines hohen Äsungsangebotes vermutlich günstige Lebensbedingungen für das Wild, und der mesolithische Mensch fand gute Jagdmöglichkeiten vor. Die für das Atlantikum typischen Eichenmischwälder waren ansonsten eher geschlossen und boten nur eingeschränkten Lebensraum für Mensch und Tier. Unbeantwortet bleibt die Frage, ob der mesolithische Mensch die Brände bewußt legte oder ob er nur den natürlichen Bränden folgte.

Zu vergleichbaren Ergebnissen kommt *Becker* (1995), die Bohrkerne aus mehreren Mooren bei Schneverdingen in der zentralen Lüneburger Heide auf das Vorkommen von Holzkohlepartikeln und Pollen hin analysierte. Sie fand in ihren Profilen eine auffällig ähnliche Häufigkeitsverteilung von Calluna-Pollen und Holzkohle und schließt daraus, daß die ursprüngliche Existenz der Heide eng mit dem Feuer verknüpft ist.

2.2 Feuer in historischer Zeit

Indizien sprechen dafür, daß spätestens der neolithische Mensch das Feuer gezielt für Rodungszwecke einsetzte (*Clark* et al. 1989). So wurden Flächen für den Ackerbau geschaffen, der sich im Neolithikum von Süd-Osten her über Mitteleuropa ausbreitete. Seither wurde das Feuer in unterschiedlichen Anwendungsformen bei der Gestaltung des Lebensraumes eingebracht. Natürliche Brände hingegen wurden im kühleren und feuchteren Klima des Subatlantikum wahrscheinlich eher selten.

Im Lauf der Zeit entwickelten sich Wanderfeldbausysteme dort, wo aus klimatischen und edaphischen Gründen kein permanenter Ackerbau möglich war, und die in manchen mitteleuropäischen Gegenden noch bis in die Mitte unseres Jahrhunderts hinein Bestand hatten. Erste schriftliche Zeugnisse gibt es darüber seit dem Mittelalter (*Schneiter* 1970, *Hausrath* 1982), in dem viele Mittelgebirgslagen kolonisiert wurden und die Menschen sich hier dauerhaft niederließen (*Hasel* 1985). Dabei bot ihnen die Brandwirtschaft, die in fast allen Mittelgebirgslagen und Nadelwaldzonen Europas auf ähnliche Art und Weise praktiziert wurde, häufig die einzige Möglichkeit, sich mit Feldfrüchten zu versorgen, Weideland zu schaffen und gleichzeitig Nutzholz zu gewinnen. Allen Brandwirtschaftsarten ist dabei gemeinsam, daß nach der Waldrodung das brauchbare Holz entnommen wurde und die restliche Vegetation entweder flächig oder zu Meilern aufgeschichtet verbrannt wurde. In die Asche, die für einige Vegetationsperioden einen gewissen Düngeeffekt ausübte, säte man Getreide (Roggen und Buchweizen), später pflanzte man auch Kartoffeln. Doch schon nach zwei bis drei Vegetationsperioden ließ die Düngewirkung so stark nach, daß sich der Ackerbau nicht mehr lohnte. Daraufhin ließ man noch einige Jahre das Vieh auf der Fläche weiden, bis sich nach und nach wieder Wald einstellte, der nach zehn bis zwanzig Jahren wieder gerodet wurde, und sich so der Kreislauf schloß. In der Zwischenzeit wurden andere Flächen auf die gleiche Art und Weise bewirtschaftet.

Im Laufe der letzten Jahrhunderte entwickelten sich in den deutschen Mittelgebirgslagen folgende Brandwirtschaftsformen:

- Hackwaldwirtschaft und Reuteberge in Süddeutschland und den Alpenländern
- Haubergwirtschaft im Siegerland
- Rottbüsche und Schiffelländereien in linksrheinischen Gebirgen der Pfalz
- Röderwaldwirtschaft in Westfalen, Pommern und Odenwald
- Birkenberge in Bayern

Diese Wirtschaftsformen waren zum Ende des 19. Jahrhunderts noch auf mehreren 100000 ha in Deutschland verbreitet (*Schneiter* 1970) und wurden in ähnlicher Weise in fast allen europäischen Nachbarstaaten durchgeführt. So entstand in diesen Gegenden ein abwechslungsreiches Landschaftsbild aus Wald, Brandrodungsflächen verschiedenen Alters und Weiden.

Auch in der Entwicklung und Nutzungsgeschichte der Heiden und Moore des atlantisch geprägten Mittel- und Nordwest-Europas spielte das Feuer eine bedeutende Rolle, so auch im norddeutschen Tiefland. Von hier ist vor allem das Heide- und Moorbrennen bekannt.

Die Heideflächen sind mit wenigen Ausnahmen anthropogen entstanden (*Schwaar* 1989, *Ellenberg* 1996). Ohne den Einfluß des Menschen und seines Weideviehs würden hier auf den meisten Standorten Wälder stocken, die je nach Wuchsbedingungen von Eichen, Buchen oder auch Kiefern dominiert würden. Doch das Brennen, Mähen, Abplaggen oder Beweiden dieser Flächen verhinderte den Gehölzaufwuchs, so daß sich die Heiden in diesem Raum über Jahrhunderte halten und entwikkeln konnten. Wenn auch heute weniger die Bewirtschaftung, sondern vielmehr die Pflege der Heiden aus Gründen des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Vordergrund steht, so hat es sich doch als sinnvoll und notwendig erwiesen, sich mit den heutigen Pflegemaßnahmen eng an den von den Heidebauern überlieferten Bewirtschaftungsmaßnahmen zu orientieren. Zu ihnen gehörte – vor allem im nordwestdeutschen Raum und den Niederlanden – neben dem Plaggen (vgl. die Verbreitung der Plaggenasche bei *Pape* 1970) unter anderem auch das Feuer, das sich als geeignetes Mittel erwies, um die Heide zu verjüngen und vor Überalterung und Verbuschung zu schützen. *„Gegen all dieses hat aber der Lüneburger Schafhalter ein billiges Mittel, vielleicht das billigste, welches vom Agronomen angewendet wird: ein Streichhölzchen. Er zündet mit mehr oder weniger Vorsicht resp. Schonung gegen benachbarte Haide-, Wald- etc. Grundstücke an einem schönen Sommertag die Haide an und lässt sie brennen, so gut sie will"* (*Borggreve* 1873).

Das Moorbrennen war seit dem Mittelalter in Finnland, Rußland, Holland und Belgien üblich. Von Holland aus wurde es um 1600 auch in die nordwestdeutschen Moorgebiete eingeführt und dort bis ca. 1850 mit unterschiedlichen Verfahren praktiziert. Diese ha-

ben alle gemeinsam, daß im oberflächlich entwässerten Moor das feste Fasergewebe des organischen Bodens durch das Feuer zerstört und eine Düngung erzielt wird, die den anschließenden Ackerbau ermöglicht (*Brünings* 1881, *Schneiter* 1970).

Neben den in Deutschland im 18. und 19. Jahrhundert gebildeten Formen der Brandwirtschaft mit landwirtschaftlicher Zwischennutzung, bei denen entweder die Landwirtschaft oder die Forstwirtschaft im Vordergrund standen, kam noch das Brennen von Weideflächen hinzu, das vor allem auf Almwiesen stattfand. Die Ursachen der Anlage von den größtenteils sehr abgelegenen Brandäckern wird von den meisten Autoren dieser Zeit in der ständigen Nahrungsmittelknappheit gesehen, die durch das Bevölkerungswachstum ausgelöst wurde. Sie waren also in fast allen Fällen ein Kind der Not und verschwanden zunehmend mit der Technisierung und Intensivierung der Landwirtschaft seit der Mitte des letzten Jahrhunderts.

Die einzigen Refugien, in denen das Feuer seinen prägenden Einfluß bis heute bewahrt hat, sind die Truppenübungsplätze, sowohl die in Betrieb stehenden als auch die aufgegebenen. Sie sind die letzten Bereiche in Mitteleuropa, in denen es regelmäßig zu Vegetationsbränden gekommen ist. Sie entstanden entweder zufällig beim Schießbetrieb, oder es wurde kontrolliert gebrannt, um die Flächen offen zu halten und um Großbrände im Vorfeld zu vermeiden. So spielte neben anderen Störfakoren – wie beispielsweise Bodenverwundungen durch Artilleriegeschosse und Kettenfahrzeuge – das Feuer hier eine wesentliche Rolle für die Entstehung und Entwicklung von in Mitteleuropa einzigartigen Ökosystemen. Viele Tier- und Pflanzenarten, die in der modernen Kulturlandschaft zunehmend vom Aussterben bedroht sind, fanden hier Rückzugshabitate, die ihnen ein Überleben ermöglichten. Paradoxerweise entstanden auf diesen Flächen, auf denen über Jahrzehnte Zerstörung und Vernichtung geprobt wurden, durch wiederkehrende „Katastrophen" für den Naturschutz wertvolle Lebensräume. Von diesen profitieren insbesondere solche Tier- und Pflanzenarten, die an kleinräumigen Strukturreichtum und nährstoffarme Pioniersituationen in der Landschaft angewiesen sind (*Beutler* 1992, *Pries & Bukowsky* 1993, *Beutler & Unselt* 1996).

2.3 Feuerökologische Forschung im 20. Jahrhundert

Während man in Europa mit zunehmendem Erfolg versuchte, das Feuer aus der Landschaft fern zu halten, entwickelte sich vor allem in den USA seit Mitte diesen Jahrhunderts das Feuer-Management. Dabei wird das Feuer gezielt für Naturschutz und Pflegemaßnahmen eingesetzt. Anfang der siebziger Jahre arbeiteten erstmals deutsche Wissenschaftler mit nordamerikanischen Feuerforschern zusammen und veröffentlichten in den Folgejahren eine Reihe von Publikationen über die Feuerökologie, das Feuer-Management und die Anwendung des Feuers in der Landschaftspflege[3].

In den Jahren 1977, 1983 und 1989 wurden am Forstzoologischen Institut der Universität Freiburg internationale Symposien zum Thema Feuerökologie abgehalten[4]. Doch abgesehen von vereinzelten Brennversuchen ist das Feuer nicht weiter zur Anwendung gekommen. Von der Öffentlichkeit und insbesondere der Naturschutzverwaltung gab es keine Unterstützung. So konzentrierte sich die feuerökologische Forschung in Deutschland in den vergangenen Jahren im wesentlichen auf Problemstellungen außerhalb der eigenen Grenzen (*Goldammer* et al. 1997).

In den letzten Jahren kommt man auch im amtlichen Naturschutz zunehmend zu der Einsicht, daß viele als schützenswert erachtete Kulturlandschaftsteile nicht in statischen Zuständen zu erhalten sind, sondern daß ihnen eine typische Entwicklungsdynamik innewohnt. Rahmenbedingungen für den Fortbestand dieser Dynamik zu schaffen, ist eine wesentliche Aufgabe des Naturschutzes. Vor allem viele von Offenheit geprägte Ökosysteme Mitteleuropas stellen Sukzessionsstadien dar. Ohne periodisch auftretende Störfaktoren würde ihre Entwicklung überwiegend zu Wald führen. Derzeit ist es außerordentlich schwierig, gewachsene Offenlandschaften, die heute nicht mehr rentabel bewirtschaftet werden können, durch Pflegemaßnahmen zu erhalten. Die dem Naturschutz gesetzlich zugeschriebenen Aufgaben können bei den gegebenen Verhältnissen in der notwendigen Konsequenz heute kaum noch durchgeführt werden.

Dies sind die wesentlichen Gründe, die mit dazu beitragen, daß die Feuerökologie in der Diskussion wieder an Bedeutung gewinnt. Die NNA-Fachtagung vom Oktober 1996 hat diese Entwicklung aufgegriffen und versucht, an die feuerökologischen Ansätze aus den siebziger Jahren anzuknüpfen. Die seither gewonnen Ergebnisse wurden zusammengefaßt und sollten als Grundlage für sachgerechte Entscheidungen in der Zukunft herangezogen werden.

3. Ökologische Auswirkungen des Feuers

Im Vergleich zu anderen Regionen der Erde sind feuerökologische Forschungen in Mitteleuropa nur gelegentlich Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen gewesen, und entsprechend groß ist der Forschungsbedarf. Es mangelt vor allem an langfristigen, interdisziplinären Ansätzen zu Untersuchungen der Auswirkungen von Feuer auf die vielfältigen Interaktionen von unbelebter Umwelt, Flora und Fauna.

Die Ergebnisse der wenigen Untersuchungen, die in Mitteleuropa zu feuerökologischen Fragestellungen durchgeführt wurden, werden im Folgenden knapp dargestellt. Dabei beschränkt sich diese Arbeit auf die Auswirkungen von Feuer in Offenlandgesellschaften. Zum Thema Feuer im Wald sei nur so viel gesagt, daß das kontrollierte Brennen in vielen Waldökosystemen der Erde zur Verhinderung von Schadfeuern und Insektenkalamitäten sowie bei der Waldverjüngung eine bedeutende Rolle spielt. Unter ausschließlich ökologischen Gesichtspunkten ist Feuer auch im Wald keine Katastrophe, sondern eine „Störung einer Entwicklung, die neue Entwicklungsmöglichkeiten schafft" (*Buck* 1979). Es gibt sogar einige interessante waldbauliche Ansätze, bei denen man sich einen geziel-

[3] Eine Bibliographie der mitteleuropäischen feuerökologischen Literatur der letzten Jahrzehnte befindet sich im NNA-Bericht „Feuereinsatz im Naturschutz". Siehe auch die Ausführungen von *Goldammer* et al. (1997) im gleichen Tagungsband.

[4] Siehe auch Beitrag von *Goldammer* et al. (1997) im NNA-Bericht.

ten Feuereinsatz vorstellen könnte, beispielsweise zur Verjüngung und/oder Umwandlung von Kiefernforsten hin zu strukturreicheren und naturnäheren Beständen. Es soll weiteren Diskussionen vorbehalten bleiben, der Frage nachzugehen, inwieweit für eine zunehmend ökologisch ausgerichtete Waldbewirtschaftung der gezielte Feuereinsatz auch in Deutschland wieder Bedeutung erlangen kann.

3.1 Auswirkungen auf den Boden

Die Frage nach der Erhöhung der Bodentemperaturen bei einem Wildfeuer oder einem kontrollierten Pflegefeuer wird häufig deswegen gestellt, weil pflanzliche und tierische Organismen potentiell stark betroffen sein können. Dieser direkte Einfluß der Hitze ist sehr variabel, da er von Mächtigkeit und Feuchtigkeitsgehalt der organischen Auflagen ebenso abhängt, wie vom Feuerverhalten (Ausbreitungsgeschwindigkeit, Verweilzeit, Menge des Brennmaterials, Gegen- oder Mitwindfeuer; s. Abschn. 5.1). Temperaturen an der Bodenoberfläche, die mehrere hundert °C betragen können, können im oberen Mineralboden bzw. in Humusauflagen rasch abnehmen. In zwei bis drei cm Tiefe werden beim kontrollierten Brennen und auch bei Wildfeuern (Bodenfeuern) selten mehr als 40 bis 50 °C erreicht. Bei Vollfeuern im Wald können sie kurzfristig dann stark ansteigen, wenn beispielsweise große Mengen von Holz (Baumstämme, Holzlager) brennen und die Verweilzeit des Feuers entsprechend lang ist (*Goldammer* 1978, *Schreiber* 1981, *Webb* 1997).

Anders verhält es sich mit den mikroklimatischen Folgen eines Brandes. Eine Freilegung des Mineralbodens und/oder dunkle Ascheauflagen auf der Bodenoberfläche führen zu einer Erhöhung der Bodentemperaturen durch Einstrahlung und der Umgebungstemperatur. So wurde nach Brandversuchen eine erhöhte Einstrahlung und Wärmeadsorption festgestellt, bei der die Bodentemperaturen bis in mehrere dm Tiefe über längere Zeit um einige °C anstiegen (*Riess* 1976a, *Schiefer* 1983).

Bei kontrollierten Bränden auf Brachflächen in Baden-Württemberg wurde nach dem Feuer eine Abnahme des Bodenwassergehaltes auf trockeneren Standorten festgestellt; auf den feuchteren Standorten traten keine Unterschiede auf (*Schiefer* 1983). Von *Riess* (1976a) werden Untersuchungen aus den USA erwähnt, bei denen es zu einer Zunahme des Bodenwassergehaltes nach dem kontrollierten Brennen kommt.

Durch das Feuer wird in der Regel der pH-Wert des Bodens angehoben. Der Grund liegt vor allem in dem Freiwerden von Ca, Mg und K durch das Verbrennen der Vegetation. Da diese in der Regel in Form von Oxiden und Carbonaten auftreten, steigt der pH-Wert an und kann über mehrere Jahre stabil bleiben (*Viro* 1974, *Riess* 1976a, *Goldammer* 1978).

Schreiber (1981) vergleicht das schlagartige Freiwerden von leicht löslichen Nährstoffen aus der Asche der organischen Substanz mit einer Düngergabe, von der ein großer Teil aber auch recht schnell aus dem System wieder ausgetragen werden kann – je nach Witterungs-, Boden- und Vegetationsverhältnissen. Mit dem Rauch verflüchtigen sich vor allem C, N und S (*Allen* 1966). Die Größe und Beständigkeit des Nährstoffanstiegs von N, P, K und Ca im Boden hängt wesentlich von Feuerart und Bodentyp ab (*Riess* 1976a). Auf sauren, podsoligen Böden ist schon nach wenigen Vegetationsperioden der Ausgangszustand wieder erreicht (*Allen* 1964, *Viro* 1974, *Diemont* 1996).

3.2 Auswirkungen auf die Vegetation

Über die langfristigen Auswirkungen des Feuers in Offenlandgesellschaften gibt es noch einen großen Forschungsbedarf. Es existiert lediglich eine umfassende Langzeit-Untersuchung über die Auswirkung des Feuers auf Grünlandgesellschaften in Baden-Württemberg, die einen zwanzig Jahre währenden Beobachtungszeitraum umfaßt. Dabei wurden die drei Pflegevarianten Mulchen, Sukzession und kontrolliertes Brennen auf Brachflächen durchgeführt und beobachtet, wie sich verschiedene Grünlandgesellschaften vom Trockenrasen bis zur Feuchtwiese entwickelten (*Schreiber* 1995).

Auf den Flächen, die jährlich im Winter gebrannt werden, tritt kein Gehölzaufwuchs ein, auch nicht in Bereichen, in denen der Invasionsdruck der Schlehe (*Prunus spinosa*), die als besonders feuertolerant gilt, hoch ist. Wird jedoch nur jedes zweite Jahr gebrannt, so wandern Schlehe und Wildrosenarten ein, Bäume bleiben jedoch aus. Durch das Brennen werden Arten gefördert, die sich durch unterirdische Ausläufer und Rhizome rasch erneuern können (*Schreiber* 1981). Im Vergleich zur Sukzessionsfläche nimmt die Artenhäufigkeit zu, im Vergleich zur Mulchfläche nimmt sie ab.

Verallgemeinerungen sind jedoch nur bedingt möglich, da das Feuerverhalten einen wesentlichen Einfluß auf die folgende Entwicklungsdynamik hat. Heiße Gegenwindfeuer schädigen vor allem Moose, Horst- und Rosettenpflanzen, da sie hohe Temperaturen in Bodennähe erzeugen. Bei in Bodennähe kälteren Mitwindfeuern treten meist keine direkten Vegetationsschäden auf, ganz im Gegenteil können die Vitalität und die Blühintensität einiger Arten gefördert werden. Diese Effekte sind weniger durch die beim Brennen freiwerdenden Nährstoffe zu erklären, als vielmehr durch die Beseitigung der wuchshemmenden Streudecke, die ein Ansteigen von Temperatur und Lichtintensität in Bodennähe ermöglicht (*Schiefer* 1983, *Schreiber* 1981).

Insgesamt läßt sich verallgemeinern, daß das Brennen positiv zu beurteilen ist, wenn es vor allem um den Strukturerhalt von Grünlandflächen geht, nicht aber hinsichtlich der floristischen Bereicherung von Wiesengesellschaften (*Zimmermann* 1975, *Schreiber* 1995). In Thüringen (Nördliches Harzvorland) wurde von *Wegener* (1993) in verschiedenen Offenlandgesellschaften von 1978 bis 1990 regelmäßig gebrannt. Aufgrund dieser langjährigen Erfahrung kam er zu dem Schluß, daß sich das Feuer zur Pflege von den subkontinental beeinflußten Trockenrasen, Sandtrockenfluren und Gebirgstrockenrasen sehr gut eignete. Skeptischer ist er bei den zentraleuropäischen Heideflächen. Das Brennen auf Frischwiesen lehnt er ab, da neben den brenntechnischen Schwierigkeiten – bedingt durch die Feuchtigkeit – die oberirdische Biomasse in keinem Verhältnis zum gespeicherten Nährstoffpool im Boden steht.

Der Einfluß des Feuers auf die Dynamik der Heidevegetation im nordwestlichen Mitteleuropa wurde vor allem in Großbritannien, Holland und Dänemark untersucht (*Jørgensen* 1993, *Die-*

mont 1996, *Webb* 1997). Bei einer Untersuchung von Brandflächen in Heiden auf Truppenübungsplätzen in Nordwestdeutschland wurde festgestellt, daß sich ein hoher persistenter Samenvorrat in Form von Samenbänken auf den frisch gebrannten Flächen befindet, der maßgeblich für die schnelle Wiederbesiedlung nach Brandereignissen ist[5]. Dies gilt vor allem für die Besenheide (*Calluna vulgaris*), deren Samen Temperaturen von über 200 °C überleben (*Muhle* und *Röhrig* 1979) und deren Keimung durch den Temperaturstreß gefördert wird (*Mirsch* 1997). In abgeschwächter Form gilt das auch für andere typische, teilweise seltene Arten der subatlantischen Sandheiden[6].

[5] Die Ergebnisse wurden auf der NNA-Fachtagung von J. Müller vorgestellt, der mit seiner Arbeitsgruppe aus dem Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Abteilung Geobotanik, Universität Bremen, die Regenerationsmöglichkeiten der Heide nach Brandereignissen untersucht hat.

[6] Neben den Ericaceen, die *Remmert* (1989) als typische Brandpflanzen bezeichnet, gilt dies für den Zypressen-Flachbärlapp (*Diphasium tristachyum*), das Filzkraut (*Filago* spp.), verschiedene Ginsterarten (*Genista* spp.) oder die niedrige Schwarzwurzel (*Scorzonera humilis*), so J. Müller auf der NNA-Tagung.

[7] Diese Ergebnisse wurden von F. Niemeyer auf der NNA-Tagung vorgestellt. Wesentlich erscheint ihm dabei der Effekt, daß durch das Brennen im Winter die alten vertrockneten und spröden Reste vom Pfeifengras (*Molinia caerula*) verschwinden. Wird die Fläche im darauffolgendem Frühjahr beweidet, können die Schafe ungehindert die frischen Pflanzenteile bis auf den Grund abfressen. Treibt man sie daraufhin abends von den Flächen in gezäunte Gatter, bewirken sie einen viel höheren Nährstoffaustrag als das Brennen selbst, und es kommt trotz eines kurzfristigen Nährstoffanstiegs zu dem erwünschten langfristigen Nährstoffaustrag. Dieser kurz abgefressene „Rasen" entspricht außerdem den Habitatansprüchen verschiedener Tierarten des Offenlandes, so z.B. des Goldregenpfeifers (*Pulvialis apricaria*), der extrem niedrige Vegetation benötigt, um zur Nahrungssuche über die Fläche schreiten zu können (*Pusching & Schettler-Wiegel* 1987). Dieses Beispiel ist geeignet zu zeigen, daß oftmals auch eine Kombination geeigneter Pflegemaßnahmen für spezifische Zielsetzungen erforderlich ist.

Auch von Flechten (u.a. *Cladonia pleurata* und *Cladonia fimbriata*) kann die offene Fläche schnell wiederbesiedelt werden, da häufig aus den vom Brand angekohlten Grundschuppen schon im darauffolgenden Jahr wieder Fruchtkörper austreiben.

Der kurz nach dem Brand ansteigende Nährstoffvorrat fördert die Vitalität der Heide. Sie keimt rasch nach einem Feuer, wächst schnell heran, entwickelt eine ausgeprägte Blüte und stellt für viele Vögel und Säuger aufgrund des höheren Nährstoffgehaltes eine wertvollere Nahrung dar (*Muhle* und *Röhrig* 1979, *Remmert* 1989, *Klaus* 1993, *Lütkepohl* et al. 1997). Längerfristig erreicht man durch das Brennen einen gewünschten Stickstoffaustrag, der in seiner Größenordnung dem Plaggen entspricht, wenn man das Feuerintervall nicht zu groß wählt (*Diemont* 1996, *Allen* 1964). Unverbrannte Streuauflagen, die nach einem Brand übriggeblieben sind, sind ein signifikantes Keimungshemmnis; hier ist meist nur eine vegetative Regeneration möglich. Die Vergrasung mit Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) kann nur durch einen intensiven Brand verhindert werden. In alten grasreichen Heideflächen, die gebrannt wurden, erfährt die Besenheide eine Steigerung ihrer Konkurrenzkraft und kann sich oftmals längerfristig durchsetzen (*Jørgensen* 1993, *Lindemann* 1993).

Die Ergebnisse langjähriger Brandversuche im Neustädter Moor (Niedersachsen) deuten darauf hin, daß das kontrollierte Brennen im Zusammenhang mit der Schafbeweidung bei der Entwicklung degenerierter Moore im Sinne des Naturschutzes unerläßliche Pflegemaßnahmen sind. Durch den erhöhten Mineralstoffgehalt, der in der ersten Vegetationsperiode nach dem winterlichen Brennen auftritt, wird das Wachstum vieler Moor- und Heidepflanzen angeregt, wovon viele Herbivoren profitieren. Wird die Brandfläche im darauffolgenden Frühjahr mit Schafen beweidet, kommt es zu dem erwünschten langfristigen Nährstoffaustrag[7].

3.3 Auswirkungen auf die Fauna

Die meisten bisher durchgeführten Untersuchungen zu den Auswirkungen des Feuers auf die Tierwelt beziehen sich auf wirbellose Organismen – insbesondere Spinnen und Insekten.

Mehrjährige Untersuchungen, die über die aktuellen Auswirkungen des Feuers hinaus auch langjährige Besiedlungsprozesse in die Betrachtung einbeziehen, sind allerdings selten (*Webb* 1994, *Lütkepohl* et al. 1997). Grundsätzlich gilt, daß die Ergebnisse populationsökologischer Untersuchungen an Wirbellosen auf Brandflächen von einer Vielzahl von Einflußfaktoren, wie Brandtemperatur, Strukturparameter, Witterungsverlauf, Wahl der Fangmethoden usw., abhängig sind. Eine Übertragung der Ergebnisse kann daher stets nur unter Vorbehalt erfolgen.

Die ersten Versuche kontrollierten Brennens auf Calluna-Sandheiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" wurden im Jahre 1993 durchgeführt. Unmittelbare Auswirkungen eines Mitwindfeuers im Februar waren nur für solche Insektenarten nachweisbar, die an Zweigen oder vertrockneten Blüten der Calluna-Pflanzen überwintern. Spinnen, Käfer, Wanzen und andere in der Streuschicht überwinternde Artengruppen blieben unbeeinflußt. Eine dreijährige Folgeuntersuchung mit Bodenfallen belegt, daß trockenheit- und wärmeliebende Arten spontan positiv reagierten, wohingegen die in der Ausgangsvegetation vorhandene Artengemeinschaft sich erst mit der dichter schließenden Vegetation allmählich wieder einstellte. Nach diesen Untersuchungen ist in der Heide ein Brandeffekt in der Zusammensetzung der Wirbellosenfauna für einen Zeitraum von etwa 10 Jahren erkennbar (*Lütkepohl* et al. 1997).

Entsprechende Untersuchungen in einer Moorheide (*Pusching* u. *Schettler-Wiegel* 1987) zeigten, daß kontrolliertes Brennen nur bei einigen Gruppen der gesamten Überwinterungsfauna Auswirkungen zeigt; hier waren vor allem Spinnen, Hautflügler und Schmetterlingslarven betroffen.

Unter Gesichtspunkten eines speziellen Artenschutzes sind die Auffassungen über die Brandauswirkungen nicht immer einheitlich. *Retzlaff* und *Rubrecht* (1991) betonen Probleme für bestimmte eng eingenischte Insektenarten auf gebrannten Flächen, *Clausnitzer* (1994) hingegen hält Feuer in Heiden für einen wesentlichen Faktor, um z.B. stark gefährdeten Arten wie der

Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) Lebensraum zu erhalten.

Faunistische Begleituntersuchungen zu winterlichen Brandversuchen auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg bestätigen erwartungsgemäß, daß auf den Brandflächen mit dem Rückgang von Überwinterungsstadien solcher Arten gerechnet werden muß, die in der Vegetation überwintern (*Handke* u. *Schreiber* 1985, *Handke* 1988). Auch hier ließ sich zeigen, daß mobile thermo- und xerophile Arten eher positiv auf das Brennen reagieren, die weniger mobilen und eher an feuchtere Standorte angepaßten Arten werden dagegen eher negativ beeinflußt (s. auch *Zimmermann* 1978, *Hoffmann* 1980, *Lunau* u. *Rupp* 1988).

Entscheidend für die Bewertung des kontrollierten Brennens als Maßnahme der Landschaftspflege aus faunistischer Sicht sollten im Grundsatz jedoch weniger die unmittelbaren Individuenverluste durch das Brennen sein. (Sie erfolgen auch bei allen sonstigen Eingriffen in die Vegetationsentwicklung in mehr oder minder intensiver Form.) Sehr viel bedeutsamer sind die Fragen, inwieweit Feuer dazu beitragen kann, selten gewordene Pionierstadien als Ausgangspunkte immer wieder einsetzender Sukzessionen zu schaffen und damit kulturbedingte Ökosysteme in ihrer Gesamtheit und mit der ihnen innewohnenden Entwicklungsdynamik zu erhalten. Sofern Brandflächen sich in einem angemessenen Größenverhältnis zur Ausdehnung des Gesamtlebensraums befinden, werden Prozesse der Wiederbesiedlung gestörter Flächen erfolgen können, werden irreversible Störungen der Wirbellosenfauna nicht zu befürchten sein.

Systematische Untersuchungen zur Auswirkung kontrollierten Brennens auf Wirbeltierpopulationen sind aus Mitteleuropa nicht bekannt. In der Regel dürften die Versuchsflächen zu klein sein, um direkte Schadeinflüsse, die auf Poulationsebene relevant sein könnten, zu bewirken. Einzig auf die Frage möglicher negativer Auswirkungen auf überwinternde Reptilien wird mehrfach im Grundsatz hingewiesen (*Podloucky* 1988, *Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer* 1988). Umgekehrt gibt es auch immer wieder Beobachtungen dafür, daß frisch entstandene Brandflächen mit ihren besonderen thermischen Bedingungen gerade für Reptilien zumindest als Teillebensraum rasch Bedeutung erlangen können. Generell gilt sicher auch für Reptilien wie für andere Wirbeltiergruppen, daß eine möglichst reichhaltige Strukturausprägung in Offenland-Lebensräumen im Hinblick auf die Diversität von Artengemeinschaften eher positiv einzuschätzen ist (*Riess* 1980).

Für einige Vogelarten des Offenlandes konnte inzwischen gut belegt werden, daß in bestimmten Gebieten Bestandsrückgänge mit dem Ausbleiben des Feuers als gestaltendem Faktor im Lebensraum einhergehen (*Gatter* 1996). Die Reliktverbreitung des strukturreiche offene Pionierlebensräume bevorzugenden Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im mitteleuropäischen Tiefland zeigt auffällige Bezüge zu solchen Flächen, auf denen Feuer noch heute eine Rolle spielt. In Niedersachsen finden sich die letzten autochthonen Vorkommen dieser Art auf Truppenübunsgplätzen bzw. im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" (*Klaus* 1993, *Lütkepohl* 1996).

Daß auch nach unkontrollierten Waldbränden entstandene Kahlflächen von typischen Offendland-Arten der Vogelwelt spontan für einen in der Regel begrenzten Zeitraum besiedelt werden können, ist vielfach belegt und soll hier nicht weiter vertieft werden (u. a. *Winter* 1980, *Neuschulz* 1991).

3.4 Auswirkungen von Vegetationsverbrennung auf die Atmosphäre

Bei der Verbrennung pflanzlicher Biomasse wird vor allem Kohlenstoff freigesetzt, der einen Anteil von durchschnittlich 45 % ihres Trockengewichts hat. Die Freisetzung erfolgt zum größten Teil in Form von Kohlendioxid (CO_2), gefolgt von Kohlenmonoxid (CO). Das Verhältnis von CO_2 : CO hängt von der Vollständigkeit der Verbrennung ab. Bei gut sauerstoffversorgten, „heißen" Feuern wird wenig CO emittiert. Bei Schwelbränden (Pyrolyse und nicht vollständige Oxidierung des Brennmaterials) werden zunehmend Methan und andere Kohlenwasserstoffe freigesetzt, dazu Wasserstoff (H_2) und vor allem organische Säuren. Durch photochemische Prozesse („Smog") wird aus CO, Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden (NO_x) u. a. Ozon (O_3) gebildet. Neben den gasförmigen Verbindungen werden zusätzlich Aerosole freigesetzt. Die Charakteristika dieser Emissionen sind vergleichbar mit denen aus Verbrennung fossiler Energieträger.

Zur Anreicherung von CO_2 in der Atmosphäre („Treibhauseffekt") tragen Vegetationsbrände nur dann bei, wenn Kohlenstoff rechnerisch in der Atmosphäre verbleibt. Ein Beispiel hierzu ist die Verbrennung von Tropenwald, der bis zu mehrere Hundert Tonnen Kohlenstoff pro Hektar gespeichert hatte. Nach Verbrennung und Umwandlung in Weideland hat sich der Vorrat an Kohlenstoff auf etwa 3–8 Tonnen pro Hektar reduziert.

Im Fall von periodisch wiederkehrenden Bränden, wie beispielsweise in Grasländern (tropische Savannen oder hiesige Trockenrasen) oder Buschformationen (mediterrane Buschvegetation oder hiesige Heide), wird der Kohlenstoff durch die nachwachsende Vegetation dann wieder vollständig gebunden, wenn die Produktivität des Standortes durch Feuer oder andere begleitende Einflußfaktoren nicht reduziert wird. Der Zeitraum der Kohlenstoffbindung nach Feuer entspricht dem „Feuerintervall", der im Fall von Grasländern ein bis drei Jahre betragen kann, im Fall von Busch- und Strauchgesellschaften bis zu 30–50 Jahren. Hinsichtlich des Treibhauseffektes sind daher diese Brände mittel- bis langfristig neutral.

Mechanisierte, maschinelle Pflegemaßnahmen schließen in einer CO_2-Bilanz hingegen sehr viel ungünstiger ab, da fossiler, treibhauswirksamer Brennstoff verbraucht wird.

Hinsichtlich der Emission von Spurengasen bzw. Aerosolen aus kontrolliertem Feuer in potentiellen Zielgebieten in Deutschland kann man von folgenden Größenordnungen ausgehen: Eine jährliche Brandfläche von 1000 ha in verschiedenen Naturschutzgebieten würde bei einer anzunehmenden durchschnittlichen Verbrennung von maximal 20 t Pflanzenmaterial (Trokkengewicht) pro ha zu einer vorübergehenden Freisetzung von 9000 t Kohlenstoff führen. Vergleichsweise brennen in den Mittelmeerländern jährlich im Durchschnitt 600000 ha Wald- und Buschland. Dabei werden im Durchschnitt ca. 50 t/ha pflanzlicher Biomasse

verbrannt und somit insgesamt etwa 13,5 mio t Kohlenstoff an die Atmosphäre abgegeben. Weltweit werden jährlich im Durchschnitt 4,1 Milliarden t Kohlenstoff durch Vegetationsbrände freigesetzt (*Andreae* et al. 1996).

Während ein solches Brennszenario für Deutschland die Freisetzung von Spurengasen und Aerosolen eine vergleichsweise vernachlässigbare Größenordnung hat, kann durch das kontrollierte Brennen eine Beeinträchtigung von Infrastrukturen und Verkehr durch Rauch herbeigeführt werden, vor allem Sichtbehinderung. Die sich daraus ergebenden Probleme können im Vorfeld durch geeignete meteorologische Beratung und entsprechende Wahl von Zeitpunkt und technischer Durchführung des Brennens minimiert werden. Die Entwicklung in den USA, in denen hohe Standards der Luftreinhaltung bestehen, zeigt, daß Kompromisse für die Durchführung eines aus ökologischer Sicht notwendigen kontrollierten Brennens gefunden werden können.

4. Gesetzliche Rahmenbedingungen

Der Einsatz von Feuer in der offenen Landschaft ist für die Bundesrepublik Deutschland in den Naturschutz- und Abfallbeseitigungsgesetzen des Bundes und der Länder geregelt. Grundsätzlich verbietet der Gesetzgeber das flächige Abbrennen von Vegetation und Vegetationsabfällen. Ausnahmen von diesen Regelungen, beispielsweise für die Forschung oder wenn der Schutzzweck eines nach Naturschutzrecht gesicherten Landschaftsteils dieses ausdrücklich erfordert, sind möglich und kamen bei den bisherigen Brennversuchen zur Anwendung.

Im Bundesnaturschutzgesetz (BNat SchG) ist der Einsatz von Feuer nicht explizit erwähnt. Es sind jedoch Hinweise im Gesetzestext zu finden, die für den Einsatz von Feuer für Pflegeaufgaben Bedeutung haben. Die Naturschutzgesetze des Bundes und der Länder zielen darauf ab, Natur und Landschaft zu schützen, zu pflegen und zu entwikkeln, um u. a. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes zu gewährleisten und die gewachsene Eigenart von Landschaften zu schützen (§ 1 BNatSchG). In vielen Fällen handelt es sich dabei um Reste einer über viele Jahrhunderte gewachsenenen historischen Kulturlandschaft. Zu den Grundsätzen des Naturschutzes und der Landschaftspflege gehört es auch, solche historisch gewachsenen Kulturlandschaften von charakteristischer Eigenart (§ 2, 13 BNatSchG) sowie die natürlich und historisch gewachsene Artenvielfalt (§ 2, 10 BNatSchG) zu erhalten, zu pflegen und zu entwikkeln. Dabei sollen nach Möglichkeit auch traditionelle Wirtschaftsformen zum Einsatz kommen (*Louis* 1994). In Abschnitt 2 wurde gezeigt, daß der Feuereinsatz zu landwirtschaftlichen Zwekken mit zu den ältesten Wirtschaftsformen gehört und daß viele der historischen Kulturlandschaften untrennbar mit dem flächigen Brennen verbunden sind.

In § 20d BNatSchG sind die allgemeinen Artenschutzbestimmungen geregelt. Danach ist es verboten, ohne vernünftigen Grund Lebensstätten wildlebender Tier- und Pflanzenarten zu beeinträchtigen oder zu zerstören. Dieses ist eine Rahmenregelung, die von den Ländern näher ausgeführt werden muß. Alle Flächenstaaten, mit Ausnahme von Bayern, verbieten an dieser Stelle grundsätzlich das flächige Abbrennen der Bodenvegetation. Es ist in der Regel ein deskriptives, generelles Verbot, bei dem sich einige Länder einen Befreiungsvorbehalt der zuständigen Naturschutzbehörde im Einzelfall offenhalten. Zuwiderhandlungen werden als Ordnungswidrigkeit geahndet.

In § 37 Abs. 2 des niedersächsischen Naturschutzgesetzes (NNatG) heißt es, daß die Bodendecke auf Wiesen, Feldrainen, ungenütztem Gelände, an Hecken, Hängen und Böschungen nicht abgebrannt werden darf. Nach *Blum* et al. 1990 handelt es sich dabei um ein unbedingtes Verbot, da das Abbrennen eine Verfahrensweise ist, deren ökologische Schäden typischerweise den erreichten Nutzen bei weitem übertreffen und es nach herrschender Rechtsauffassung keinen vernünftigen Grund dafür gibt. Es besteht jedoch eine Ausnahmemöglichkeit nach § 37 Abs. 5 NNatG, bei der die Untere Naturschutzbehörde oder eine andere Verwaltung im Einvernehmen mit der Unteren Naturschutzbehörde eine Genehmigung erteilen kann. Als Grund müssen öffentliche Belange vorliegen, die die Ausnahmegenehmigung rechtfertigen, z. B. der Einsatz von Feuer zur Pflege von Schutzgebieten.

Ein weiteres Gesetz, das den Feuereinsatz in der Landschaft weitgehend verbietet, ist das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz des Bundes (vom 27. 9. 1994). Da es nur ein Rahmengesetz ist, das von den Ländern konkretisiert werden muß, können die einzelnen Landesgesetze und -verordnungen voneinander abweichen. So steht in der baden-württembergischen Verordnung über die Beseitigung pflanzlicher Abfälle (§ 2), daß Pflanzenreste von landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Grundstücken nicht flächig verbrannt werden dürfen, sondern so weit als möglich auf Haufen aufgeschichtet werden müssen. Größere Mengen sind anzeigepflichtig. In Niedersachsen ist durch die Kompostverordnung vom 10. 5. 1978 (g. d. V. v. 24. 1. 1994) das Verbrennen pflanzlicher Abfälle grundsätzlich verboten, wobei die Gemeinden an zwei Tagen im Jahr oder auf Antrag Ausnahmen zulassen können (*Hösel & Freiherr von Lersner* 1995).

Im Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) vom 14. 5. 1990 (geändert am 23. 11. 1994) wird auf das Verbrennen von Vegetation kein Bezug genommen. Der Geltungsbereich des Gesetzes (§ 2 BImSchG) erstreckt sich zwar u. a. auf die Errichtung und den Betrieb von Anlagen, zu denen auch Grundstücke, auf denen immissionsträchtige Arbeiten vorgenommen werden, gehören. Jedoch sind Gartengrundstücke und landwirtschaftliche Flächen keine Anlagen in diesem Sinne, weil Düngung oder Abfallverbrennung zu selten erfolgen. Prinzipiell ist es möglich, daß an dieser Stelle die Länder weitergehende Vorschriften erlassen, insbesondere die Regelung von Emissionen aus nichttechnischen Einrichtungen, etwa das Verbrennen von Gartenabfällen (*Jarass* 1995). Davon wurde jedoch im Rahmen der Immissionsschutzgesetze bisher keine Anwendung gemacht.

Die derzeitigen gesetzlichen Grundlagen zielen also ganz wesentlich darauf ab, das offene Feuer aus der Landschaft fernzuhalten. Dies ist die Konsequenz aus der Umweltschutz- und Luftreinhaltepolitik der letzten Jahrzehnte. In jüngster Zeit zeichnet sich zunehmend deutlich ab, daß in manchen Fällen kontrolliertes Feuer für die Zielerfüllung im Naturschutz Wesentliches beitragen kann. Für diese klar bestimmbaren und wissenschaftlich gut begründ-

baren Fälle sollten grundsätzliche Regelungen geschaffen werden, die mühsame Ausnahmeverfahren im Einzelfall ersparen und einen behutsamen, sachgerechten Feuereinsatz in der Landschaft ermöglichen. Die organisatorischen und sicherheitstechnischen Anforderungen an die Durchführung des kontrollierten Brennens sowie die Kompetenzen der Beteiligten sollten deswegen präzisiert und festgelegt werden.

Hier ergibt sich eine sinnvolle Aufgabe für die Zusammenarbeit zwischen dem amtlichen Naturschutz, der Forschung und den wenigen erfahrenen Anwendern in Deutschland, einschlägige rechtliche Regelungen in einer Form zu definieren und den Landesverwaltungen als Vorschlag für den Erlaß von Durchführungsbestimmungen vorzulegen. Diese sollten auch dem privaten Flächennutzer ermöglichen, dort Feuer einsetzen zu können, wo es aus Sicht der Landschaftspflege Sinn macht. Andererseits muß vermieden werden, daß der Feuereinsatz in der Flächenbehandlung wieder außer Kontrolle gerät und eine ähnliche Situation entsteht, die zu den derzeit bestehenden Flämmverboten geführt hat.

5. Feuer-Management

5.1 Die Technik des Feuereinsatzes

Das kontrollierte Brennen ist eine anspruchsvolle Technik, deren Anwendung eine Reihe von Grundkenntnissen über die Rahmenbedingungen voraussetzt, die das Verhalten und die Auswirkung des Feuers bestimmen. Diese Pflegetechnik hat ihre Wurzeln in den historischen Landnutzungsformen, die die europäischen Auswanderer mit in die Neue Welt gebracht hatten. Während im Nachkriegs-Europa das Dogma des Feuerausschlusses zu einem Verlust der tradierten Kenntnisse führte, überlebten diese in Nordamerika – trotz der über lange Zeit von preußischen und französischen Forstleuten bewirkten Politik des Feuerausschlusses – und wurden vor allem in den USA als Verfahren des kontrollierten Brennens in den sechziger und siebziger Jahren unter Berücksichtigung wissenschaftlicher Erkenntnisse modifiziert, verfeinert und den Anforderungen an moderne Pflege und Schutzmaßnahmen im Ökosystem-Management angepaßt[8].

Im Rahmen dieses Strategiepapieres muß auf eine ausführliche Einführung in die Technik des Brennens verzichtet werden. Es wird daher auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen. Eine aktualisierte Zusammenfassung findet sich bei *Pyne* et al. (1996); in der deutschsprachigen Literatur hat *Goldammer* (1978) die Grundsätze des kontrollierten Brennens zusammengestellt und anhand des Beispieles von Ökosystem-Management in den Tropen und Subtropen vertieft (*Goldammer* 1993). Es werden aber an dieser Stelle einige wesentliche Grundlagen in Kürze erörtert, die nötig sind, um den Feuereinsatz in seiner Vielfältigkeit verstehen zu können.

Um den Feuereinsatz genauer planen zu können, ist die Beachtung einiger Faktoren unabdingbar, die das Verhalten des Feuers bestimmen. Vorrangig ist die Beurteilung der meteorologischen Bedingungen, wie Großwetterlage, Wind- und Strahlungsverhältnisse und die Luftfeuchtigkeit. Die Luftfeuchtigkeit und die Länge der vorausgegangenen Trockenperiode haben einen wesentlichen Einfluß auf den Feuchtigkeitsgehalt des Brennmaterials. Das feine Brennmaterial (lose geschichtete Laub- und Nadelstreu, ausgetrocknete Grasschicht, ausgetrocknete Zweige und Äste) bestimmen unter den hiesigen Verhältnissen im wesentlichen das Feuerverhalten. Ist dieses Brennmaterial ausreichend trocken, verbrennt es rascher, vollständiger und mit hohen Temperaturen („heiße Feuer"). Mit zunehmender Feuchtigkeit des Brennmaterials verringert sich die Feuerintensität, und das Feuer brennt „kälter"[9].

Mit einem „kalten Feuer" kann die Auswirkung einer Mahd nachgeahmt werden, da die Gras- und Streuschicht schnell, oberflächlich und mit geringen Auswirkungen auf die Humusauflage verbrannt wird. Ein „heißes Feuer" zeichnet sich beispielsweise durch große Flammenhöhe und längere Verweilzeit aus und eignet sich dazu, unerwünschten Strauch- und Baumaufwuchs zurückzudrängen (*Riess* 1976b). Die Topographie und Windgeschwindigkeit sind die entscheidenden Faktoren, die die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Feuers bestimmen. So vervierfacht sich beispielsweise die Ausbreitungsgeschwindigkeit eines Feuers an einem 20° steilen Hang im Vergleich zum Ausbreitungsfortschritt in der Ebene.

Drei wichtige Brenntechniken kommen unter den hiesigen Anforderungen der Anwendung in Betracht:

Beim **Lauf- oder Mitwindfeuer** wird mit der Windrichtung gebrannt. Das Feuer läuft schnell über die Fläche und entwickelt hohe Temperaturen im oberen Flammenbereich (bis 1000 °C). Je nach Beschaffenheit, Verteilung und Feuchte des Brennmaterials ist die Verbrennung der Bodenauflage meist unvollständig. Das führt dazu, daß die Temperaturen in Bodennähe in der Regel nicht sehr hoch sind, da das Temperaturmaximum am oberen Ende der Flammenzone liegt. Dadurch wird in der Regel nur die obere Streuauflage entfernt und die Bodenlebewelt so weit als möglich geschont.

Das **Gegenwindfeuer** wird gegen die Hauptwindrichtung gelegt. Dadurch wird die Fortschrittsgeschwindigkeit des Feuers wesentlich verlangsamt, und das Brennmaterial verbrennt vollständiger, jedoch mit niedrigeren Temperaturen. Das Temperaturmaximum wird im Vergleich zum Mitwindfeuer in Bodennähe verlagert.

Bei einem **Ringfeuer** wird das Feuer kreisförmig um die zu brennende Fläche gelegt und die Feuerfronten treffen im Zentrum der Brandfläche aufeinander. Durch das konvektive Verhalten der Luftströmung entsteht ein Sog, der ein Feuer mit sehr hoher Intensität entstehen läßt. Diese Brenntechnik eignet sich beispielsweise zur Beseitigung unerwünschter Gehölzverjüngung.

[8] Der in den USA für das Kontrollierte Brennen zunächst verwendete Begriff *controlled burning* führte zunächst zu Mißverständnissen, da er auch bedeutet, daß ein Wildfeuer unter Kontrolle, d.h. gelöscht ist. Der Begriff *prescribed burning* hat sich mittlerweile uneingeschränkt durchgesetzt. Der hierin verwendete Begriff *prescription* („Rezept") impliziert, daß das Brennen auf wissenschaftlicher Grundlage geplant und dem Ökosystem „verschrieben" wird.

[9] Der Begriff „Feuerintensität" (entlehnt aus *fire intensity*) kann mit verschiedenen Methoden beschrieben werden. Im wesentlichen beschreibt Feuerintensität die Menge der Energiefreisetzung pro Zeit- und Flächeneinheit.

5.2 Der Feuereinsatz im Vergleich zu anderen Pflegemethoden

Der Einsatz von Feuer als Pflegemaßnahme in Deutschland bzw. Mitteleuropa kommt für eine Reihe von Vegetationstypen bzw. Landschaftselementen infrage (s.u. Abschn. 5.3). Zielsetzungen und Durchführung des Brennens richten sich nach den spezifischen Erfordernissen, die nicht nur die Zusammensetzung und Dynamik der Vegetation berücksichtigen müssen, sondern auch Aspekte von Landschaft und Landschaftsnutzung. Dabei können die spezifischen Ziele des Feuereinsatzes sehr unterschiedlich sein. Eine Analyse dieser Zielsetzungen ist für die Pflegeplanung von zentraler Bedeutung. Ein potentieller Feuereinsatz ist mit anderen Pflegeformen abzustimmen (ergänzenden Maßnahmen versus Ersatzmaßnahmen). Dabei gilt es, folgende grundsätzliche Punkte zu bedenken:

a. Auswirkungen der unterschiedlichen Pflegemaßnahmen

Nach einem Feuereinsatz in kulturbedingten Ökosystemen können sich die Dominanzstrukturen in den Lebensgemeinschaften für einen in der Regel begrenzten Zeitraum verändern, indem Arten vorübergehend oder endgültig verdrängt werden, andere hingegen die Vorherrschaft erlangen. Diese Veränderungen der biotischen und abiotischen Verhältnisse können das erklärte Pflegeziel sein oder müssen in gewissen Grenzen als methoden-immanent hingenommen werden; Verluste von Individuen durch unmittelbare Einwirkung sind auch bei anderen Pflegemaßnahmen im Grundsatz nicht zu vermeiden (*Handke* 1988, *Van der Ende* 1993).

So verliert das häufig auch stark emotional gefärbte Argument an Schärfe, daß Tiere und Pflanzen bei dem Feuereinsatz vernichtet werden. Statt dessen muß der Blick auf den eigentlich zentralen Punkt bei der Diskussion über die verschiedenen Pflegemaßnahmen gerichtet werden: Welche ökologischen Auswirkungen bringen die verschiedenen Pflegemethoden mit sich und wie stehen sie im Verhältnis zu dem erzielten Nutzen. Dabei werden im Hinblick auf die optimale Pflegeform von Fall zu Fall unterschiedliche Entscheidungen zu erwarten sein, und es sollte nüchtern und sachlich die beste Variante ausgewählt werden. Diese Überlegung macht deutlich, daß es nicht Ziel des zukünftigen Feuereinsatzes sein kann, die anderen Pflegemethoden zu ersetzen oder zu verdrängen. Vielmehr soll die Palette der bisherigen Pflegemöglichkeiten im Sinne der Optimierung von Eingriffsintensität und Kosten um eine weitere Option ergänzt werden. Dabei muß am konkreten Einzelfall entschieden werden, ob Pflegemaßnahmen notwendig sind und wenn ja, welche Methode die effizienteste, schonendste und günstigste ist, um das gewünschte Ziel zu erreichen.

b. Personelle, technische und finanzielle Überlegungen

Die heute gängigen Methoden der Offenhaltung nicht intensiv genutzter und für den Naturschutz wertvoller Landschaftsteile sind die Mahd, das Mulchen und in Sonderfällen auch das Plaggen oder die Beweidung[10].

Diese Pflegetechniken stellen spezifische Anforderungen an die technische Ausrüstung und/oder Infrastuktur. Generell gilt, daß Handarbeit in der Flächenbehandlung sehr personal- und zeitaufwendig ist und oft nur sehr kleinflächig mit freiwilligen Helfern aus Naturschutzvereinen durchgeführt werden kann. Da man heute jedoch mit den Aufgaben der Landschaftspflege vielfach an finanzielle und personelle Kapazitätsgrenzen stößt, sucht man in jüngster Zeit vermehrt nach Alternativen. Das kontrollierte Brennen ist eine Pflegeform, die bei routinemäßiger Nutzung mit vergleichsweise geringen personellen und maschinellen Mitteln auskommt. Der Neubeginn eines Brennprogrammes bringt voraussichtlich einen erhöhten Vorbereitungsaufwand mit sich, da Behörden, sonstige Träger öffentlicher Belange und anfänglich meist auch die Feuerwehr mit einbezogen werden müssen.

Es ist aus heutiger Perspektive anzunehmen, daß ein Feuereinsatz in manchen Fällen durchaus eine qualitativ ebenbürtige und darüber hinaus kostengünstige Alternative zu herkömmlichen Pflegemaßnahmen darstellen wird. Untersuchungen von *Wegener* (1993) und *Holst-Jørgensen* (1993) zeigen, daß das Brennen bei der Kostenkalkulation im Vergleich zu anderen Pflegevarianten meist über 50 % günstiger abschneidet. An dieser Stelle wird aber nochmals unterstrichen, daß die Kosten nicht als ausschlaggebendes Argument für den Feuereinsatz herangezogen werden dürfen, wenn andere Schutzgründe dem entgegenstehen.

c. Strukturelle, topographische und edaphische Verhältnisse der zu pflegenden Flächen

Häufig weisen die zu behandelnden Flächen reichhaltige Strukturelemente auf, die einen Maschineneinsatz schnell an seine Grenzen stoßen lassen. Diese reichen in Heiden und Grünland von Lesesteinhaufen über Findlinge oder flächig eingestreute Felspartien bis hin zu kleinen Gebüsch- und Baumgruppen. Bei der flächigen Heidemahd mit Maschinen weist *Lütkepohl* (1993) darauf hin, daß stellenweise eine Strukturverarmung auftritt und dadurch die Diversität geringer wird. Dies kann zwar auch kurzfristig ein Effekt des Feuers sein, in jedem Fall aber wird das Kleinrelief bei Feuereinsatz maximal geschont.

Auch steile Hanglagen verbieten einen Maschineneinsatz. Hier sind die Beweidung, das Mähen von Hand oder der Feuereinsatz die einzigen Möglichkeiten, um diese Flächen zu pflegen. Bei sehr steilen Hanglagen – wie beispielsweise die Rebböschungen des Kaiserstuhls – fallen auch die Beweidung oder die Mahd von Hand weitgehend aus.

Des weiteren gibt es Flächen, auf denen aus edaphischen Gründen der Einsatz von großen Maschinen zweifelhaft ist, da es hier zu Bodenverwundungen, Bodenverdichtungen oder zu Veränderungen des Mikroreliefs kommen kann. Als Beispiele seien hier Feuchtwiesen auf plastischem geologischen Untergrund oder Moorböden genannt.

In allen genannten Fällen kann ein Feuereinsatz eine sinnvolle und praktikable Alternative darstellen, sofern

[10] Während bei der Mahd ein Vegetationsschnitt erfolgt und das Pflanzenmaterial danach in der Regel von der Fläche abtransportiert wird, wird beim Mulchen die abgeschnittene Vegetation kleingehäckselt und verbleibt auf der Fläche.

keine anderen Schutzgründe dagegen sprechen. Ist nach diesen Überlegungen die Entscheidung für einen Feuereinsatz gefallen, gibt es einige brenntechnische Überlegungen, die im Vorfeld des kontrollierten Brennens geplant werden müssen:

Größe und Lage der einzelnen Brandflächen

Unter mitteleuropäischen Verhältnissen sollte das Feuer zur Pflege im Naturschutz in der Regel nur kleinflächig und abschnittsweise angewendet werden. Dabei sollte sich die Größe und Lage der einzelnen Brandflächen an der Gesamtgröße des Pflegegebietes orientieren, und zwar so, daß eine floristische und faunistische Wiederbesiedlung problemlos möglich ist. So wird beispielsweise im Neustädter Moor jährlich auf ein bis fünf Prozent der Fläche des gesamten Schutzgebietes gebrannt. Diese Größenordnung kann für andere Flächen, die kontrolliert gebrannt werden sollen, nur ein Anhalt sein, da sich die jährlich gebrannte Fläche nach dem angestrebten Feuerintervall (s. u.) richtet. Die Lage und Form der einzelnen Brandflächen sollte sich möglichst den topographischen Konturen anpassen bzw. unregelmäßig und mosaikartig in der Landschaft verteilt sein. Dadurch erreicht man einen hohen Randlinieneffekt, bei dem sich frisch gebrannte mit älteren Brandflächen abwechseln.

Feuerhäufigkeit (Feuerintervall) und Brandzeitpunkt

Beide Faktoren werden von dem spezifischen Pflegeziel bestimmt. Das Feuerintervall (durchschnittlicher Abstand zwischen zwei Feuerbehandlungen in Jahren) ist in den in Frage kommenden hiesigen Vegetationstypen sehr unterschiedlich, dürfte aber nach den bislang vorliegenden Erfahrungen zwischen einem und zwanzig Jahren liegen (*Wegener* 1993, *Van der Ende* 1993, *Holst-Jørgensen* 1993, *Schreiber* 1995).

In Abschnitt 5.1 wurde gezeigt, daß mit verschiedenen Brennmethoden unterschiedliche Effekte erzielt werden können, die u.a. durch die meteorologischen Bedingungen und die Jahreszeit beeinflußt werden. Dabei wurde bei den meisten Brennversuchen bisher im Winter gebrannt (*Zimmermann* 1975, *Hoffmann* 1980, *Wegener* 1993, *Schreiber* 1995, *Lütkepohl* et al. 1997). Zu dieser Jahreszeit ist die Aktivität von Fauna und Flora stark eingeschränkt, und da der Boden kalt oder gefroren ist, sind die Auswirkungen des Feuers auf die Organismen in Bodennähe am geringsten. Dabei ist allerdings zu bedenken, daß vor allem den Tierarten, die in der Streu überwintern, die Chance genommen wird, vor dem Feuer zu fliehen. Ist es das Ziel, mit einem möglichst intensiven, heißen Feuer zu brennen, etwa um starken Gehölzaufwuchs zurückzudrängen oder die Streudecke möglichst vollständig zu entfernen, kann ein Feuer zwischen Spätfrühjahr und Sommer erfolgversprechend sein.

Auch die Tageszeit spielt für die Feuerintensität eine Rolle. Sie ist in der Regel in den frühen Nachmittagsstunden am höchsten, kurz nachdem die Einstrahlung ihren Höhepunkt erreicht hat und die relative Luftfeuchtigkeit und Feuchtigkeit des schwachen Brennmaterials am niedrigsten sind.

5.3 Möglichkeiten des Feuereinsatzes in Mitteleuropa bzw. Deutschland

Aus Gesichtspunkten des Naturschutzes, der Landschaftspflege und ggf. auch der Forstwirtschaft ergeben sich heute mehrere Schwerpunktbereiche, in denen man sich neben konventionellen Pflegeverfahren einen gezielten Feuereinsatz vorstellen könnte:

a. Heidegesellschaften
- Erhaltung des Landschaftstyps
- Erhaltung der spezifischen Entwicklungsdynamik
- Habitatbewirtschaftung von Wildtieren (z. B. Birkhuhn u. a. auf aufgelassenen Truppenübungsplätzen)
- Verbesserung der Beweidungsgrundlage (z. B. Heidschnucken)
- Landschaftsgestaltung (z. B. Erholungsgebiet Lüneburger Heide)
- Reduzierung der Wildfeuergefährdung

b. Moore
- Renaturierung und Pflege degenerierter Moorfläche

c. Trocken- und Magerrasen
- Erhaltung artenreicher Lebensräume der historischen Kulturlandschaft

d. Bracheflächen
- Kleinflächen auf Extremstandorten in Gemengelage mit anderen Nutzungen
- Großflächen im Rahmen der Landschaftspflege, aber nur in kleinen handtuchartigen Flächen in jährlichem Wechsel gebrannt (Wald-Feld-Verteilung aus landschaftsästhetischer Sicht; Offenhaltung von Flächen aus anderen Gründen [z. B. Skisport])

e. Andere land- und weinbauwirtschaftliche Problemstandorte
- Ackerraine und Böschungen, insbesondere an hohen Steilhanglagen (Erosionsschutz, Mikroklima [Kontrolle von Kaltluftbarrieren], Artenschutz)

f. Waldbewirtschaftung
- Waldbauliche Maßnahmen
- Neubelebung historischer Landnutzungsformen im Rahmen der Landschaftspflege (z. B. Reutebergwirtschaft/Reutebrennen)

g. Reduzierung der Wildfeuergefährdung
- Reduzierung der Schadfeuergefährdung in Kiefernwäldern
- Reduzierung der Schadfeuergefährdung auf Truppenübungsplätzen (Schießplätze)

Erfahrungen in der Lüneburger Heide haben beispielsweise deutlich gemacht, daß die langfristige Beschränkung der Heidepflege allein auf Schafbeweidung zu sehr strukturarmen Heiden führt, deren Vitalität und Verjüngungsfreudigkeit abnimmt. Das gesamte Spektrum traditioneller Bewirtschaftungsverfahren ist notwendig, um eine strukturreiche, vitale Heide zu erhalten (*Lütkepohl* 1993, *Lindemann* 1993). So kommen heute neben der Mahd auch maschinelle Plaggverfahren zum Einsatz. Feuer erweist sich dabei zur Pflege noch vitaler, zu Stockausschlägen fähiger Calluna-Heiden auf Standorten mit geringer Rohhumusauflage als sehr effektiv, insbesondere dort, wo Mahd aus den o. a. Gründen als Pflegemaßnahme ausscheidet.

Auch bei der Pflege degenerierter Moore ist ein Feureinsatz denkbar, vor allem um einen Nährstoffaustrag zu erreichen. In diesem Fall scheint besonders die Kombination von Feuer und Beweidung vielversprechend zu sein (vgl. Abschn. 3.2).

Kleinflächig und abschnittsweise angewendet, kann das Feuer auch im Grünland vor allem in trockenen Gesellschaften ein geeignetes Pflegemittel sein. Insbesondere gilt dies für subkon-

tinental bis kontinental beeinflußte Trocken- und Halbtrockenrasen, Sandtrockenfluren und Gebirgstrockenrasen (*Wegener* 1993). Gleiches gilt für Böschungen in Weinbaugebieten, da diese häufig so steil sind, daß andere Pflegevarianten nicht möglich sind. Ob es sich dafür eignet, bestimmte schutzwürdige Artenkombinationen zu erhalten, kann noch nicht abschließend beantwortet werden. Geht es jedoch vornehmlich darum, eine bestimmte gewünschte Biotopkapazität, Diversität oder Strukturvielfalt zu erhalten und zu fördern, ist das Feuer eine geeignete Pflegemaßnahme. Dies gilt besonders für Flächen, die in unwegsamem und steilem Gelände liegen und/oder sehr viele Kleinstrukturen aufweisen, da hier abgesehen von der extensiven Beweidung andere Pflegeverfahren nur unter erheblichem Aufwand und größeren Schwierigkeiten durchgeführt werden können.

Abschließend sollen die Truppenübungsplätze erwähnt werden, auch wenn sie keine einheitlichen Landschaftsteile darstellen, sondern aus einer Vielzahl unterschiedlicher Ökosysteme bestehen. Sie stellen die letzten echten „Brandrefugien" Mitteleuropas dar (vgl. Abschn. 2.2) und nehmen große zusammenhängende Flächen ein. Deshalb sind sie sowohl für die feuerökologische Forschung als auch für die zukünftige Erprobung und Anwendung von Feuer-Management-Maßnahmen von herausragender Bedeutung.

Allein in Brandenburg gibt es über 90000 ha ehemaliger Übungsflächen, von denen ein knappes Drittel dem Naturschutz zur Verfügung gestellt wurde und wo „Wildnisgebiete" ausgewiesen werden sollen (*Flade* 1996). Sie reichen von einem vielfältigen Mosaik aus primären Sukzessionstadien über Heideflächen bis hin zu geschlossenen Wäldern, für die ein langfristiges Bewirtschaftungskonzept entwickelt werden soll. Dabei ist es naheliegend, daß diese Flächen, die durch „Katastrophen" entstanden sind und in deren Entstehungsgeschichte das Feuer eine maßgebliche Rolle gespielt hat, auch weiterhin dem Feuer ausgesetzt werden sollten. *Flade* (1996) sieht in einer Mischung aus Jagdruhezonen, Zulassung von Bränden – kontrollierten und natürlichen – und Insektenkalamitäten die beste Möglichkeit, die Dynamik dieser Lebensräume in Gang zu halten.

Diesem Managementkonzept liegt die Hypothese zugrunde, daß der Anteil der Offenlandbiotope in der nacheiszeitlichen Naturgeschichte schon immer eine bedeutende Rolle gespielt hat (*Brunzel-Drüke* et al. 1994, *Beutler* 1996), sei es, daß sie durch menschliche Eingriffe geschaffen wurden, oder natürliche Kalamitäten wie Feuer, Sturm und Insekten die Wälder öffneten und in der Folgezeit durch einen hohen Beweidungsdruck der Herbivoren offengehalten wurden.

6. Öffentlichkeitsarbeit

Es ist offensichtlich, daß es aus naturschutzfachlicher Sicht eine Anzahl von Argumenten gibt, dem Feuer in der Palette der Pflegemöglichkeiten von Schutzgebieten einen Platz zuzugestehen. Für die praktische Umsetzung gilt es jedoch noch eine Reihe von Hürden zu nehmen, da in den meisten Verwaltungen und in der Öffentlichkeit der Nutzung des Feuers in der freien Landschaft ein großes Mißtrauen entgegengebracht wird. Da es in den letzten Jahrzehnten weitgehend verboten war, das Feuer einzusetzen, hat es sich in dem Bewußtsein der Öffentlichkeit festgesetzt, daß Feuer für die Natur negativ zu bewerten ist. Ein Wiederzulassen des Feuers im Naturschutz kann daher zunächst auf breites Unverständnis stoßen. Deswegen ist eine gute und gezielte Öffentlichkeitsarbeit nötig. Sie muß unmißverständlich herausarbeiten, daß es einerseits gilt, einen fachlich begründeten Feuereinsatz zuzulassen, andererseits das unkontrollierte Flämmen von beispielsweise Hecken, Feldgehölzen und Ackerflächen weiterhin zu unterbinden. Aus den vorliegenden Erfahrungen mit dem Feuereinsatz läßt sich mittlerweile eine Fülle überzeugender Argumente ableiten.

Ob die Öffentlichkeitsarbeit sich größeren Problemen stellen muß, sollten sozio-ökonomische Begleituntersuchungen in den kommenden Jahren herausarbeiten. Die junge Generation von Landwirten bzw. der Bevölkerung im ländlichen Raum einerseits und der städtischen Bevölkerung andererseits sind über Naturprozesse in der Regel recht gut informiert bzw. haben ein allgemein gutes Verständnis für vergleichbare Neuerungen. So hat beispielsweise die Diskussion der Brände im Yellowstone Nationalpark (USA) im Jahr 1988 in den hiesigen Medien über Jahre hinweg einen bislang ungekannten Raum eingenommen, und es besteht zumindest beim durchschnittlichen Bildungsbürger ein überraschend hoher Bewußtseinsstand über die Ambivalenz von Waldbränden.

Die junge Generation von Landwirten (einschließlich Weinbauern, Schäfer, Jäger) hat aber andererseits keine Erinnerung und Erfahrung in den alten Praktiken des Flämmens. Hier ist insbesondere die ältere Generation gefragt, mit Rat zur Seite zu stehen.

Konkrete Maßnahmen der Öffentlichkeitsarbeit sind Vorträge, Fortbildungen und öffentliche Informationsveranstaltungen für interessierte Mitbürger, Verbände oder die Naturschutzverwaltungen. Dabei sollten möglichst viele und unterschiedliche Träger öffentlicher Belange eingebunden werden, um eine interdisziplinäre Diskussion anzuregen und Lösungsansätze zu erarbeiten, die einen möglichst großen Rückhalt in der Öffentlichkeit finden. Außerdem werden so die neu gewonnenen Informationen über Multiplikatoren nach außen getragen.

Dabei kann es sich als sinnvoll erweisen, die Ziele des Feuereinsatzes in der Landschaftspflege an bestimmten bekannten Zielarten (z.B. dem Birkhuhn) festzumachen. Von Bedeutung ist auch gerade für die Öffentlichkeitsarbeit, den historischen Ansatz auszubauen, der deutlich macht, daß Feuer kein neues Instrument des Naturschutzes ist, sondern daß es von alters her in vielen Kulturlandschaften Deutschlands eine Rolle gespielt hat.

7. Forschungsbedarf und Perspektiven

Während in der süd- und außereuropäischen feuerökologischen Forschung mittlerweile ein umfangreiches Fachwissen vorliegt, ist dieses im mitteleuropäischen Raum nur fragmentarisch vorhanden. Dabei fehlen vor allem längerfristige Untersuchungen (Dauerbeobachtungsflächen) im Sinne der Konzepte von *Schreiber* (1997), der die bereits erwähnten Bracheversuche in Baden-Württemberg betreut. Dieses erhebliche Wissensdefizit sollte durch

eine breite Forschungsinitiative überwunden werden, die u. a. in folgenden Bereichen wirken bzw. Themen aufgreifen sollte:

- Wissenschaftliche Begleitung laufender Maßnahmen;
- Wiederaufnahme bzw. Fortführung von Untersuchungen auf ehemaligen Versuchsflächen (bzw. Brandflächen im allgemeinen);
- Erarbeitung einer umfassenden Dokumentation über die Auswirkungen von Feuer in den infrage kommenden Vegetationstypen;
- Durchführung umfassender Vergleiche (ökologisch-ökonomische Wirkungsanalysen) von verschiedenen Pflegemaßnahmen zur Vorbereitung eines fundierten Entscheidungsinstrumentariums; und
- Einbindung der Komponente „Kontrolliertes Brennen" in die Erarbeitung von Pflegekonzepten für ehemalige bzw. heute noch genutzte Truppenübungsplätze.

Ein weiteres, bislang unzureichend abgedecktes Gebiet betrifft die Rolle des Feuers in der Natur- und Landnutzungsgeschichte.

Bislang gibt es nur wenige Untersuchungen über die Geschichte des Feuers und dessen Auswirkungen auf die Vegetation Mitteleuropas. Eine kulturhistorisch-ökologisch ausgerichtete Komponente eines breiteren Forschungsprogrammes sollte sich folgenden Fragestellungen widmen:

- Ergänzung bisheriger Analysen von Bohrkernen in Seen und Mooren in der Form von Neuauswertung (Neuinterpretation) von Holzkohledaten in Bezug auf Vegetations- und Klimainformation. Neuanlage von Bohrungen dort, wo derartige Information fehlt;
- Auswertung historischer Quellen hinsichtlich der Verbreitung und Bedeutung ehemaliger Brandwirtschaftsformen;
- Auswertung von Waldbrand- und Blitzschlagstatistiken in Hinblick auf die Bedeutung natürlicher Brände.

Insgesamt drängt die Zeit, da viele schützenswerte Flächen der Sukzession bzw. Überalterung unterliegen und sich nachhaltig zu verändern drohen. Als Ergebnis dieses Grundsatzpapieres wird daher empfohlen, entsprechende Maßnahmen zügig umzusetzen. In den Ökosystemen, von denen wir wissen, daß sie in ihrer gechichtlichen Entwicklung immer wieder durch das Feuer beeinflußt wurden, sollten Programme des kontrollierten Brennens, unterstützt durch wissenschaftliche Begleituntersuchungen, baldmöglichst aufgelegt werden.

8. Ausblick

Auf die im Oktober 1996 von der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) in Zusammenarbeit mit dem Naturschutzzentrum Hessen e. V. und dem Max-Planck-Institut für Chemie, Abteilung Biogeochemie, durchgeführte Fachtagung „Feuereinsatz im Naturschutz" folgte bereits kurz darauf ein Seminar „Kontrolliertes Brennen in der Landschaftspflege" im Naturschutzzentrum Hessen im Februar 1997.

Mit Wirkung von März 1997 initierte das Ministerium Ländlicher Raum, Baden-Württemberg, zusammen mit der Arbeitsgruppe Feuerökologie des Max-Planck-Instituts für Chemie ein dreijähriges Forschungs- und Entwicklungsprogramm zum Einsatz des kontrollierten Brennens zur Pflege von Rebböschungen im Kaiserstuhl. Der amtliche Naturschutz hat hiermit eine wichtige Initiative ergriffen, die nicht unerhebliche Auswirkungen auf die einschlägige Forschung und Entwicklung in Deutschland haben dürfte. Am 2. Juni 1997 werden sich die vorgenannten Initiativen aus Baden-Württemberg, Niedersachsen und Hessen anläßlich eines Fachsymposiums der baden-württembergischen Akademie Ländlicher Raum im Kaiserstuhl vorstellen.

Eine neue Denkrichtung in Ökologie, Naturschutz und bei Bemühungen um die Pflege historischen Kulturgutes auf Landschaftsebene trifft jetzt auch auf ein allgemeines Interesse. Mit einer Verzögerung von mehr als zwei Jahrzehnten ist es aber noch nicht zu spät, Arten, Pflanzengesellschaften und Landschaftsbilder wiederherzustellen, die durch falsch verstandenen Schutz vor Bewirtschaftung oder auch aufgrund des Mangels finanzieller Ressourcen in ihrem Bestand bedroht sind.

Es wird unerläßlich sein, eine von der Wissenschaft getragene Zieldiskussion zu führen, da Leitbilder des Naturschutzes, die sich häufig aus normativen Entscheidungen entwickeln, von einer breiten Öffentlichkeit getragen werden müssen. Es gilt dabei, nach den Jahrzehnten der Politik des Feuerausschlusses nun eine sinnvolle Neuentwicklung einzuleiten, die eine völlig unkontrollierte Nutzung des Feuers ausschließt. Um so wichtiger ist es, auf der Grundlage vorliegender Praxiserfahrungen sinnvolle und praktikable rechtliche Regelungen zu schaffen, damit neue Erfahrungen mit dem Feuereinsatz in Naturschutz, Landwirtschaft und Landschaftspflege gewonnen werden können.

9. Zusammenfassung

Im Oktober 1996 trafen sich etwa 100 Fachleute aus Wissenschaft, dem amtlichen Naturschutz und anderen öffentlichen Verwaltungen in Schneverdingen zu der Fachtagung „Feuereinsatz im Naturschutz". Sie wurde von der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Feuerökologie und Biomasseverbrennung des Max-Planck-Institutes für Chemie und dem Naturschutzzentrum Hessen e. V. durchgeführt.

In Vorträgen und Diskussionen wurde über das Für und Wider des Feuereinsatzes für Naturschutzzwecke in Mitteleuropa nachgedacht. Die Themen reichten dabei von den ökologischen Auswirkungen des Feuers, über dessen geschichtliche Bedeutung, bis hin zu gesellschaftlichen und rechtlichen Aspekten, die mit dem Feuereinsatz im Zusammenhang stehen. Dieses Positionspapier faßt die Tagungsergebnisse zusammen und gibt einen Überblick über die feuerökologische Forschung der letzten 30 Jahre in Mitteleuropa. Es soll als Grundlage dafür dienen, die Anwendungsmöglichkeiten des kontrollierten Brennens für den Naturschutz und die Landschaftspflege neu zu überdenken und konkrete Anwendungsbereiche für die Zukunft aufzeigen.

Diese Überlegungen bauen auf vegetations- und kulturgeschichtlichen Untersuchungen auf. So deuten beispielsweise Analysen von See- und Torfsedimenten zur Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte darauf hin, daß es auch in Mitteleuropa seit dem Ende der letzten Eiszeit immer wieder zu Vegetationsbränden kam. Wichtige Indizien dafür sind Holzkohlepartikel und Pollen, die auf Brandsukzessionen schließen lassen. Es gibt eine Reihe von Hin-

weisen, die darauf schließen lassen, daß natürliche Vegetationsbrände spätestens seit dem Beginn des Subatlantikums durch menschlichen Einfluß überlagert werden. Mit dem Seßhaftwerden des Menschen und dem Aufkommen des Ackerbaus in der Jungsteinzeit entwickelten sich die ersten Wanderfeldbau- und Brandrodungssysteme, die in wechselnder Form bis in dieses Jahrhundert hinein Bestand hatten. Als Beispiele seien hier die Reutebergwirtschaft des Schwarzwaldes, das Heide- und Moorbrennen in der nordwestdeutschen Kulturlandschaft sowie das Brennen von Grün- und Ackerland erwähnt. Doch mit dem Aufkommen der modernen intensiven Landwirschaft verschwanden diese vom Feuer geprägten, extensiven Landnutzungsformen zunehmend. Weiterhin kam es in der Nachkriegszeit praktisch zu einem völligen Verbot der Feueranwendung im ländlichen Raum, so daß seit mehr als 20 Jahren die traditionellen Verfahren des Brennens aus der Landschaft verschwunden sind. Lediglich auf Truppenübungsplätzen in beiden Teilen Deutschlands kam es durch den militärischen Übungsbetrieb immer wieder zu unkontrollierten und kontrollierten Bränden. Auf diesen Flächen entwickelten sich aufgrund der Störungen sehr wertvolle, artenreiche Pflanzen- und Tiergesellschaften, die im Falle von aufgegebenen Plätzen jetzt zum großen Teil unter Naturschutz stehen.

Der herausragende Stellenwert dieser auf vielen Truppenübungsplätzen erhaltenen Ökosysteme bringt den Naturschutz derzeit zunehmend zum Umdenken, und es stellt sich die Frage, ob es richtig war, den Feuereinsatz in der Behandlung unserer Kulturlandschaften grundsätzlich zu verbieten. Und auch der Blick auf andere Gebiete in Mitteleuropa zeigt, daß es in der Vergangenheit immer wieder zu Vegetationsbränden kam, die viele offene und halboffene Lebensräume geschaffen und erhalten haben. Diese zu pflegen und zu entwickeln ist die Voraussetzung für einen nachhaltigen Schutz vieler Tier- und Pflanzenarten.

Unter den Tagungsteilnehmern und in der Literatur, die sich mit feuerökologischen Fragen in Mitteleuropa auseinandersetzt, besteht weitgehend Übereinstimmung, daß ein ausnahmsloses Verbot des Feuereinsatzes in der Landschaftspflege nicht sinnvoll sein kann. Das kontrollierte Brennen kann einen wesentlichen Beitrag dazu leisten, daß offene, von Nährstoffarmut und Artenreichtum geprägte Ökosysteme erhalten bleiben.

Die bisherigen wissenschaftlichen Begleituntersuchungen zu verschiedenen Brandversuchen (z. B. in der Lüneburger Heide, auf Brachflächen in Baden-Württemberg, in Grünlandgesellschaften in Thüringen und im Neustädter Moor) deuten immer wieder darauf hin, daß Feuer auf viele Lebensgemeinschaften des Offenlandes einen positiven Einfluß hat. Bei gut durchdachter und geplanter Durchführung des kontrollierten Brennens lassen sich mögliche Verluste in der Fauna und Flora auf ein Maß beschränken, zu dem es auch bei anderen Pflegemaßnahmen wie Mahd, Mulchen, Beweidung und Plaggen kommt. Durch das Feuer werden Lebensräume verändert und neue Strukturen geschaffen, die anderen Arten neue Lebensmöglichkeiten bieten. Ob diese Änderung der Lebensräume aus naturschutzfachlicher Sicht positiv oder negativ zu bewerten ist, muß am Einzelfall entschieden werden.

Dennoch kann es nicht Ziel eines anzustrebenden Feuerprogramms in Naturschutz sowie Land- und Forstwirtschaft sein, Feuer wieder in großem Stil in der Behandlung unserer Kultur- und Naturlandschaft einzusetzen. Das kontrollierte Brennen sollte aber in die Palette der Pflegemöglichkeiten mit aufgenommen werden, um es kleinräumig und behutsam dort wieder einzusetzen, wo es unter fachlichen und ökonomischen Gesichtspunkten Sinn macht. Um das zu ermöglichen, muß der rechtliche und administrative Rahmen im Bereich Naturschutz und Abfallbeseitigung so verändert werden, daß ein abgewogener sachgerechter Feuereinsatz in der Landschaft möglich ist.

Damit für den Feuereinsatz eine solide und fundierte Grundlage geschaffen werden kann, muß eine enge Zusammenarbeit zwischen feuerökologischer Forschung und den verschiedenen Trägern öffentlicher Belange zustande kommen. Eine umfassende Öffentlichkeitsarbeit ist ebenfalls unerläßlich. Für die feuerökologische Forschung wird die Bildung eines fachübergreifenden Forums im deutschsprachigen Raum empfohlen.

10. Literatur

Allen, S. E., 1966: Chemical aspects of heather burning. – J. Appl. Ecol. 1, 347–367.

Andreae, M. O., Atlas, E., Cachier, H., Cofer III, W. R., Harris, G. W., Helas, G., Koppmann, R., Lacaux, J. P., Ward, D. E., 1996: Trace gas and aerosol emissions from savanna fires. In: Levine, J. S., ed.: Biomass Burning and Global Change. MIT Press, Cambridge, Mass, 278–295.

Baumgartner, A., Raschke, E., Klemmer, L., Waldmann, G., 1967: Waldbrände in Bayern 1950–1959. – Allg. Forst Z. 22, 220–222.

Becker, K., 1995: Paläoökologische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte der zentralen Lüneburger Heide. Diss. Fachbereich Biologie, Universität Hannover, 151 S. + App.

Berli, S., Cherubini, P., Schoch, W., 1994: Rekonstruktion von Bestandesfluktuationen, Bodenmächtigkeit und Feuergeschichte über 7000 Jahre BP mittels Holzkohle-Analysen. – Bot. Helv. 104, 17–30.

Beutler, H., Unselt, C., 1996: Feuer frei in der Heide. – Garten + Landschaft 5/1996, 28–30.

Beutler, H., 1992: Natur und Naturschutz auf Truppenübungsplätzen Brandenburgs. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, H. 1/1992, 12–14.

Brunzel-Drüke, M., Drüke, J., Vierhaus, H., 1994: Quartenary Park. – AG Biolog. Umweltschutz Soest (ABU) Info 17/18 (4/93 1/94), 4–38.

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

Blum, P., Agena, C. A., Franke, J., 1990: Niedersächsisches Naturschutzgesetz, Kommentar. Kommunal- und Schulverlag GmbH & Co, Wiesbaden.

Boggreve, B., 1873: Ueber die Haide, Beobachtungen und Folgerungen. – Abh. Naturwiss. Verein Bremen 3, 217–250.

Brünings, K., 1881: Der forstliche und landwirtschaftliche Anbau der Hochmoore mittels des Brandfruchtbaus. J. Springer, Berlin, 86 S.

Buck, C.-H., 1979: Auswirkungen eines Waldbrandes auf Tiere und Pflan-

zen unter besonderer Berücksichtigung der Mäuse und Arthropoden. – Drosera 1979 (2), 63–80.

Clark, J. S., Merkt, J., Müller, H., 1989: Post-glacial fire, vegetation, and human history on the northern alpine forelands, South-West Germany. – J. Ecol. 77, 897–925.

Clausnitzer, H., 1994: Zur Ökologie der Heideschrecke *Gampsocleis glabra* (Herbst 1786) in der Heide. – Beitr. Naturk. Niedersachsen 47, 7–21.

Crutzen, P. J., Goldammer, J. G. (eds.), 1993: Fire in the environment: The ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires. Dahlem Workshop Reports. – Environmental Sciences Research Report 13. John Wiley & Sons, Chichester, 400 S.

Diemont, W. H., 1996: Survival of Dutch heathlands. DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen 1996, 78 p.

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. E. Ulmer, Stuttgart, 5. Aufl. 1095 S.

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

Freudenthal, H., 1931: Das Feuer im deutschen Glauben und Brauch. De Gruyter & Co., Berlin, Leipzig.

Gatter, W., 1996: Das Abflämmverbot als Rückgangsursache von Singvögeln? – Orn. Anz. 35, 163–171.

Goldammer, J. G., 1978: Feuerökologie und Feuer-Management. – Freiburger Waldschutzabhandlungen, Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., H. 2, 2–150.

Goldammer, J. G. (ed.), 1990: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges. – Ecological Studies 84. Springer-Verlag, Berlin, 497 S.

Goldammer, J. G., 1993: Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen. Birkhäuser-Verlag, Basel, Boston, 251 S.

Goldammer, J. G., 1994: Feuerökologie. – Spektrum der Wissenschaft, Juli 1994, 86–94.

Goldammer, J. G., Furyaev, V. V., 1996: Fire in ecosystems of boreal Eurasia. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 528 p.

Goldammer, J. G., Montag, S., Page, H., 1997: Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften. Geschichte, Methoden, Probleme, Perspektiven. In: NNA-Tagung „Feuereinsatz im Naturschutz".

Granström, A., 1993: Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. – J. Vegetation Sci. 4, 737–744.

Handke, K., 1988: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster 8, 157 S.

Handke, K., Schreiber, K.-F., 1985: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. – Paderborn: Ferd. Schöningh., Münstersche Geogr. Arb. 20, 155–186.

Hasel, K., 1985: Forstgeschichte. Paul Parey, Hamburg, 285 S.

Hausrath, H., 1982: Geschichte des deutschen Waldbaus: von seinen Anfängen bis 1850. Freiburg i. Br., Hochschulverlag, 416 S.

Hoffmann, B., 1980: Vergleichend ökologische Untersuchungen über die Einflüsse des kontrollierten Brennens auf die Arthropodenfauna einer Riedwiese im Federseegebiet (Südwürttemberg). – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52 (2), 691–714.

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

Hösel, G., Freiherr. v. Lersner, H., 1995: Recht der Abfallbeseitigung des Bundes und der Länder. Kommentar zum Abfallgesetz, Nebengesetze und sonstiger Vorschriften. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 3 Bände, 1. Aufl. 1972, jährl. erg. Loseblattsammlung.

Jarass, H.-D., 1995: Bundesimmissionsschutzgesetz. Kommentar. 3. überarb. Aufl. Verlag C. H. Beck, München 1995, 1318 S.

Klaus, S., 1993: Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) als Nutznießer von Bränden und anderen Katastrophen im Walde. – Materialien zu Naturschutz und Landespflege Bd 1, 19–25.

Langholz, H., Schmidtmayer, E., 1993: Meteorologische Verfahren zur Abschätzung des Waldbrandrisikos. – Allg. Forst Z. 48, 394–396.

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

Lois, H. W., 1994: Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar der unmittelbar geltenden Vorschriften. Schapen Edition, Braunschweig, 712 S.

Lunau, K., Rupp, L., 1988: Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 63, 69–116.

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., 1996: Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 9/1, 48–53.

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: im Druck.

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

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkung von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heidegesellschaften. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen, Band 61, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt, 72 S.

Neuschulz, F., 1991: Spontane Ansiedlung seltener Kleinvogelarten in neu entstandenem Lebensraum. – Seevögel 12, Sonderheft, 75–78.

Pape, J. C., 1970: Plaggen soils in the Netherlands. – Goederma 4, 229–255.

Pinckert, F. A., 1874: Die Urbarmachung, Umwandlung und mechanische Verbesserung des Bodens. E. Schotte und Voigt, Berlin, 214 S.

Podloucky, R., 1988: Zur Situation der

Zauneidechse, *Lactera agilis linnaeus*, 1758, in Niedersachsen – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – Mertensiella 1, 146–166.

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

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. Universität Bremen, Fachbereich 2 (Biologie: Ökologie), 89 S. + App.

Pyne, S. J., 1995: World fire. Henry Holt, New York, 379 p.

Pyne, S. J., 1996: Strange fire: The European encounter with fire. – Proc. 20th Tall Timbers Fire Ecology Conference on Fire in Ecosystem Management: Shifting the Paradigm from Suppression to Prescription, 7–10 May 1996, Boise, Idaho. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida (in press).

Pyne, S. J., Andrews, P. L., Laven, R. D., 1996: Inroduction to wildland fire. Second edition. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 769 p.

Remmert, H., 1989: Ökologie. Springer-Verlag 1989, 4. Aufl, 374 S.

Retzlaff, H., Rubrecht, D., 1991: Insektenfauna und Ökologie der Binnendünen in der südlichen Senne, 4. Teil. Springschrecken (Saltatoria). – Mitt. Arbeitsgem. ostwestfälisch-lippischer Entomologen 7 (1), 1–25.

Riess, W., 1976a: Die Wirkungen kontrollierten Feuers auf den Boden und die Mikroorganismen. – Forum Umwelt Hygiene 27, 259–263.

Riess, W., 1976b: Der Feuereinsatz und seine Technik in der Landschaftspflege. – Natur und Landschaft 51, 284–287.

Riess, W., 1980: Möglichkeiten der Feuerökologie zum Management von Vogelbiotopen. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16, 97–105.

Schiefer, J., 1983: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die Vegetation und Standort auf verschiedenen Brache-Versuchsflächen. – Freiburger Waldschutzabhandlungen. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 259–276.

Schneiter, F., 1970: Agrargeschichte der Brandwirtschaft. Im Selbstverlag der Historischen Landeskommission für Steiermark, Graz 1970, 191 S.

Schreiber, K. F., 1981: Das kontrollierte Brennen von Brachland – Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine Zwischenbilanz über feuerökologische Untersuchungen. – Angew. Bot. 55, 255–275.

Schreiber, K. F., 1995: Renaturierung von Grünland – Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 7, 111–139.

Schreiber, K. F., 1997: 20 Jahre Erfahrung mit kontrolliertem Brennen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – NNA-Berichte 10: im Druck.

Schwaar, J., 1990: Natur und Vergangenheit – Bremen und sein Umland in den letzten 12000 Jahren. – Abh. Naturw. Verein Bremen 41/2, 49–86.

Schwaar, J., 1989: Veränderte der Mesolithiker schon die Vegetation? Nachweis (Pollenanalyse) von Callunaheiden im Bereich eines mesolithischen Fundplatzes im Bremer Blockland. – Braun-Blanquetia 3 (2), 253–256.

Schwaar, J., 1988: Nacheiszeitliche Waldentwicklung in der Lüneburger Heide. – Jahrb. Naturw. Verein Fstm. Lbg.

Tinner, W., Amman, B., 1996: Forest Fire in Vegetation Paleoecology in Southern Switzerland. – Int. Forest Fire News, No. 15, 17–20.

Van der Ende, M., 1993: Heidemanagement in Schleswig-Holstein. – NNA-Berichte 6 (3), 53–62.

Viro, P. J., 1974: Effects of forest fire on soil. – In: Fire and ecosystems (T. T. Kozlowski and C. E. Ahlgren, eds.), 7–46. Academic Press, New York, San Francisco, London, 542 p.

Webb, N. R., 1994: Post-fire succession of cryptostigmatic mites (Acari Cryptostigmata) in an Calluna-Heathland soil. – Pedobiologia 38, 138–145.

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

Wegener, U., 1993: Pflegevarianten für Heidefläche am Beispiel des Naturschutzgebietes „Harslebener Berge-Steinholz". – Natsch. u. Landschaftspfl. in Brandenburg, H. 4., 1993, 19–22.

Werkgroup Heidebehoud en Heidebeheer, 1988: De heide heeft toekomst. – Bericht des Direktorats für Umweltschutz beim niederländischen Ministerium für Landwirtschaft und Fischerei, 135 S.

Winter, K., 1980: Auswirkungen des Waldbrandes auf Wirbeltiere. – Forstw. Cbl. 99, 371–375.

Zimmermann, R., 1975: Einfluß des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen im Kaiserstuhl. – Natur und Landschaft 50, 183–187.

Anschrift der Verfasser

Dr. Johann Georg Goldammer
Hans Page
Max-Planck-Institut für Chemie
Abteilung Biogeochemie
Arbeitsgruppe Feuerökologie
c/o Universität Freiburg
Postfach
79085 Freiburg

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

Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften

Geschichte, Methoden, Probleme, Perspektiven

von Johann Georg Goldammer, Susanne Montag und Hans Page

1. Historische Formen der Anwendung von Feuer in der Landnutzung

Einleitung

In Europa gibt es eine Reihe von Hinweisen darauf, daß die Anwendung von Feuer in verschiedenen Formen der Brandwirtschaft über historische Zeiträume hinweg eine wesentliche Rolle in der Ausformung von Wald- und Offenlandschaften gespielt hat. Spätestens seit dem Subatlantikum ist davon auszugehen, daß in Mitteleuropa der menschliche Einfluß gegenüber den Blitzschlagfeuern überwiegt. Mit Beginn der Jungsteinzeit wurden hier Brandrodung und Wanderfeldbau betrieben, und spätestens mit dem Mittelalter wurde in offenen Landschaften, wie beispielsweise in Heide- und Moorgebieten, im Rahmen der Landnutzung regelmäßig gebrannt. Das Bild der historischen Kulturlandschaft wurde bis in die Mitte dieses Jahrhunderts hinein durch das Feuer entscheidend mit geprägt. Dabei zeigten die Brandwirtschaftssysteme in den europäischen Landschaften oft Gemeinsamkeiten in Methodik und Zielsetzung auf.

Mit fortschreitendem Rückzug traditioneller Landnutzungsformen aus der mitteleuropäischen Landschaft und mit zunehmender Technisierung der Landwirtschaft geriet Feuer als Instrument gezielter Flächenbehandlung mehr und mehr in Vergessenheit. Tatsächlich ist heute der Gebrauch des Feuers in Landwirtschaft und Naturschutz in den meisten Ländern Europas verboten. Durch die Waldgesetze der einzelnen Länder wurde das Brennen in bzw. das Abbrennen von Waldflächen zu landwirtschaftlichen Zwecken bald nach dem II. Weltkrieg abgeschafft. Tatsächlich begründeten sich ja auch die Brandwirtschaftssysteme im 18. und 19. Jahrhundert auf verbreitete Armut, Nahrungsmangel und Mangel an Land, die zu landwirtschaflichem Anbau in Wäldern gezwungen hatten. Erst mit Beginn der industriellen Revolution wurde das Problem der Versorgung durch die Intensivierung der Landwirtschaft (Einführung von Dünger und Pestiziden; bessere Bodenbearbeitung) gelöst. Die Brandwirtschaft hielt sich aber noch weit über die industrielle Revolution hinaus, so daß *Schneiter* (1970) hierzu bemerkte:

„Wie alles zu früh Totgesagte erweist sich auch die Brandwirtschaft als besonders zählebig. Trotz aller Verleugnung wird sie in dieser Zeit immer noch betrieben."

Der Brandfeldbau, der sich seit dem 13.Jahrhundert nachweisen läßt (*Hausrath* 1903), ist in vielen Ländern Europas üblich gewesen. *Hausrath* (1982) erwähnt aus den ältesten Urkunden und Nachweisen eine Entstehungszeit für die Hackwaldwirtschaft im Odenwald um 1290, für Idar 1315, für die Reutberge des Schwarzwaldes um 1344, für Ramsen 1390 und für Rod 1398. Die Hauberge des Siegener Landes wurden 1389 das erste Mal erwähnt.

Die Ursache in der Entwicklung der verschiedensten Methoden des Brandfeldbaus ist immer eine Lebensmittelverknappung gewesen, die infolge des Bevölkerungswachstums in Europa gegeben war (*Jäger* 1835, *Bernardt* 1868, *Hornstein* 1951, *Abetz* 1955, *Mager* 1960, *Hafner* 1979). *Schmitthenner* (1923) berichtet:

„Die Wirtschaft der Reutberge entstand aber zu einer Zeit, als von einer industriellen Entwicklung in den Bergländern noch keine Rede sein konnte, und man der Übervölkerung durch Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion begegnen mußte."

„Auch in Belgien, Frankreich, in der Schweiz und in Ungarn ist das Abbrennen der Waldfläche üblich gewesen. In Frankreich, Deutschland, Belgien, Dänemark, Südschweden und auch in Norwegen ist Brandwirtschaft sogar in unbewaldeten Gebieten auf Heiden betrieben worden" (*Heikinheimo* 1915).

In einem Gouvernement in Rußland zählte um das Jahr 1900 rund 43 % des gesamten Kulturareals zu jungen Brandflächen (*Heikinheimo* 1915). In Schweden und Finnland wurde das Bodenbrennen schon in Forstordnungen von 1647 und 1664 auf solche Böden beschränkt, die zu Äckern und Wiesen hergerichtet werden konnten. Diese Flächen durften nur einmal gebrannt werden, da eine Wiederbewaldung bei öfterem Brennen nicht immer gewährleistet war. Eine Ausnahme gab es für Waldböden, die zur Verbesserung der Viehweiden gebrannt werden durften.

Die in diesem Beitrag gegebene Übersicht stützt sich vor allem auf eine Arbeit unseres Institutes aus dem Jahr 1990, die sich mit dem Thema „Brandrodungsformen zum Zwecke der landwirtschaftlichen Zwischennutzung in den Wäldern Europas" auseinandersetzte (*Montag* 1990). Die Ausführungen ergänzen bzw. überschneiden sich teilweise mit dem Positionspapier von *Goldammer* et al. (1997), das Bestandteil der vorliegenden NNA-Veröffentlichung ist. Der folgende Beitrag befaßt sich nicht mit den vielfältigen Feuerbräuchen in den verschiedenen deutschen Kulturlandschaften, die eine nicht unerhebliche Rolle im Beziehungsgeflecht zwischen Volksglaube, tradiertem Brauchtum und Landnutzung gehabt haben dürften. Um den Rahmen dieser Publikation nicht noch weiter zu sprengen, wird an dieser Stelle bis auf weiteres auf die einschlägige Arbeit von *Freudenthal* (1931) und die von *Goldammer* (1978a) skizzierten Gedanken verwiesen.

1.1 Verbreitung der Brandwirtschaftsformen in Deutschland

Die Waldbrandwirtschaft wurde in fast allen deutschen Mittelgebirgen betrieben: in der Eifel, im Hunsrück, im Pfälzerwald, Odenwald, Schwarzwald und im Bayerischen Wald, im Spessart und in weiten Teilen der österreichischen Alpen (*Haushofer* 1972). Die re-

gionalen Bezeichnungen des Waldfeldbaus in Deutschland waren nach *Kapp* (1984) im 18. und 19. Jahrhundert folgende:

- Hackwaldwirtschaft, Reutberge und Reutfelder v. a. in Süddeutschland und den Alpenländern
- Haubergswirtschaft im Sieger Land
- Rottbüsche und Schiffelländereien im linksrheinischen Gebirge von der Pfalz bis Aachen und über die deutschen Grenzen hinaus
- Röderwaldwirtschaft und Röderlandbetriebe v. a. in Westfalen, Pommern, Odenwald, aber auch in Österreich, dem nördlichen Frankreich und Belgien
- Birkenberge in Bayern
- Laßräume oder Scheffeläcker im östlichen Preußen
- Laßwiesen und Röder in Sachsen
- Zinswiesen in Schlesien

Von einigen Verfassern wurde eine Einteilung der Brandwirtschaftsformen anhand der Verbindung mit Niederwald bzw. mit Hochwald vorgenommen (*Heikinheimo* 1915, *Hausrath* 1982).

Da sich die beiden Formen auch überschneiden, müßte man nach Heikinheimo auch von Systemen im Mittelwald reden. Die folgenden Ausführungen sind an die Unterteilung nach *Hausrath* (1982) angelehnt.

1.1.1 Waldfeldbau in Verbindung mit Niederwald

Hackwaldwirtschaft

Nach *Hausrath* (1982) und *Hasel* (1985) war der Hackwaldbetrieb vor allem in den Staats- und Gemeindewäldern im Buntsandsteinteil des Odenwaldes verbreitet. Er wurde aber auch in Unterfranken und im Kraichgau betrieben. Der Abtrieb des Waldes erfolgte ähnlich dem des Niederwaldes. Wenn die Rinde genutzt werden sollte (bei Eiche, Birke, Salweide), erfolgte dies beim Eintritt des Safttriebs.

Gwinner (1858) schreibt zu Bodenbearbeitungsmethoden folgendes:

„Bei allen spielt die Anwendung des Feuers eine wichtige Rolle, indem die den Boden bedeckenden Forstunkräuter, der Rasenüberzug, nachdem sie mit der Hacke flach abgeschält und getrocknet sind, oder wo dieser fehlt, das Laub mit dem rückbleibenden geringern Reißholz verbrannt, und die Asche als Düngermittel über die Fläche ausgebreitet wird."

Dabei unterscheidet er zwei Methoden des Brennens, das Hainen („Schmoden") und das Sengen („Überlandbrennen").

Beim *Hainen* wurden kleinere Haufen, sog. Meiler, aus getrockneten Rasensoden, abgeschälten, getrockneten Unkräutern und Abfallholz vom Schlag gebildet. Diese wurden dann zu Asche oder Lösche verbrannt und letztere mit den unverbrannten Resten des Rasens kurz vor der Aussaat auf dem Feld ausgestreut. Falls kein Rasenüberzug oder Unkräuter vorhanden waren, wurde Laub und Erde vermengt und über die Reißhaufen gebreitet. Im ganzen dauert das Schmoden ungefähr zwei bis drei Tage.

Beim *Sengen* wurden ebenfalls Rasenüberzug und Krautschicht abgeschält. Sobald diese dann genügend getrocknet waren, ließ man durch ein von der Windseite her angezündetes, offenes Flammfeuer Vegetation und Reißholz verbrennen. Aus Gründen der Sicherheit wurden größere Flächen in kleinere Abteilungen unterteilt und dort gebrannt; ebenso wurde die Grenze zu den übrigen Waldgebieten sorgfältig *„abgeschuppt"* und bewacht. Heute würde man diese Anlage als Brandschutzstreifen bezeichnen.

Zur Zeit der Beobachtungen von *Gwinner* (1858) ist das Hainen häufiger verbreitet als das Sengen. Letzteres eignet sich eher für ärmere Sandsteinböden und macht bedeutend weniger Arbeit. Der Nachteil ist, daß man das Feuer weniger in seiner Gewalt hat. Der Boden um die Laßreidel wurde aus Sicherheitsgründen auch aufgerauht. Des weiteren muß man beim Überlandbrennen so lange warten, bis das Abgeschälte getrocknet ist und dann meist schon die Stöcke soweit ausschlagen, daß sie durchs Brennen beeinträchtigt werden könnten.

Zum Überlandbrennen wurden vom hessischen Oberförster *Eickemeyer* (1864) folgende Regeln aufgestellt:

- Vollständige Reinigung der Schlaggrenzen vor dem Brennen, zum Laubholzbestand eine Breite von 3 Schritten und zum Nadelholzbestand von 6–8 Schritten.
- Ausreichend Personal als Hilfsmannschaft für den Fall eines Brandunglücks. *„Soviel Morgen die Schlagfläche enthält, ebensoviel erwachsene männliche Personen, versehen mit Aexten, Hacken ec., seien beim Brennen gegenwärtig."*
- Brennen gegen die herrschende Windrichtung und an Berghängen von oben nach unten.

Landwirtschaftliche Nutzung

Die Feldbestellung ist abhängig vom Termin des Hainbrennens. Falls frühzeitig gebrannt wird, kann schon im Sommer Heidekorn (Buchweizen) gesät werden. Zur Wintersaat wird Dinkel, Einkorn oder Roggen verwendet. Wenn erst im nächsten Frühjahr bestellt wird, nimmt man Hafer, Kartoffeln oder Staudenkorn. Mischungen sind auch üblich. Die Feldbestellung beschränkt sich meist auf zwei Jahre, da sonst der Stockausschlag die Ernte nicht mehr möglich machen würde. Aus diesem Grund bindet man z. T. auch die Stockausschläge zusammen, um die Ernte zu erleichtern. Nach dem 8. bis 10. Jahr kann man die Fläche als Weide nutzen. Die Umtriebszeit liegt bei 20 Jahren (*Gwinner* 1858).

Baumarten

Nach Gwinner eignet sich für den Hackwald am besten die Eiche, vor allem wegen der Rindennutzung. *Hausrath* (1982) berichtet, daß die Regierung die Verbesserung des Eichenanteils ebenfalls unterstützt hat. Weitere Baumarten waren Ahorn, Birke, Hainbuche, Salweide, Hasel, Erle, Kastanie und Kiefer. Birke und Salweide dienten zur Rindennutzung. Haselruten wurden als Floßwieden verwendet, waren aber auch zusammen mit Birkenholz zum Reifenschneiden dienlich. Die Umtriebszeit lag in der Regel zwischen 15 und 20 Jahren.

Der Holzertrag kam nach Feldbau und Weide an letzter Stelle. Durch Ausdehnung der Waldweide, einen zu hohen Wildbestand und das Bestreben der Bauern, die Ausschläge möglichst lange niedrig zu halten, kam es dazu, daß um 1790 ein Viertel der Pfälzer Hackwaldungen brach lag. Erst durch Eingreifen der Pfälzer Forstverwaltung, insbesondere durch Beschränkung der Landwirtschaft auf ein Jahr und vorgeschriebene Zäunung gegen Wild und

Weide, erholte sich der Eichenschälwald allmählich. Anfang des 19. Jahrhunderts wurde wieder zweimaliger Fruchtbau betrieben. Die landwirtschaftlichen Erträge der Hudewaldungen waren mit den Daueräckern zu vergleichen oder übertrafen diese sogar noch. Der Holzertrag dagegen war in den nicht gebrannten wesentlich höher als in den gebrannten Schlägen (*Hausrath* 1982).

Haubergwirtschaft

Die Ursprünge dieser Wirtschaftsform gehen bis ins 15. Jahrhundert zurück. *Bernardt* (1868) erwähnt eine Urkunde von 1447, in der die Haubergwirtschaft als eine selbständige Wirtschaftsform erwähnt wurde. Mitte des 19. Jahrhunderts waren im Sieger Land noch 77 % des Waldes Hauberge. Nach *Lorsbach* (1956) hatten die Hauberge ihre größte Ausbreitung im Sieger Land, dem südlichen Teil Westfalens. Sie sind heute noch das Wahrzeichen des Landes im Quellgebiet der Sieg. *Bernardt* (1868) führt zu den Verbreitungsgebieten auch den Kreis Olpe im preußischen Regierungsbezirk Arnsberg sowie den Kreis Altenkirchen im Regierungsbezirk Koblenz an.

Die Entstehung der Haubergbetriebe führt auf das Vorkommen von Eisenerzen zurück, denn zur Verhüttung brauchte man Holzkohle. Außerdem nutzte die Bevölkerung die kostbare Eichenrinde und Brennholz. Nach dem Abtrieb diente der Hauberg zum Anbau von Getreide, insbesondere von Roggen (*Lorsbach* 1956).

Zum Ablauf der Wirtschaftsweise liefert Bernardt eine genaue Beschreibung. In den meisten Fällen wurde Eichenschälwirtschaft betrieben, da die Lohrinde einen großen Teil am Reinertrag ausmachte. Nach dem Abtrieb der Schälstangen, die man meist zu Holzkohle verarbeitete, wurde die Bodendecke mit der Hacke abgeschält. Die dazu in Siegen gebräuchliche Hacke, die Siegen'sche Berghacke, saß in einem Winkel von 45 Grad an einem langen stabilen Stiel, war breit und zweispitzig geformt. Nach dem Hacken wurden die Rasenstücke gewendet, getrocknet und anschließend auf Haufen verbrannt („Schmoden"). Nach *Bernardt* (1868) ist dieses das am häufigsten angewendete Verfahren. Das Überlandbrennen wird von ihm als sehr bedenklich angesehen: (1.) wegen unvollständigen Verbrennens; (2.) wegen der Gefährdung der Stöcke; und (3.) aus *„feuerpolizeilichen"* Gründen.

Die Asche wurde dann auf dem Feld ausgebracht, pro Morgen (1 Morgen = 0,4047 ha) ca. ein Scheffel Roggen gesät und mit dem *„Hainhaachs"*, einem leichten Pflug ohne Räder, eingepflügt. Im August des Folgejahres erfolgte die Getreideernte, und der Schlag verblieb so bis zum 3. Jahr, in dem sich dann die Besenpfrieme einstellte. Diese wurde als Streumaterial und später *„Hauginster"* als Brennmaterial genutzt. In die dreijährigen Schläge trieb man meist Schafe, zuweilen auch Kühe ein. Ursprünglich wurden die Hauberge planlos bewirtschaftet, bis dies zu einer immer stärkeren Waldverwüstung und Holznot führte. Daraufhin erließen die Grafen von NASSAU 1562 Waldordnungen, die eine geregelte Wirtschaft und zweijährige Hege gegen das Vieh vorschrieben.

100 Jahre später waren die Wälder durch kurze Umtriebszeiten (6–8 Jahre) wieder in einem sehr schlechten Zustand. Graf F. W. Adolf regelte 1711 durch eine Holzordnung die Wirtschaft erneut. Das Land wurde vermessen, die Haue wurden festgelegt und in Jähne eingeteilt. Nachdem das Land an Preußen übergegangen war, kam es zu der Haubergsordnung vom 6. Dez. 1834 (*Hausrath* 1982). Diese Ordnung bezeichnet die Hauberge als *„ein ungetheiltes und untheilbares Gesamteigentum der Besitzer"*.

Der größte Teil der Hauberge wurde nun von den sogenannten Haubergsgenossenschaften bewirtschaftet, auch wenn der Wald einem Grundherrn gehörte. Zur Leitung der gemeinschaftlichen Geschäfte, zur Ausführung der Beschlüsse und zur Aufsicht über den Hauberg wurde ein Haubergsvorsteher ernannt.

1861 verdrängte die Ruhrkohle durch den Bau der Ruhr-Sieg-Eisenbahn die Holzkohle und damit das Gewerbe der Köhlerei (*Lorsbach* 1956). Zum Ende des 19. Jahrhunderts wurden dann auch die Eichengerbstoffe durch billig eingeführte ausländische Gerbstoffe (z. B. durch südamerikanische Quebracho-Arten) ersetzt. Zur Jahrhundertwende wurden die Niederwälder in Hochwälder überführt, was durch die immer noch notwendige Waldweide, Streu- und Brennholznutzung nur mit Schwierigkeiten für die Haubergsgenossen verbunden war.

Rottbüsche und Schiffelländereien

Hausrath (1982) bezeichnet das linksrheinische Gebirge von der Pfalz bis Aachen, auch über die deutschen Grenzen hinausgehend, als früheres Verbreitungsgebiet der Rottbüsche. Die Rottbüsche waren Niederwälder mit 8–15jährigem Umtrieb. Die Ländereien wurden nach dem Abtrieb bis zu 3 Jahren mit Getreide, Buchweizen und Kartoffeln bewirtschaftet.

Die Bezeichnung *„Schiffeln"* wird nach *Abel* (1962) für den wiederholten Umbruch von nicht ständigem Ackerland benutzt, im Unterschied zum Roden mit gewöhnlicher Ackernutzung. *Hausrath* (1982) bezeichnet das Abschälen der Bodendecke als Schiffeln, weshalb das durch Schiffeln und Waldweide entstandene Ödland auch Schiffelland genannt wurde. Die Bestockung bestand hauptsächlich aus Ginster, weniger aus Bäumen. Diese Wirtschaftsform führte nach 3–5jährigem Feldbau und anschließender Schafweide zu einer Form von Ödland. Das Schiffeln erfolgte alle 8–20 Jahre, und anschließend wurde gebrannt.

Die immer stärker werdende Holznot führte zu einem Verbot des Schiffelns um 1704. In der Eifel gab es im Jahr 1854 noch 57 150 ha Schiffelland.

Reutberge und Reutfelder

Die Reutbergwirtschaft des Schwarzwaldes wird weiter unten ausführlich behandelt (Abschn. 1.1.3).

Birkenberge

Im Bayerischen Wald wurde noch das ganze 19. Jahrhundert über Waldbrandwirtschaft betrieben (*Haushofer* 1963). Im Gegensatz zu den Haubergen, die hauptsächlich mit Eiche für die Lohrindengewinnung bestockt wurde, wirtschaftete man in Bayern mit der Birke. Die Birkenberge lieferten Scheit- und Wagnerholz, Lichtspäne und Faßreifen. Die Verbreitung der Birkenberge reicht nach *Hausrath* (1982) von Bayern, Passauer Wald bis zum Innviertel, dem Land der Abtei und dem

Mondseegebiet. Auch deren Entstehungszeit gilt als umstritten. Das bayerische Ministerialforstbüro datiert die Entstehung auf die Landnahme durch die Bayern zurück; nach Raesfeld (zit. nach Hausrath) sind die Birkenberge durch Ausbauten durch die Tagelöhner entstanden, nachdem der gute Boden schon besetzt war. Die letzte These wird von *Hausrath* (1982) vertreten. Nach *Schneiter* (1970) hängt die Entstehung mit der Spätbesiedlung durch das Kloster Niederabtei, dem die Wälder gehörten, zusammen.

Den Ablauf der Wirtschaftsweise beschreibt *Hausrath* (1982) folgendermaßen: Nach dem Hieb verbrannte der Bauer Reißholz und Bodendecke in kleinen Meilern und streute die Asche aus. Selten wurde das Überlandbrennen angewendet. Die Brennflächen wurden nach *Schneiter* (1970) *„Reiten"* genannt. Nach dem Brennen wurden Roggen, Hafer und Kartoffeln angebaut, solange der Boden etwas hergab. Anschließend diente die Fläche als Weide. Die Bestockung entstand später meist spärlich, größtenteils durch Anflug der Birkensamen oder aus Stockausschlägen. Angeflogene Fichten wurden vom 10. Jahr an geastet oder herausgehauen. Später wurden viele Birkenberge in Fichtenwälder umgewandelt. In Passau sollen die Bischöfe schon im 18. Jahrhundert erfolgreich diese Wirtschaftsweise bekämpft haben, in Bayern begann man mit der Umwandlung erst nach 1800.

Abb. 1. Reutebrennen im Schwarzwald: Zeitgenössischer Stich aus dem 19. Jahrhundert von Carl Roux, betitelt mit „Das Branden der Berg-Brachfelder im Schwarzwalde" (aus der Sammlung der Arbeitsgruppe Feuerökologie, Freiburg.

1.1.2 Waldfeldbau in Verbindung mit Hochwald

Röderwaldbetriebe und Röderlandbetriebe

Aus Fachwörterbüchern erscheint der Begriff „Roden" in verschiedenen synonymen Ausdrücken wie *Rod(e)land, Rottland,* im Plural *Röder* oder *Waldröder* (*Heppe* 1779, zit. n. *Kehr* 1964).

Waldrod im Singular bedeutet „holzleerer Platz" bzw. „gerodeter Platz im Wald" und „durch forstliche Fehler entstandene Blöße". *Stahl* (zit. nach *Kehr* [1964]) führt einige Forstordnungen auf, in denen das „Waldröder machen" verboten ist. *Bauer* und *Strelitzki* (1960) nennen in einer forstgeschichtlichen Untersuchung über die Entwicklung des Kondelwaldes im Bezirk Trier noch heute verwendete Waldortsnamen wie *Hundsrod, Ascherod, Rödeleck* und *Langrod*, um die Bedeutung des *„Röderns"* für den Kondelwald hervorzuheben.

Jäger (1835) definiert die Röderwaldungen als Hochwaldungen, die nach dem Abtrieb des Holzbestandes ein oder mehrere Jahre dem Feldbau gewidmet werden (Gegensatz: Hackwaldungen sind Niederwälder). *Schmitthenner* (1923) führt ebenfalls als wesentlichen Unterschied von Röderwirtschaft und Haubergs- oder Hackwaldwirtschaft die Umtriebszeit an, die beim ersteren bei 30–50 Jahren liegt. Der Wald hat also eindeutig eine höhere Stellung als das Feld. Beim letzteren liegt die Umtriebszeit bei 12–20 Jahren, und das Feld steht drei Jahre im Vordergrund. Außerdem werden keine Wurzelstöcke herausgenommen wie beim Röderwaldbetrieb. *Schmitthenner* (1923) faßt in seiner Arbeit die Röderland- und die Haubergsbetriebe unter der Bezeichnung Reutfeldbetrieb zusammen. Hundeshagen unterscheidet zwischen Röderlandbetrieben und der Röderwirtschaft. Röderwirtschaft wird nach seiner Definition auf Böden angewendet, welche nur vorübergehend zu landwirtschaftlichen Zwecken genutzt werden und welche auf lange Sicht stets Wald bleiben sollen. Röderlandbetriebe kommen nur in Feldfluren vor. Diese „Feldholzzucht" wurde be-

trieben, um Böden urbar zu machen, um bei Holzmangel Holz zu produzieren, bei Mangel an Düngemitteln und um Futter- und Einstreumaterial zu gewinnen (zit. nach *Beil* [1842]). Röderlandbetriebe werden von *Beil* (1842) vor allem für Belgien und Nordfrankreich beschrieben (s. Abschn. 1.2).

Nach *Bauer* und *Strelitzki* (1960) gleicht der Ablauf der Röderwirtschaft im wesentlichen dem der Haubergwirtschaft im Sieger Land:

1. Abtrieb eines größeren Niederwaldanteils und Nutzung der Stämme für Brenn-, Kohl- und Pfahlholz und für Eichenlohe
2. Verbrennen des Reisigs und des Bodenüberzugs und Einharken bzw. Einpflügen der Asche
3. Aussaat von Hafer oder Korn. Im allgemeinen eine einjährige Nutzung. Nach der Waldordnung von 1586 wurden 3 Jahre als längste Periode genannt.
4. Schließung der Rotthecken gegen Weide und sonstige Nutzung für einige Jahre durch sogenanntes *„Friedewaldlegen"* (Cröver Weistum).
5. Später Öffnen der Hecken für Beweidung.

Die Umtriebszeit wird auf 12–20 Jahre geschätzt.

Zum Verbrennen des Reisigs und des Bodenüberzugs erwähnt *Beil* (1839), daß dieses meist in Meilern geschieht, die in 20–30 Stunden durchgebrannt waren. Die Lösche (Erde- und Kohlegemisch) wurde dann erst kurz vor der Getreideaussaat verteilt.

Das Badische Forstgesetz von 1836 verbot das Überlandbrennen ausdrücklich wegen der Ausbreitungsgefahr des Feuers und wegen der Schäden an Ausschlagsstöcken und Laßreisern. (Nach § 65 des Badischen Forstgesetzes [Karlsruhe 1836, S. 16] war „die Anlegung eines fortlaufenden Flammfeuers in Hackwaldungen ... unzulässig".) Die landwirtschaftliche Zwischennutzung ist nach *Anonymus* (1850) von Witterung, Standort und von einer billigen und sicheren Kultur des forstlichen Saatgutes bzw. von ein- bis zweijährigem Pflanzmaterial abhängig. Die forstwirtschaftlichen Erfolge sind dagegen durch sorgfältiges Verbrennen des Bodenüberzugs, also die Reinigung des Bodens von Unkräutern, durch eine Auflockerung des Bodens und durch eine Vermengung der humosen Bestandteile mit der Asche bedingt.

Verschiedener Meinung sind *Anonymus* (1850) und *Jäger* (1835) über die Eigenschaften der Pfrieme, auch Besenginster genannt (*Spartium scoparium*, heute: *Sarothamnus scoparius*). *Anonymus* (1850) bezeichnet sie als Forstunkraut, da sie der aufkommenden Saat schadet und dadurch nur Kosten verursacht, wenn man nicht noch eine dritte Kultur wie Heidekorn oder Hafer anbaut.

1.1.3 Ein Beispiel aus dem Schwarzwald: Die Reutbergwirtschaft

Historische Entwicklung und Funktion der Reutberge

Vogelmann (1871) charakterisiert die Reutbergwirtschaft folgendermaßen:

„Jahrhunderte alt sind die Reutberge des Schwarzwaldes – mit Niederholz bewaldete Berghänge, die nach dem Abtrieb des Holzes gereutet (gehackt), durch Verbrennen des Reisigs (durch Flammenfeuer) oder des Rasens durch Schmotfeuer gedüngt und dann einige Jahre lang für den Anbau von Roggen, Kartoffeln und Hafer benutzt werden, nachdem sie vor dem Abtrieb des Holzes Jahre lang zur Weide gedient haben. Auf manchen der sogenannten Reutfelder wächst kein Holz und es erscheint nach deren periodischen landwirthschaftlichen Benutzung in den meisten Fällen nur ein Ueberzug von Forstunkräutern und Sträuchern, z. B. Besenpfriemen u. dgl."

Zum Reutebrennen („Rütte" oder „Riddibrennen")

Nach den Ausführungen von *Bartsch* und *Bartsch* (1940) wird zur Vorbereitung des Brennens im August bis September zunächst die Schlagfläche durch flache Längsgraben oder Furchen, die senkrecht zum Abhang verlaufen, in kleinere Teilflächen zerlegt. In diese Streifen werden die unbrauchbaren Eichenäste quergelegt und die abgeschorbten Rasenstücke der Gräben („Wasen") aufgeschichtet. Anschließend werden die einzelnen Streifen von oben nach unten gehend gebrannt, wobei das brennende Gestrüpp mit langen Feuerhaken abwärts gezogen wird (Abb. 1 und 2).

Der Feldbau

In die Asche der abgebrannten Fläche wurde später das Saatgut eingehackt. Im Kinzigtal wurde zum Unterbringen des Saatgutes der Stichelpflug (= Gebirgshaken) oder Reißpflug angewendet. Nach *Bartsch* und *Bartsch* (1940) säte man im Renchtal Winterroggen, zuweilen auch Hafer ein. Im Mittelalter

Abb. 2. Eine zeitgenössische Photographie verdeutlicht die Technik des Reutebrennens, aufgenommen auf einer Schlagfläche im Eichen-Birkenwald bei Lautenbach. Photo: Busam (aus der Sammlung der Arbeitsgruppe Feuerökologie, Freiburg).

kultivierte man auch *„Tatenkorn"*, den Buchweizen. Im 3. Jahr baute man noch Kartoffeln an. *Götz* (1936) erwähnt sogar noch einen Haferanbau im vierten Jahr.

Die Beweidung

Die Weide innerhalb der Reutfelder war den Bauern sehr willkommen, da es vielerorts an Weideflächen mangelte. Nach *Vogelmann* (1871) brauchte ein Stück Vieh mindestens 8–10 Morgen Weidefläche, um es den Tag über schwach zu ernähren, wobei es dazu morgens und abends noch im Stall gefüttert werden mußte. Obwohl der Weidegang auf gut bearbeiteten und nährstoffreichen Weiden, die nur zeitweise dem Ackerbau dienten, sehr viele Vorteile aufweisen kann.

„Die Schwarzwälder Reutberge sind aber arm an Futter und reich an Pfriemen."

Außerdem ging der sonst anfallende Dung aus dem Stall für den Ackerbau verloren. Der Viehtritt wirkte sich negativ auf die Bodenverhältnisse aus: es kam zu Bodenverdichtung und Erosion. Die darauf entstandenen Besenginsterheiden waren Ausdruck für die starke Bodenverhagerung (*Emter* 1976). Die Übergänge der Begriffe der Reut- und Weidfelder waren im Mittelalter fließend. Die Weidfelder können unter dem Begriff Reutberge subsummiert werden (*Emter* 1976).

„Mit dem Unterbleiben des periodischen Anbaus der Reutfelder und vielfach auch der regelmäßigen Beweidung sowohl der Reut- wie der Weidfelder hat sich die Grenze zwischen beiden verwischt" (*Abetz* 1955).

Abetz (1955) hat bei einer Kleinprivatwaldaufnahme der Reut- und Weidfelder in bäuerlicher Hand im Schwarzwald um 1850 etwa 60–70000 ha und um 1950 noch 10000 ha ermittelt.

Der Niedergang der Reutbergwirtschaft im 19. Jahrhundert

Die Gründe des Rückgangs der Reutberge waren vor allem volkswirtschaftlicher und ökologischer Art. Viele Arbeitskräfte vom Lande wanderten in die Großstädte ab, und es entstand ein Arbeitskräftemangel, der gerade die arbeitsintensive Reutbergwirtschaft beeinträchtigte. Die Industrialisierung führte auch zu erheblichen Lohnsteigerungen für landwirtschaftliche Arbeitskräfte (*Abetz* 1955). Die Ackererträge verbesserten sich durch Übergänge zur Dreifelderwirtschaft. Auf Daueräckern produzierte man preiswerter infolge verbesserter Bodenbearbeitung, Düngung und Saatzucht (*Abetz* 1955, *Huber* 1965). Die Konkurrenz durch Getreide- und Viehprodukte aus günstigeren Lagen machte sich durch eine bessere Erschließung der entlegenen Täler bemerkbar (*Huber* 1965). Als einen weiteren Grund für den Rückgang der Reutberge gibt *Bernard* (1862) die geringen Erträge an, die auf Grund der sich immer weiter verschlechternden Bodenverhältnisse kläglich ausfielen (*Vogelmann* 1871, *Hausrath* 1938).

„Durch starke Bodenerosion an den vielfach steilen Hängen ging die Ertragsfähigkeit mehr und mehr zurück" (*Abetz* 1955).

Umwandlungen der Reutberge: Die Phase der Nadelwaldaufforstungen

Als Konsequenz der wirtschaftlichen Entwicklungen haben viele Bauern, vor allem die Kleinbauern des Schwarzwaldes, damit begonnen, ihre Reut- und Weidfelder aufzuforsten. Die restlichen Schälwaldungen begannen sich immer mehr zurückzuentwickeln. Die Bauern pflegten ihre Bestände nicht mehr, da die Wirtschaftsweise ihre Kosten nicht mehr decken konnte. Die Bestände überalterten, ihre Ausschlagskraft ging zurück und es wurde kaum noch nachgepflanzt. Sie lichteten sich auf, und andere Laubhölzer, vor allem Hasel, fanden sich ein (*Emter* 1976). Schon mit dem Inkrafttreten des Badischen Forstgesetzes 1833 galt es *„als vornehmste forstpolitische Pflicht, auf die unverzügliche Umwandlung jeglichen Niederwaldes zum Zwecke der Ertragssteigerung hinzuwirken"* (*Hockenjos* 1969).

Die Bauern erhielten ab 1870 Förderungen durch das Ministerium im Innern, die Staatsforstverwaltung, den Badischen Forstverein und einige landwirtschaftliche Vereine. Die staatliche Förderung sah in erster Linie eine Abgabe von billigem Pflanzgut vor. Ab 1880 gab es zur Aufforstung von Reutbergen und Ödländereien auch Aufforstungsbeihilfen und Prämien vom Staat. Die Landwirtschaftskammer übernahm später die Förderungsmaßnahmen. 1933–1945 wurden aus Reichsmitteln bis zu 50 % der Gesamtaufforstungskosten bezahlt. Seit 1948 kam es wieder zu Zuschüssen auf Landesebene. Außerdem wurde man für die Aufforstung auf 20 Jahre von der Grundsteuer befreit (*Abetz* 1955). Abetz empfiehlt die Anlage von Fichtenbeständen auf den oft gut durchwurzelbaren, mit Stickstoff angereicherten Böden. Er macht aber die Einschränkung, daß Tanne und Laubholz als Beimischung, wo immer es möglich sei, auch eingebracht werden solle. Auf schlechteren, trockeneren Standorten schlägt er die Mischung Douglasie oder Kiefer mit Laubholz vor. Begünstigt wurde das Aufforstungsvorhaben auch durch die fortschreitende Erschließung des Landes durch Verkehrswege, den möglichen Absatz von schwächeren, in kurzen Umtriebszeiten erzielbaren Holzsorten (insbesondere Faserholz) zu angemessenen Preisen und allgemein das Steigen des Holzpreises gegenüber Preisrückgängen in der Landwirtschaft.

„Nicht weniger als 40600 ha des heutigen Kleinprivatwaldes entfallen nach diesen Ermittlungen auf Aufforstung von Weid- und Reutfeldern und anderen landwirtschaftlichen Flächen; das sind 31 v. H. der durch die Kleinprivatwaldaufnahme festgestellten Waldfläche" (*Abetz* 1955).

1.2 Brandkulturen im übrigen Europa

Schweden

Linné hat schon um 1800 die Waldbrandwirtschaft als Hauptackersystem Schwedens beschrieben. *Heikinheimo* (1915) erwähnt, daß diese Methode dort sehr üblich und verbreitet gewesen ist. *Hausmann* (1811) bezeichnet das Niederbrennen von Wald, um in die Asche einzusäen, als *„Swedjens"*. Nach *Heikinheimo* (1915) wird die Brandwirtschaft mit anschließender Kultur in Schweden *„svedning"* oder *„ragsvedning"* genannt im Gegensatz zu *„kolfallssvedning"*, dem Brennen ohne folgende Kultur. Es wurden auch die Bezeichnungen *„kasning"* und *„gröd-ning"* verwendet. *Schneiter* (1970) beschreibt das Verfahren folgendermaßen:

„Im ersten Jahr entasten bis Mannshöhe, im folgenden fällen, trocknen, gegen den Wind anzünden,

bestellen der Brandlichtung (swedior) meist mit Roggen."

Die halbverbrannten Stämme wurden z.T. aus der Brandfläche gezogen, um sie im nächsten Sommer vollkommen zu verbrennen. Auf der Brandfläche stellte sich dann rasch die Birke ein. *Heikinheimo* (1915) nennt als die zuletzt ausführenden Gegenden in Schweden: Wermland, Angermanland, Medelpad, Helsingland, Ostgotland, Småland, Blekinge und nördliche Landesteile. Auch *Schneiter* (1970) erwähnt, daß in Wermeland noch um 1895 Brandwirtschaft üblich war. Angebaut wurden Roggen und anschließend Rüben. Durch die Verbote der Regierung und durch die Förderung der Pflugkultur wurde der Brandwirtschaft bald ein Ende gesetzt. Das schwedische Brennverfahren zeigt Ähnlichkeiten mit den in Norwegen üblichen Brennmethoden (*Meitzen* 1895) und ebenso mit den finnischen Verfahren (*Heikinheimo* 1915). Dies läßt auf Kontakte und Austausch innerhalb Skandinaviens schließen. Das Heidebrennen war auch zur Verbesserung der Weiden üblich. Die besten Wälder Schwedens sollen nach *Heikinheimo* (1915) auf abgeschwendeten Böden entstanden sein.

Norwegen

Das Brennen zu landwirtschaftlichen Zwecken soll bereits im 16.Jahrhundert durch die Finnen eingeführt worden sein. *Heikinheimo* (1915) erklärt die Ähnlichkeiten der Verfahren in Skandinavien vor allem durch die durch Einwanderungen entstandenen Kontakte.

Baltikum

In Liv- und Kurland (Lettland) war die Brandwirtschaft dadurch nicht so verbreitet, daß 85 % der Wälder im Staatsbesitz war und der Staat eher die Forstwirtschaft unterstützte. Die Bedeutung des Brennens ist aber dennoch anhand von Liedern und Erzählungen erkennbar. Vielfach wurde auf waldfreien Äckern mit herantransportiertem Holz gebrannt. Nach *Gmelin* (1774) wurden in Livland ganze Wälder verbrannt, um die Asche auf den Äckern zu verteilen. In Lettland brannte man das Holz in einer *„Fratte"* (Zeile) und zog es brennend zur nächsten. *Friebe* (1795) berichtet, daß es auf den mageren Böden besser sei, nicht in Reihen, sondern auf Haufen zu brennen, damit der Brennvorgang länger und intensiver ist.

Auch in Estland wurde auf Ackerland mit Hilfe von herangeschlepptem Erlenholz und -reisig gebrannt. *Mickwitz* (1933) berichtet, daß dieses gebrannte Land später zu Daueräckern werden sollte.

Belgien

Eine übliche Methode nach dem Abschluß der Waldrodeepoche ist Rasenbrennen auf Heideland. Dabei wurden die Flächen gebrannt, gekalkt und mit Hafer, Klee und Besenpfrieme eingesät. Dieses Verfahren wurde etwa alle 10 Jahre wiederholt. In den Ardennen wurden die Heideflächen alle 12–18 Jahre geplaggt, das heißt, die geschiffelten Rasenziegel wurden getrocknet und gebrannt. Anschließend wurden Roggen oder nach *Frost* (1909) bis zu 5 Jahre lang Hafer eingesät. Diese Methoden wurden schon 1830 durch die Behörden kontrolliert, da der Heideanteil zunahm und der Waldanteil immer geringer wurde.

Großbritannien

In England war schon vor dem Mittelalter der Heiderasenbrand (geplaggt auf Erdhaufen) sehr verbreitet. Im Westen war die Brandkultur noch mehr verbreitet. Im 18. Jahrhundert wurde ohne Rasen nur mit Reisig gebrannt. Dies geschah vor allem auf schweren Tonböden, wo durch langsames, nicht zu heißes Abbrennen die Struktur des Bodens sich deutlich verbesserte.

Ernle (1961) erläutert, daß der Begriff *„paring and burning"* (Schälen und Brennen) auch mit *„devonshiring"* bezeichnet wird. In Devonshire kam im 16. Jahrhundert der Brustpflug auf, mit dem man Rasenziegel abplaggte, zum Decken der Häuser oder zum Brennen.

Gegenwärtig wird zur Verbesserung der Schafweide und im Habitat-Management des schottischen Moorschneehuhns (*Lagopus lagopus scoticus Lath.*) in der Moorheide gebrannt (*Gossow* 1976; s.a. Beitrag von *Webb* in diesem Heft).

Schweiz

Die Ursprünge der Brandwirtschaft gehen nach *Miaskowski* (1878) bis ins 13. Jahrhundert zurück. Die ungeregelte Reut- und Egartwirtschaft beherrschte auch die Hochebene der Alb (*Göritz* 1848). *Schneiter* (1970) bringt die Namen der Länder Schweiz (Schwiz) und Schwedens in Verbindung mit den gotischen Begriffen für Schwenden: *„svith"*, später *„suedan"* und *„suiz"*.

Vom Emmental wird schon 1764 berichtet, daß es dort *„Reuthölzer"* gäbe, die 16–25 Jahre als Brennwald genutzt und 1 Jahr mit Roggen bestellt wurden (*Ris* und *Schweizer*, zit. n. *Schneiter* 1970). *Kastenhofer* (1818) schreibt über die Brandwirtschaft im Emmental, daß 20–30jährige Bestände gebrannt wurden, die Asche eingehackt und abwechselnd Kartoffel- und Gerstenanbau bis zur Erschöpfung des Bodens betrieben wurde. Nachdem die ehemaligen Brandflächen mit Birken, Erlen und Lärchen dicht bestanden waren, wurde nach 8–10 Jahren wieder gebrannt. Diese Form der Brandwirtschaft bestand bis 1867 (*Stämpfli* 1857). *Kastenhofer* (1818) berichtet vom Simmental, daß dort Allmendplätze, sogenannte *„Rieder"*, den Armen zur Bestellung zugeteilt wurden. Zur Vorbereitung von Gemüseäckern wandte man das *„Mutthaufenbrennen"* an. Diese Form wurde auch in Feldfluren durchgeführt (*Miaskowski* 1878).

Österreich

In Oberösterreich war die Brandwirtschaft am weitesten verbreitet im Lausatal an der Grenze zur Steiermark. Die Waldbauernhöfe, denen wenig Acker zur Verfügung stand, beschränkten sich auf zweifache Aussaat von Roggen auf die gebrannten Waldflächen.

In Niederöstereich wurde aus gleichen Gründen, nämlich Feldknappheit, in der Gegend von Waidhofen an der Ybbs bis Gaming bei einer Umtriebszeit von 15–20 Jahren Erlenniederwald gebrannt. Bei der Bestellung wurde das Weidegras mit der Roggensaat ausgebracht. Mit Zunahme der Steinkohlenutzung in den Eisenhütten und dem Ausbau des Bahnnetzes ging der Waldfeldbau zurück.

Hafner (1979) berichtet von der Steiermark, daß die Brandwirtschaft schon uralt ist und schon vor der Schaffung der Raumrechte in der Waldordnung von 1767 bestanden hat.

„So konnte nach den Markstatuten von Aflenz (1492) ein huebmann auf der gemain des Marktes prachen, doch nur mit Wissen, Willen und nach Auszeigung des Marktrichters. Er durfte nur zweimal Korn, Haiden oder Hafer anbauen, dann mußte der das Feld nach dem Brand wieder der gemain überlassen" (*Hafner* 1979).

In Salzburg vergaben die Förster gegen einen ‚Zehnten' ein dreijähriges Reutrecht.

„Niemand soll dem andern Rüthölzer wüsten, bevor er beide Nuzungen und den Hafer heraus hat" (*Kilchberg* 1515, zit. n. *Hafner* 1979).

Durch viele Reut-, Schwend- und Brennverbote und Strafsätze innerhalb des Waldgesetzes versuchte man im 16. und 17. Jahrhundert die Brandwirtschaft zu kontrollieren. Nach *Schneiter* wurden in der landständischen Zehentordnung von 1577 in Kärnten und 1605 in der Steiermark *Branderabgaben* (*Greut*) eingeführt. Nach den Abgabevorschriften mußte der Anbauer die zehnte Abgabe dem Staat und die neunte dem Grundherrn oder der Kirche geben. Um die Brandwirtschaft wieder unter Kontrolle zu bekommen, ordnete die Kaiserin Maria Theresia eine räumliche Trennung der Raumrechte (Brennen, Weide) und der Stockrechte (Waldschutz) durch eine Ausmarkung der Länder durch eine Kommission an. Außerdem wurde zwischen unterräumtem Stockrecht (bestockte Weide), limitiertem Stockrecht (Brennen nach dem Holzabtrieb, kein Weiden, aber Aufforsten) und ledigem Stockrecht für ‚Nurwald' unterschieden. Doch auch diese Kontrollmaßnahme erbrachte nicht solche Erfolge durch geringe Aufsicht und Fachberatung. Das Brennen im Holzschlag wurde dagegen sehr gelobt, da die herrschende Fichte ihre ökonomische Haubarkeit schon mit 70 Jahren erlangte.

Um 1850 betrug der Gesamtumfang aller Brandflächen 87297 ha, davon entfielen auf den Bezirk Bruck allein 54436 ha. Die Gründe für das Auflassen der Brandwirtschaft in der Steiermark sind dieselben wie in Ober- und Niederösterreich: billigeres Mehl von außerhalb, erhöhte Arbeiterkosten sowie Arbeitermangel und das Nichtanpassen der Preise an die mühselige Erzeugung. In den Bezirken Deutschlandsberg, Frohnleiten, Münzenschlag, Birkfeld und Vorau war 1933 noch Brandwirtschaft üblich.

„Es war auch in der Zeit von 1919–1937 eine Zunahme des Brennens feststellbar. Die Betriebe stellten sich bei sehr niedrigen Löhnen für fremde Hilfe auf gesicherte volle Selbstversorgungsgrundlage für Mensch und Vieh" (*Schneiter* 1970).

Ein Bergbauer aus Amasegg (zit. nach *Schneiter*):

„Nach dem Ersten Weltkrieg wollte sich keiner mehr so anstrengen, aber jetzt sind sie wieder darauf gekommen, wie gut das Branden ist; wenn der Bauer gar keinen Brand vergibt, raufen die Keuschler fast darum."

Die Waldalpen sind zur Köhlereiepoche bis zu 1400 m Höhe bestellt worden. Als deutliche Spuren des Brandfeldbaus werden die Auflesesteinhaufen genannt. Schneiter zitiert auch einen Forstkommissär aus Marburg, der bei einer Versammlung des Forstvereins das Schwenden und Brennen im Gebirge für das Senken der Holzgrenze verantwortlich macht.

Zum Brennverfahren: Der Arbeitsablauf beginnt im Mai mit dem Schwenden; 8 Wochen später erfolgt das Brennen möglichst bis zum 25. Juli, gesät wird im August. Diese Brandform wird *„Streubrand"*, die gebrannte Fläche *„Rußbrand"* bezeichnet. Erfolgt das Brennen wegen schlechten Wetters erst im nächsten Frühjahr, nennt man diese Form *„Schneckenbrand"*. Das Nachlesebrennen einen Tag nach dem Streubrand bezeichnet man als *Obrennen, Abbrennen* oder *Schlußbrennen*.

Vor dem Brennen wird das Astmaterial möglichst waagerecht auf den abzubrennenden Streifen (*Jaun*) gelegt, so daß dieses gut mit langen Brennhaken (ein 4 m langer Holzstiel mit einem 1,5 m langen Eisenhaken) heruntergezogen werden kann. Ein Mann übernimmt dabei einen 2–3 m breiten Brennstreifen. Die Bezeichnung *„Reit"* für Brand oder Jaun in der Weststeiermark läßt darauf schließen, daß sich die dortige Brandwirtschaft von Formbach (Bayern) ausgebreitet hat. In der Weststeiermark wird das Brennen der Weide *„Senga"* genannt.

Frankreich

Nach *Lamprecht* (1872) führen die Anfänge der Brandwirtschaft in Frankreich bis *„weit hinter das 11. Jahrhundert zurück"*. Die Gründe für diese Wirtschaftsform sind verschiedenartig: Urbarmachung von Ländereien, Anlage und Verbesserung von Weiden, Gewinnung von Ackerböden und Rebbergen in Wald und Garrigue. Folgen dieser Nutzungen waren aber vielfach Bodenerosion und Abschwemmung und nackter Felsboden.

Auf Korsika wurden lediglich die Weideflächen alle 20–50 Jahre gebrannt. Diese Maquis oder Macchiaflächen wurden auch zur Holzkohleherstellung und für Brennholz genutzt.

Im Elsaß war vor allem das *„Krütt"*- oder *„Trepoux"*-Verfahren, ein Gebüsch- und Rasenbrennverfahren, verbreitet. Einige Bürger der Gemeinde hatten auf der Allmende der Vogesentäler Sondernutzungsrechte in Form von Losen, die in den Gemeindehäusern vergeben wurden. Auf diesen Losflächen durften sie brennen und einige Zeit Feldbau betreiben. Diese Lose nannten sich *Krütt, Trepoux* oder *Portions*. Das Verfahren läuft ähnlich wie viele schon beschriebene Systeme ab: Die Fläche wurde geschwendet, die oberste Bodendecke abgeschält (*„Krittschaben"*), getrocknet auf Haufen und mit Rasenziegeln zugedeckt gebrannt. Nach dem vorsichtigen Brennen im Winter oder Frühjahr (es sollen keine Flammen zu sehen sein), wird die Asche verteilt und Kartoffeln, später Roggen angebaut. Das Stroh wurde wegen seiner Zähigkeit für die Herstellung von Sesselsitzen verwendet. Nach einem weiteren Jahr Anbau auf guten Böden folgten 10–20 Jahre Brache. Die Verlosung dieser Flächen erfolgte meist unentgeltlich, da hauptsächlich die besitzärmeren Leute daran teilnahmen. Durch starken Druck der französischen Behörden wurden viele Flächen aufgeforstet; der übrige Teil verblieb als Weidefläche.

Spanien

Die Brandwirtschaft Spaniens war in vielen Provinzen bis ins 20.Jahrhundert verbreitet. Stoppelbrände, Rasenbrennen in den Pyrenäen, Küttis- und Buschwaldbrände waren die häufigsten Methoden.

Die Lose von Allmendflächen heißen in Spanien *„Labranzas"*, bei Eigentum auf Lebenszeit *„Quinjones"*. Nach

10 Jahren wurde gebrannt und im Herbst die Frucht eingesät, z.T. mit Ginster- oder Kiefernsaat zusammen. Im Gegensatz zu anderen Ländern wurden die Äcker auch zusätzlich mit Stickstoff, Phosphor und Kalk gedüngt.

Von Andalusien wird berichtet, daß nach dem Schwenden im Oktober und dem anschließenden Brennen 2–3 Jahre Ackernutzung stattfindet. In Bajadoz diente das Brennen zur Verbesserung der Weide. Es wird aber auch vor landwirtschaftlichen Kulturen gebrannt. In Granada, insbesondere in der Sierra Nevada wird bis zu 1500 m Höhe gebrannt und kultiviert. In Santander wird das Schwenden mit Abschub der Narbe auf 5 cm betrieben. Die Aufforstungen mit Eukalyptus wurden in dieser Provinz immer wieder durch natürliche Brände zerstört.

Italien

Der Brandackerbau mit Niederwald (*cesinare*) trat vor allem in Süditalien auf; sonstige Brennsysteme wie Stoppelbrennen (*fuocchi correnti*) und Erd- und Rasenbrennen (*debbi*) in ganz Italien.

Das *„cesinare"* beschränkte sich auf das Gemeindeland. Die mit Lärchen, Erlen und Eichen bestockten Flächen wurden nach 10–20 Jahren umgetrieben und zwei bis drei Jahre kultiviert. Die Landesentwaldung nahm trotz späterer Brennverbote bzw. die nötige Zustimmung beim Kreiswirtschaftsrat immer mehr zu. Es kam zu Waldblößen, Bodenerosion und Waldverwüstung. Als anschauliches Beispiel dienen die kahlen Berge des mittleren und südlichen Apennin.

Albanien und Jugoslawien

Waldbrandwirtschaft war besonders an der Küste im Kreis Lushuja üblich. Im Gegensatz zu anderen Ländern wurde in Albanien ausschließlich Mais angebaut, bis die Bodenkraft nachließ. Im Gebirge säte man aber auch Roggen und Gerste bis zu sechs Jahren hintereinander.

Nach *Müllner* (1902) wurde in Jugoslawien hauptsächlich im oberen Teil des Sanntales, in der früheren Untersteiermark und im Nachbarland Krain Brandwirtschaft betrieben. Im Krain tat man dies im Zusammenhang mit der Köhlerei. Die slowenischen Reuter wurden *„Rovtari"* und die Betriebe mit Brennkultur *„Rovtih"* genannt. In Slowenien gingen zahlreiche Gebote von der Regierung aus, die aber nicht die Rodungen aufhalten konnten. Erst nach Ende der Köhlerei durch die Einfuhr von Steinkohle gaben viele Bauern die Brandwirtschaft auf. Beim Verfahren, das im Gebirge in 700–1000 m Höhe angewendet wurde, schwendete man zuerst die Fläche bodeneben. Das als *„Pozigati"* bezeichnete Brennen erfolgte Mitte Juni in 8–10 m breiten Brandstreifen (*Postat, Pzar* oder *Lazi*). Im Juni säte man dann mit dem Einhakken der Asche Buchweizen und im Herbst z. T. noch Roggen oder Hafer.

Tschechoslowakei

In den westlichen Bezirken wie Velky-Berzny und Perecin war das Niederwaldbrennen verbreitet. Die Nutzungsweise der Bergbauern dort heißt „Paseceni" und wurde in der Form durchgeführt, daß der siebenjährige Bestand im Sommer geschwendet, die Narbe mit der Hacke geöffnet und im Frühjahr gebrannt wurde. Die Saatfolge war Mohar, Kartoffeln, Roggen (Hafer), Hafer. Es folgten 6–7 Jahre Brache oder als Alternative zwei Jahre Hafer und zwei Jahre Wiese.

Finnland

„Die ersten Finnen betrieben der Überlieferung nach, nur Waldbrandwirtschaft" (*Schneiter* 1970).

Die Kulturmethode der Brandwirtschaft ist nach *Heikinheimo* (1915) sehr verbreitet gewesen, obwohl es keine genauen Zahlenangaben darüber gibt.

„... um die Jahre 1870, 1890, 1900 und 1910 wurden jährlich etwa 50000, 17300, 7700 und 3800 ha Wälder zwecks Abbrennens gerodet. Wegen Bewerkstelligung des Bodenbrennens, Anbau der Kulturpflanzen und Weidenutzung verbleibt eine solche Fläche durchschnittlich meist 8 Jahre offen, so daß um die gleiche Zeit etwa 400000, 138400, 61600 und 30400 ha Land waldlose Brandflächen und Ahos (= ältere Brandflächen) ausmachten ... In Wirklichkeit haben aber diese Ziffern bedeutend höher sein können" (*Heikinheimo* 1915).

Die große Bedeutung der Waldbrandwirtschaft sieht *Heikinheimo* in der Getreideproduktion, die für die ehemaligen Kirchspiele sehr wichtig war. Die Brandwirtschaftsmethoden unterteilte man in Finnland in solche, die in natürlichen Wäldern (gewöhnlich Hochwäldern), und solche, die in Brandwäldern (Hack-, Nieder- oder Mittelwäldern) betrieben wurden. Die ersteren, sogenannte *Waldbrandländer*, wurden sehr weit von den Siedlungen entfernt angewendet. Bei dieser Methode wurden die größten Stämme auf der Fläche durch Ringeln oder Schlagen einer Kerbe zum Trocknen gebracht und beim Abbrennen stehengelassen oder im Spätwinter abgeholzt. Die gefällten Stämme wurden mit Ästen 2–3 Jahre trocken liegengelassen und erst im Juni gebrannt (Abb. 3).

Die Bewirtschaftungsformen waren in Finnland sehr vielgestaltig. In der Landschaft Häme wurde der Boden gar nicht bearbeitet und nur einmal gesät (Verfahren *huhta* oder *ylipalo*). In Savo wurde zweimal gebrannt, gepflügt und geeggt und einmal eingesät. In Karjala wurden die Stämme 3–4 Jahre zum Trocknen liegengelassen, der Boden leicht bearbeitet und zweimal gesät. In Nordkarjala brannte man auch zwischen den beiden Roggenernten. Diese Waldbrandkultur wurde das ganze 19. Jahrhundert über betrieben.

Die zweite Methode, die *Wechsel-(Zirkulations-)Brandländer*, wurden in der Nähe der Siedlungen betrieben. Ihre Umtriebszeit betrug 20–35 Jahre. Man unterscheidet zwischen Rüben-, Gersten- und Roggenbrandfeldern. Bei den beiden ersten Methoden wurde der Boden nur einmal bestellt. Bei der letzten Methode, dem Roggenbrandfeld, wurde mit der Fruchtfolge Roggen, Hafer, Gerste, Rübe und Buchweizen bis zu 5 Jahren kultiviert. Die Umtriebszeit war kürzer als bei beiden anderen Methoden und betrug nur 15–20 Jahre.

Das Brennen selber wurde ebenfalls recht unterschiedlich gehandhabt. So schaffte man die Stämme nach dem Ästen und Schälen weg und verarbeitete sie zu Teer (in den Länen Oulu und Waasa). Das Feuer wurde an mehreren Stellen entfacht, und das Gebiet brannte allmählich ab (*kulottaminen*) oder das Brennmaterial wurde zu Haufen gestapelt und mittelst Stangen von einer Seite zur anderen gezogen (*rinta-*

Abb. 3. Zeitgenössische Darstellung der Brandwirtschaft in Finnland um 1887. Das Schlagabraumbrennen diente zur Vorbereitung der landwirtschaftlichen Zwischennutzung und der Verbesserung der Wuchsbedingungen für die neue Waldgeneration. Nach Lindholm, Edlund und Tilgman (aus der Sammlung der Arbeitsgruppe Feuerökologie, Freiburg).

roviolle polttaminen) (Abb. 4). Manchmal wurden sogar abgeschälte Nadelholzstämme aus anderen Gegenden auf das Gebiet parallel angeordnet verteilt (*viertäminen*). Man mischte z.T. zur Ackersaat auch Grassaat bei, um die spätere Weide zu verbessern. Der Versuch, Samenbäume, vornehmlich Kiefern, stehenzulassen, damit möglichst schnell Wald aufkommen konnte, setzte sich nicht durch. Um das Ausmaß der Wechselbrandländer darzustellen, sei hier *Heikinheimo* (1915) zitiert:

„In einem Zeitraum von 100 Jahren wird also das Land bei Benutzung einer 25jährigen Umlaufszeit 4mal eingeäschert, je 12mal gepflügt und geeggt und 12mal mit Getreide bestellt. Zum Roden, Brennen und Getreideanbau wäre demnach 20 Jahre, zum Grasanbau 12 und zur Weidenutzung 68 Jahre gegangen. Da auf vielen Stellen 500–1000 Jahre Brandwirtschaft getrieben worden ist, müßte man die erwähnte Ziffer mit 5–10 multiplizieren, um ein vollständiges Bild von der Behandlung zu erhalten, der die Wechselbrandländer unterworfen gewesen sind."

Rußland

In Rußland gab es nach *Heikinheimo* (1915) noch Anfang des 20. Jahrhunderts sehr ausgedehnte Brandflächen. Um 1900 existierten in den Gouvernementen z.T. bis zu 43 % reine Brandflächen. Besonders in den Gouvernementen Olonetz, Nowgorod, Wologda und im nördlichen Teil Perm und Wjatha. In geringerem Ausmaß wurde in den Gouvernementen Pskow und St. Petersburg und Ufa Brandwirtschaft betrieben. Die Methoden glichen sehr den finnischen Brandsystemen und ebenso die Zusammensetzung der Brandwälder.

Heikinheimo (1915) erwähnt neben ausgedehnten Erlenwäldern in Rußland die Baumarten Lärche (*Larix kaempferi* Car.), die sibirische Fichte (*Picea omorika* Purk.) und die Zwirbelkiefer (*Pinus cembra* L.; heute: *Pinus sibirica*).

Wo die Brennholzzufuhr aus dem Umland gesichert ist, .brannte man schon nach fünf Jahren. *Schneiter* (1970) erwähnt Quellen, in denen schon 946 n. Chr. Brandfeldbau in Rußland nachgewiesen ist. Das Brennverfahren verläuft folgendermaßen:

Nach dem bodennahen Abtrieb des Bestands im Mai/Juni wurde Astwerk von angrenzenden Flächen herangeschleppt und entweder noch im Herbst oder erst im Frühjahr im trockenen Zustand gebrannt. Dabei benutzte man lange Haken zum Vorwärtsbewegen der „Brennwalze". Im Frühjahr wurde Gerste, Lein, Erbsen, Hirse, Weizen, als Nachfrucht Rüben und als Herbstsaat Roggen und Weizen angebaut. Die Saat wurde mit einer Astegge oder einem Nadelholzwipfel eingeeggt. Nach einigen Anbaujahren wartete man 10–20 Jahre mit dem nächsten Abtrieb. *Magnus* (1855) erwähnt die Methode, mit einem Schneitler die Äste von den Bäumen abzuschlagen, indem man diesen mit einem bügelartigen Sitz nach oben

zieht. Später wurden diese kahlen Stämme stehengelassen und gebrannt.

Kessler (1811) führt in einer „Weisung über ländliche Arbeiten" von dem Fürsten Jaroslaw I. aus dem 11. Jahrhundert an, daß zum Schutz der Aussiedler gegen Feuergefahr Rodebeschränkungen eingeführt wurden.

1.3 Heidebrennen

Große Heidegebiete befinden sich vor allem im feucht-gemäßigten Klimabereich in Nordwesteuropa (*Muhle* und *Röhrig* 1979). Die wesentlichen Verbreitungsgebiete der Ginster-Heidestrauch-Heiden sind in Großbritannien, Irland, Süd-Norwegen, Südschweden, Dänemark, Nordwestdeutschland, Holland, Nordbelgien und Nordwest-Frankreich. Nach *Ellenberg* (1978) sind diese Heideflächen mit wenigen Ausnahmen anthropogen entstanden. Unter diesen Boden- und Klimaverhältnissen würden sich natürlich Eichen-Buchen-, Buchen- oder Eichen-Birkenwälder einfinden.

Der menschliche Einfluß bestand vor allem in der Holz- und Streunutzung, der Viehweide, dem Mähen und Abplaggen für Schafzucht und Bienenweide. Der Höhepunkt dieser Nutzungen war etwa 1800–1850 (*Muhle* und *Röhrig* 1979). In Großbritannien zählte zur Bewirtschaftung dieser Heideflächen vor allem das Heidebrennen (*Schneiter* 1970, *Muhle* und *Röhrig* 1979). Aber auch in Frankreich und in Nordwestdeutschland wurden die Heideflächen regelmäßig gebrannt (*Tüxen* 1966, *Schneiter* 1970). *Tüxen* (1966) beschreibt die Notwendigkeit des Brennens folgendermaßen:

„Wo aus irgendwelchen Gründen nicht geplaggt werden konnte, griff man gelegentlich auch zum Feuer, um die Heide zu verjüngen. Keimt sie doch nach dem Brande so reichlich wie nach dem Plaggen. Wenn aber die Heide nicht mehr geplaggt und gebrannt wird, wenn sie einfach alt wird, dann stirbt sie nach etwa 14–16 Jahren."

Durch den Brand wächst die Heide infolge der Freisetzung der Nährstoffe oft dichter und blüht stärker (*Muhle* und *Röhrig* 1979). *Grant* (zit. nach *Muhle* und *Röhrig*) gibt eine kritische Brandtemperatur von 290 °C für Knospen und 200 ° für Samen an und *Whittaker* (zit. nach *Muhle* und *Röhrig* 1979) eine Temperatur zwischen 340 und 440 °C für die Vegetation.

Pinckert (1874) beschreibt die Methode der Urbarmachung des Heidebodens mittels Verbrennen des Heidekrautes. Bei dieser Methode wird immer nur so viel gebrannt wie auch bald umgepflügt werden kann, um die Düngewirkung zu erhöhen. Anschließend wird geeggt, und die übriggebliebenen Heidekrautwurzeln werden auf Haufen verbrannt. Bei der Methode des

Abb. 4. Die in den nordischen Ländern angewandten Brenntechniken und Werkzeuge sind vergleichbar mit denen aus Mitteleuropa (vgl. Abb. 1 und 2). Historisches Photo aus Parviainen (1996)

Abb. 5. Demonstration von Techniken des kontrollierten Brennens anläßlich eines Seminars auf der Schwäbischen Alb im Jahr 1978. Im Bild: K.-F. Schreiber (Universität Münster).

Abplaggens der Heidenarbe wird zuerst gebrannt, dann mit Plaggenhaue oder Schälpflug Plaggen geschält. Diese werden zum Trocknen aufgestellt und später in hohlen Haufen gebrannt. Bei beiden Methoden wurde anschließend landwirtschaftlicher Anbau betrieben.

Das Heidebrennen war aber wegen häufig vorkommender Waldbrände nur nach einer Anmeldung bei der Forstpolizei unter genügend Aufsicht erlaubt (*Borchers* und *Schmidt* 1973). Dies wurde schon in der Holzordnung vom 1. Mai 1651 gefordert:

Ziff. 5 *„... Niemannt ... umb keinerley Uhrsachen willen die Heiden anstekken und brennen soll, er zeige eß dan zuforderst den beambten und förstern des orts an"* (Hildesh. Br. 1t. 64, Abschn. 1 Nr. 1 zit. nach *Borchers* und *Schmidt* 1973).

Trotzdem kam es oft zu Großbränden, ob vom Mensch verursacht oder natürlich entstanden:

„Abgesehen von örtlich begrenzten Bränden hat auf diese Weise 1645 ‚die gantze Roffkammer in flammen gestanden' und sind weitere Großflächenbrände 1664 bei Fuhrencampe bei Fuhrberg, 1719 bei Ültzen, 1776 im Heidiken (Süsing), 1786 Telmer Busch, 1768 Langlinger Holz, 1780 zwischen Oster Moor und Rabkammer, 1788 im Bätzloh, entstanden" (*Borchers* und *Schmidt* 1973).

Die Schafzucht ging durch billige Wollimporte erst im 19. und 20. Jahrhundert zurück. Umwandlungen zu Ackerland und Aufforstungen folgten. Doch es wird versucht, die Heidegebiete, soweit es möglich ist, aus kulturgeschichtlichen, aus Gründen der Erholung und des Naturschutzes zu erhalten (*Muhle* und *Röhrig* 1979), d. h. eine natürliche Sukzession zu unterbinden (*Muhle* 1974).

1.4 Moorbrennen

Die Moorbrandkultur war in Finnland, Rußland, Holland und Belgien üblich. Von Holland aus wurde sie um 1600 auch in die nordwestdeutschen Moorgebiete eingeführt. Bis 1850 war das Moorbrennen dann auch in Nordwestdeutschland üblich (s. a. *Wichmann* 1976). Trotz der Brennverbote, die seit 1720 wegen Überhandnahme des Systems festgesetzt wurden, waren die Strafgelder so gering, daß sie den späteren Steuern dafür entsprachen.

„Für viele Tausende von Menschen der einzige Broterwerb, bis jetzt wenigstens und höchst wahrscheinlich für immer das einzige, einfachste, sicherste und sehr einträgliche Mittel zu jeglicher Kultivierung der Hochmoore, zählt doch der Brandfruchtbau..." (*Brünings* 1881).

Die Verfahren in den Mooren sind nicht einheitlich. *Schneiter* (1970) erläutert ein Verfahren mit einer Grundwasserspiegelabsenkung, Trocknung und Brennen der Plaggenscholle auf Haufen.

Brünings (1881) berichtet, daß ein Pächter die Spezialentwässerung und die Erhaltung und Räumung der angrenzenden Gräben dann übernehmen muß, wenn das Moor einem Großgrundbesitzer oder dem Staat gehört. Um eine Fläche, ein etwa 30,5 ha großes *„Kamp"*, wird ein zwei Fuß breiter *„Grüppe"* (Graben) gezogen. Dann wird der „Kamp" in 10 m breite Ackerstreifen geteilt, und zwar ebenfalls durch „Grüppe". Die sogenannten Bülten auf der Fläche werden dann mit dem Moorhaken umgerissen und auf der Fläche verteilt. Ein Überzug mit Gärbermyrthe (*Myrica gale* L.) wird mit der Moorhaue flach abgehackt. Im Frühjahr werden dann die Bülten zum Trocknen gewendet. Das eigentliche Brennen wird mit dem Wind von Männern mit breiten Eisenschaufeln und dicken Holzschuhen durchgeführt. Mit der Schaufel wird das Feuer von Bülte zu Bülte verteilt. *Brünings* (1881) nennt dies *„Feuer säen"*. Nach dem Brennen wird der Moorbuchweizen („eine eigene schwerere weil feinschalige, wohl etwas kleinkörnigere Species") eingesät. Dies erfolgt jeweils im Frühjahr nun weitere fünf Male. Vor dem Brennen wird jeweils mit einer hölzernen Egge, die von zwei Leuten gezogen wird, geeggt. Die Bültenreste entwickeln sich zu Ackerkrumen. Nach der letzten Buchweizenernte kann dann Moorroggen eingesät werden. Den Zweck des Brennens beschreibt *Brünings* (1881) folgendermaßen:

„Durch das Feuer soll das durch Verwurzelung gebildete feste Fasergewebe des Moores zerstört, aus der festen Masse also eine zerbröckelte, erdartige, ein erstes Keimbett geschaffen, durch die wie Mergelung wirkende Hitze sollen die Säuren neutralisiert, die Bodenbestandteile verbessert, durch die Vegetation selbst, durch den Blattfall, durch die Stoppeln und Wurzeln soll ein Ackerkrumen gebildet, soll neues Leben in den toten Boden gebracht werden."

Brünings (1881) verurteilt die Verfahren, in denen von Brachruhezeiten von 15–30 Jahren geredet wird. Die ökologisch sinnvollste Methode sieht er in dem mehrmaligen leichten Überbrennen. Er betont wie *Brüne* (1948), daß nicht das Moor selbst, sondern auf dem Moor gebrannt werden soll. Das Feuer soll in größter Eile über die Fläche laufen. Dies wurde von *Brünings* (1881) als verbessertes Brennen bezeichnet. Das gebrannte Land kann nun als Gartenland, nachhaltiges Ackerland, aufgekalkt zum Kleeanbau, als Wiese genutzt oder aufgeforstet werden.

Im Jahr 1877 wurden in Bremen eine Moorversuchsstation und auch ein *„Verein gegen das Moorbrennen"* gegründet. Die Forschungsarbeit, die dort geleistet wurde, brachte die Moorbrandkultur Anfang des 20. Jahrhunderts in Deutschland zum Erliegen. In Holland und Belgien wurde noch um die Jahrhundertwende weiterhin so verfahren. Auch in Finnland wurde ein „Moorkulturverein" gegründet (1895), der wie in Deutschland für den Rückgang dieses Systems verantwortlich war (*Hejer* 1914).

1.5 Auswirkungen historischer Brennverfahren auf Sukzession und Zusammensetzung von Waldgesellschaften

Emter (1976) gibt bei seinen Untersuchungen über die Folgen der Reutbergnutzung im Kinzigtal an, daß das Brennen die Feldschicht zerstört. Bei kurzfristiger Hitzeeinwirkung wie beim Sengen werden meist nur die oberirdischen Teile der Pflanzen zerstört und Pflanzen mit tiefreichenden Rhizomen wie z. B. der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) überleben dies ohne Probleme. Auch können hartschalige Samen überdauern wie z. B. die Samen von der Besenheide (*Calluna vulgaris* (L.) Hull). Die Besenheide ist auch sonst dem Feuer gewogen; nach einem kurzzeitigen Brand schlägt sie dichter aus und blüht reichlicher. Ebenso günstig wirkt sich das Feuer auf die Brombeere (*Rubus fruticosus* L.) aus. Auch das Keimen des Besenginsters (ein ausgesprochener

Lichtkeimer) ist durch das Brennen begünstigt.

Durch den folgende Ackerbau treten vor allem folgende Schlagpflanzen und Bodenpioniere auf:

Sarothamnus scoparius (L.) Koch, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Teucrium scorodonia* L., *Solidago virgaurea* L., *Rubus fruticosus* L., *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin., *Anthoxantum odoratum* L., *Holcus mollis* L., *Agrostis tenuis* Sibth., *Hypericum perforatum* L., *Galeopsis tetrahit* L., *Fragraria vesca* L., *Digitalis purpurea* L., *Rumex acetosella* L. und *Jasione montana* L.

Durch erwähnte Bodenverschlechterung vor allem während der ackerbaulichen Nutzung, Beweidung, Streunutzung von Laub und Ginster erfolgt innerhalb kurzer Zeit eine Nährstoffverarmung und im Untersuchungsgebiet zusätzlich eine Bodenversauerung durch verwittertes Silikatgestein. Als nachgewiesene Säure- und Verhagerungszeiger gibt *Emter* an:

Deschampsia flexuosa (L.) Trin., *Calluna vulgaris* (L.) Hull., *Vaccinium myrtyllus* L., *Veronica officinalis* L., *Melampyrum pratense* ssp. *vulgatum* L., *Teucrium scorodonia* L., *Holcus mollis* L., *Poa nemoralis* L. Außerdem führt *Emter* einige säureliebende Moose an.

Nach einigen Jahrzehnten Brache hat sich die Vegetation geändert. Säurezeiger gehen zurück, Nährstoffzeiger, Nitrophyten und Mullzeiger werden sichtbar.

Bartsch und *Bartsch* haben schon 1940 aufgelassene Reutberge des Renchtals untersucht. Die ersten Pflanzengesellschaften glichen der *Calluna vulgaris-Sarothamnus*-Assoziation.

Nach der Auflassung entwickeln sich die Stockausschläge von Eichen und Birken zwischen den Ginsterbüschen. Außerdem keimen Eiche, Birke, Hasel, Faulbaum, Vogelbeere, Stechpalme und Zitterpappel und beginnen den Ginster zu bedrängen. Nach ungefähr 8 Jahren beginnt der Ginster abzusterben und das übrige Gehölz sollte gezielt ausgelichtet werden, so daß sich später auch wieder eine Feldschicht einstellen kann. Nach insgesamt 16 Jahren kann der Eichenschälwald wieder auf den Stock gesetzt werden.

Die Einbringung von Feuer in stehende Wälder erfolgte gelegentlich durch die Weidewirtschaft. Die Auswertung historischer Quellen durch *Kampfmann* (1980) über die Geschichte der Eichenwälder des Spessarts zeigen, daß ab dem hohen Mittelalter die Bauern in den Hutwaldungen der Region „brandelten", um die Weide zu verbessern; Waldorte wie „Sang" und „Brandheid" deuten auf diese Kulturpraxis hin. Die gezielt gelegten Bodenfeuer töteten in der Regel die dünnborkigen Buchen (*Fagus sylvatica*) ab, während die dickborkigen älteren Eichen (*Quercus robur*) den Brand überstanden. In solchermaßen rigoros verlichteten Beständen entwickelte sich zunächst – gewollt – eine üppige Gras- und Krautflora. Dies läßt sich auch aus der Pollenanalyse eines Moores im Spessart (Wiesbüttmoor) belegen (*Streitz & Grosse-Brauckmann* 1977).

Beim Nachlassen des Weideganges und der landwirtschaftlichen Nutzung konnte nach Mastjahren der lichtbedürftige Eichenjungwuchs Fuß fassen; die Buche, die in ihrem Jugendstadium stärkere Beschattung benötigt, war in solchen Waldbeständen benachteiligt. Von Buchenjungwuchs nicht bedrängt, vermochten die jungen Eichen zu geschlossenen Beständen heranzuwachsen. So besehen, so *Kampfmann* (1980), sind die Eichenbestände des Nordspessarts keine „natürlichen" Wälder; entstanden durch menschliches Einwirken, sind sie dem Begriff Kulturlandschaft einzuordnen.

1.6 Brennmethoden in der Forstwirtschaft

Auch in der Forstwirtschaft kamen in der Vergangenheit Methoden des kontrollierten Brennens immer wieder zur Anwendung. So beschreibt *Conrad* (1925) Erfahrungen und Hypothesen zum kontrollierten Brennen in einem Aufsatz, den er betitelt mit „Das Bodenfeuer als Freund des Forstmanns". Hierin überlegt er, das kontrollierte Feuer zur Herbeiführung von Naturverjüngung von Kiefer und Fichte einzusetzen, Forstschädlinge in den Entwicklungsstadien in der Nadelstreu zu bekämpfen und Waldbrandvorbeugung i. S. des heute als modern geltenden Ansatzes des *prescribed burning* bzw. *fuel management* zu ermöglichen. Die Wirkung von „Waldbrandasche" auf Samenkeimung wurde ebenfalls in den 20er Jahren kritisch untersucht (*Fabricius* 1929). Noch nach dem II. Weltkrieg wurde das Brennen des Bodenüberzuges zur Vorbereitung von Kiefernkulturen empfohlen (*Hesmer* 1949).

1.7 Auswirkungen historischer Brennverfahren auf die Atmosphäre

Das Moorbrennen im nordwestdeutschen Raum liefert Zeugnis für Umweltprobleme, die sich in einer für heutige Verhältnisse undenkbaren Beeinträchtigung der Luftqualität ausdrückte. Eine ausführliche Darstellung über die Moorbrandkultur und die Beeinträchtigung der Luft gibt *Wichmann* (1976):

Das Moorbrennen hatte auch eine bedrückende Auswirkung auf viele nordwestdeutsche Gebiete und sogar weit, weit darüber hinaus. Das war der Brandgeruch, der unter dem Namen „Höhenrauch" bekannt war. Was ist Höhenrauch? Warum wird der Moorrauch ausgerechnet als Höhenrauch bezeichnet?

Der Moorforscher Tacke schreibt darüber: „Der dunkle, in großen Massen sich entwickelnde, übelriechende Rauch bedeckt meilenweit die Lande, an Frühlingstagen oft in hoher dunkler Wand wie eine schwere Gewitterwolke rasch aufsteigend und die Sonne verdunkelnd, so daß sie wie eine trübe Scheibe erscheint. Bei günstigern Windverhältnissen zieht der Rauch, allerdings mit der Entfernung von seinem Entstehungsort immer schwächer werdend und schließlich nur noch als feiner blauer Dunst erscheinend bis nach weit entfernten Gegenden wie Ungarn, Südfrankreich. Er ist in Deutschland unter dem Namen Haarrauch, Heerrauch, Hohenrauch bekannt und wenig beliebt. Die allgemeine Meinung macht ihn für Schäden mancherlei Art haftbar. Er soll z. B. den Regen vertreiben, die Blüten der Obstbäume schädigen, wie es die Obstbauern im Alten Land sagen, ja er veranlaßt melancholische Naturen sogar zum Selbstmord." Jahrzehntelang haben Bewohner von den Moorgebieten weit entfernter Länder über die Entstehung dieses so oft wiederkehrenden Rauches gerätselt. So z. B. glaubten die Franzosen einst, daß der ***brouillard sec*** *getrockneter oder gedörrter Nebel sei. Die Engländer nannten den Moorrauch* ***dry fog****. Das Rätselraten nahm kein Ende: 1657 begann das Moorbrennen in Friesland z. B. einmal*

am 6. Mai (Nach Steilen: Höhenrauch, Kosmos 1927), und zwar bei starkem Ostwind. Bereits am folgenden Tage zeigte sich der Moorrauch über Utrecht, und etwas später, als der Wind seine Richtung änderte, schweifte er über Leeuwarden nach Den Helder und erreichte am 15. Mai das Meer. Als der Wind nun plötzlich nach Nordwesten umsprang, trieb er den Moorrauch zurück, so daß er am 16. Mai bereits wieder Utrecht und Niymwegen erreichte. Gleichzeitig spürte man ihn auch in Hannover, Münster, Köln, Bonn, Frankfurt. An 17. Mai war er bis Wien vorgedrungen, erreichte dann am 18. Mai Dresden und am 19. Mai Krakau.

Weil man nun glaubte, daß diese Erscheinung, dieser Rauch von Bergwolken herstamme, bezeichnete man den Moorrauch anfangs als Höhenrauch. Immer wieder haben die Landesregierungen das Moorbrennen bekämpft. Aber als noch kein Kunstdünger bekannt war – war nach Auffassung der Leute dies die einzige Möglichkeit der Urbarmachung, die in Wirklichkeit ein Raubbau war.

Am 15. 2. 1882 machte die damalige Landesregierung energisch Front gegen diese Kultivierungsmethode: Es heißt in einer Verordungng: „Die Nutzung der Moore durch Abbrennen des auf den Moorgrundstücken stehenden Heidekrautes ist einzuschränken. Es ist erfahrungsgemäß sehr oft die Ursache großer Schadenfeuer. Wer Moor oder Heide abbrennen will, muß das ab sofort zuvor dem Bezirksvorsteher melden, der für eine Aufsicht und Überwachung des Feuers zu sorgen hat."

Diese sorgfältig recherchierten zeitgenössischen Beschreibungen der Auswirkungen des Moorbrennens zeigen, daß es im 19. Jahrhundert nicht nur Probleme der Luftverunreinigung aus industriellen Quellen gab, sondern auch aus der Landnutzung. Sie sind sicherlich vergleichbar mit den heutigen saisonalen Smog-Episoden aus den Regionen der Tropen (*Goldammer* et al. 1996).

1.8 Zusammenfassung Teil 1

In den europäischen Landschaften wird das Feuer seit Jahrtausenden vom Menschen genutzt. Zur Urbarmachung von Böden und zur Vorbereitung von zeitlich begrenzten landwirtschaftlichen Anbau ist es auf der ganzen Erde verbreitet. Vom praktischen Ablauf her glichen sich die Brandrodungssysteme in den einzelnen Ländern Europas. Dennoch gab es Unterschiede, was die Betriebsart, die Umtriebszeit, die Länge der landwirtschaftlichen Nutzung, die Bodenbearbeitung oder das Brennen selbst betraf.

Allein in Deutschland gab es im 18. und 19.Jahrhundert mindestens sieben verschiedene Brandwirtschaftsformen mit landwirtschaftlicher Zwischennutzung, wobei bei einigen Formen mehr die Landwirtschaft und bei anderen mehr die Forstwirtschaft im Vordergrund stand. Neben landwirtschaftlichen Produkten nutzte man im Wald Holz für bauliche Zwecke, Holzkohle und Brennholz. Im 19. Jahrhundert stand die Lohrindengewinnung von Eichen im Vordergrund. Der Ginster wurde als Streuersatz verwendet. Außerdem betrieb man Viehhude in den Niederwäldern. Die Ursache der Nutzung von den größtenteils sehr abgelegenen Brandäckern wird vom überwiegenden Teil der Autoren dieser Zeit in der ständigen Nahrungsmittelknappheit gesehen, die durch den Bevölkerungsanstieg ausgelöst wurde. Aus der Dringlichkeit dieser Notlage heraus wurden die Brandsysteme meist von den damaligen Forstleuten akzeptiert. Es gab aber auch Kritiker unter ihnen, wie zum Beispiel J.-C. Hundeshagen.

Mitte bis Ende des 19. Jahrhunderts wurde die Holzkohle durch die Steinkohle verdrängt und auch die Lohegewinnung erwies sich durch Einführung ausländischer Gerbstoffe als unrentabel. Die Situation besserte sich erst mit Beginn der industriellen Revolution; durch neueste landwirtschaftliche Technik und durch die Nutzung und bessere Dosierung von mineralischen Düngegaben konnten Daueräcker intensiver bewirtschaftet werden. Gleichzeitig stagnierte das Bevölkerungswachstum in Europa. Die wirtschaftliche Lage besserte sich, so daß die Lebensmittelversorgung in Friedenszeiten gelöst war. In den Weltkriegen jedoch flammte die Brandwirtschaft aus Autarkiebestrebungen noch einmal auf. Heutzutage ist das flächenhafte Brennen auf den Feldern oder im Wald in den meisten Ländern Europas gesetzlich verboten.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Brandwirtschaft bzw. der Brandfeldbau sowohl in Europa zwischen dem Spätmittelalter und dem 20. Jahrhundert, als auch im Raum der Tropen, dort bis heute praktiziert, eine zwangsläufige Phase der Entwicklung einer Agrargesellschaft darstellt, die sich auf ihrem Weg zur Industriegesellschaft den vielfältigen Problemen des Bevölkerungswachstums und der Knappheit von Raum und Ernährung stellen muß.

2. Nachkriegsentwicklung in Deutschland

Im Folgenden wird die Entwicklung der Feueranwendung und -forschung im Nachkriegsdeutschland skizziert. Diese Darstellung beansprucht keine Vollständigkeit, sondern soll eher auch zu weiteren Beiträgen zu diesem Thema auffordern. Zunächst werden einige wichtige gesetzliche Grundlagen aufgelistet, die Bedeutung für das Feuer-Management haben. Diese Listung ist einer Arbeit von *Zimmer* (1985) aus der Arbeitsgruppe Feuerökologie entnommen, die über zehn Jahre alt ist, vor der Wiedervereinigung Deutschlands zusammengestellt wurde (s. Anhang). Deswegen ist diese Auflistung nicht unbedingt auf aktuellem Stand, und die Informationen aus den neuen Bundesländern fehlen. Es wird aber davon ausgegangen, daß sich die wesentlichen Vorschriften zum Thema Feuer bislang nicht geändert haben.

Weiterhin werden im Folgenden diejenigen Initiativen skizziert, die sich mit der Feuerökologie bzw. Ansätzen im Feuer-Management in Deutschland zwischen den 70er Jahren und heute befaßt haben.

2.1 Gesetzliche Grundlagen

Die gesetzlichen Grundlagen in der Bundesrepublik Deutschland, die die Nutzung von Feuer in der Landschaft bzw. die Verbrennung von Vegetation regeln, sind durch Bundes- und entprechende Landesgesetze vorgegeben.

Flämmen

Die Naturschutzgesetze verbieten das Flämmen ganzjährig. So heißt es in der Regel in dem entsprechenden Artikel: „... es ist verboten, Hecken, Gebüsche, Röhricht oder Schilfbestände oder die

Bodendecke auf Wiesen, Feldrainen oder nicht bewirtschafteten Flächen oder an Wegrändern abzubrennen..."

Die Möglichkeit zur Erteilung einer Ausnahmegenehmigung besteht, wenn zum Zwecke der Forschung, zur Vermeidung erheblicher land- und forstwirtschaftlicher Schäden, zum Schutz der einheimischen Tier- und Pflanzenwelt oder beim Vorliegen öffentlicher Belange gebrannt werden muß.

Abfallbeseitigung

Die Landesregierungen haben aufgrund des Bundesabfallbeseitigungsgesetzes jeweils Verordnungen über die Beseitigung von pflanzlichen Abfällen außerhalb von Abfallbeseitigungsanlagen erlassen. Betroffen sind Abfälle aus der Land- und Forstwirtschaft. Für den Verbrennungsvorgang bestehen Auflagen hinsichtlich Tageszeit, Witterungsbedingungen, Beaufsichtigung, Art und Weise des Brennens sowie über Mindestabstände, die in den einzelnen Bundesländern voneinander abweichen können. Identisch sind folgende Auflagen:

- Die Abfälle müssen zu Haufen und Schwaden zusammengefaßt werden, ein flächenhaftes Abbrennen ist unzulässig.
- Sollen größere Mengen pflanzlicher Abfälle verbrannt werden, muß dies der Ortspolizei vorher angezeigt werden.
- Bestimmte Mindestabstände von Gebäuden, Autobahnen, Bundes-, Land- oder Kreisstraßen, Baumbeständen, Baumgruppen usw. müssen eingehalten werden.

Im Anhang ist eine Übersicht der einschlägigen Regelungen in den alten Bundesländern aufgeführt.

2.2 Initiativen seit den 70er Jahren

In der 70er und Anfang der 80er Jahre gab es eine Reihe von Initiativen und Aktivitäten zu Feuerökologie und Feuer-Management. Die folgende Skizzierung beansprucht keine Vollständigkeit.

Anstöße aus den USA

1973 nehmen R. Tüxen und H. Makowski an der *13th Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference* in Florida teil, bei der interessierte europäische Fachleute die Kommunikation mit nordamerikanischen Feuerforschern und -anwendern aufnehmen (*Tüxen* 1974, *Makowski* 1974). Auf der Tall Timbers Research Station (Tallahassee, Florida) arbeiten 1973–74 erstmals zwei Wissenschaftler aus Deutschland (*W. Riess, J. G. Goldammer*). Aus diesen Anstößen entstehen eine Reihe von Publikationen, z.B. eine allgemeine Aufarbeitung grundsätzlicher Aspekte der Feuerökologie und des Feuer-Managements (*Goldammer* 1975, 1978a), der Anwendung von Feuer in der Landschaftspflege (*Riess* 1975, 1976) und der Auswirkung von kontrolliertem Feuer auf Pflanzen und Vegetation im Grasland (*Riess* 1978).

Forschungsarbeiten in Deutschland

In der Folgezeit befassen sich Arbeiten in Deutschland vor allem mit dem Problem der Behandlung von Brachland, das in 60er und 70er Jahren auf über 300000 ha in Deutschland ansteigt. So befaßt sich beispielsweise *Schreiber* (1978) seit Ende der 70er Jahre mit vielseitigen Aspekten der Feuernutzung in der Brachlandbewirtschaftung; die Versuchsanlagen in Baden-Württemberg stellen eine einmalige Langzeituntersuchung dar, da sie bis zum Zeitpunkt der Drucklegung dieses Bandes andauern (s.a. der Beitrag von *Schreiber* in der vorliegenden Veröffentlichung). *Zimmermann* (1975) untersucht die Auswirkungen des Brennens in Halbtrockenrasen des Kaiserstuhl. Anstöße in Deutschland über die Bedeutung von Feuer für Habitate und Habitat-Management von Wildtierarten gibt die Monographie von *Gossow* (1976; s.a. in diesem Band). Eine erste Untersuchung über die Anwendbarkeit von kontrolliertem Feuer zur Schadfeuerreduzierung in Kiefernbeständen wird 1977 in Baden-Württemberg durchgeführt (*Goldammer* 1979). Die ökologischen Folgen eines Feuers in einem Kiefernwald bei Lüß (Niedersachsen) während der großen Waldbrände im Jahr 1975 werden in einer umfassenden Gemeinschaftsarbeit untersucht[1]. Die Auswirkungen des Flämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl untersuchen *Luhnau* und *Rupp* (1988). Mehrere Arbeiten von *Runge* (1967, 1982, 1994) widmen sich den Auswirkungen von Flämmen und Heidebränden. Den Einsatz von Feuer in Rasen-, Heide- und Hutungsflächen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR war Gegenstand einer Reihe von Untersuchungen von *Wegener* (1980, 1988, 1993), *Hentschel* et al. (1980), *Kempf* (1981) und *Wegener* und *Kempf* (1982).

Eine Anzahl von Diplomarbeiten und Auftragsarbeiten aus verschiedenen Instituten beleuchteten das Thema Feuerökologie und Feuer-Management. Die Auswirkungen des kontrollierten Brennens einer Brachfläche im Hochspessart auf Spinnen und Schnekken war Gegenstand der Arbeit von *Brabetz* (1978). *Buck* (1979) untersuchte die Auswirkungen eines Waldbrandes auf Flora und Fauna – neben der oben erwähnten gemeinsamen Studie der Forstwissenschaftlichen Fakultät Göttingen eine der wenigen Arbeiten, die sich mit den Folgen der Waldbrände in Niedersachsen in den 70er Jahren befaßte. Faunistische Aspekte der Feuerauswirkungen untersuchten *Puschig* und *Schettler-Wiegel* (1987) am Beispiel der Makrofauna des Neustädter Moores (Landkreis Diepholz), und *Restin* (1995) widmete sich den Folgen eines Waldbrandes in Brandenburg auf die Carabidenfauna.

Synoptische Übersichten bzw. Bibliographien über Feuerökologie und Feuer-Management entstanden als unveröffentlichte Arbeiten sowohl an Universitäten (*Bergmann* 1972, *Zedlick* 1979) als auch an der Bundesanstalt für Vegetationskunde (*Kämpfer* 1973) oder wurden auch veröffentlicht (*Riess* und *Tüxen* 1976, *Goldammer* 1978a, *Eckels* et al. 1979a, 1979b). *Lockert* (1991) befaßte sich mit der Entwicklung der Waldbrandsituation und der Feuerschutzpolitik seit dem 19. Jahrhundert in Deutschland; dies war die erste Arbeit nach der Wiedervereinigung, die u.a. die unterschiedlichen Entwicklungen in der DDR und der Bundesrepublik untersuchte.

Der Anwendung von Abflammtechniken m.H. von Gasbrennern in Land- und Gartenbaubetrieben als Alternative zum Einsatz von Herbiziden wurde ebenfalls in den 70er und 80er Jahren Aufmerksamkeit geschenkt (*Hoffmann* 1980, *Sauermann* 1990).

[1] Sonderausgabe *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, Jg. 99, S. 249–388.

Symposia, Öffentlichkeitsarbeit, Training in Feuerökologie

Mit einem Positionspapier zum Thema Feuerökologie und vor allem zum kontrollierten Brennen zur Stabilisierung der niedersächsischen Kiefernaufforstungen tritt die Arbeitsgruppe Feuerökologie, die sich an der Universität Freiburg formiert, an die fachliche Öffentlichkeit. Anlaß ist eine Exkursion der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) in die Waldbrandflächen in der Lüneburger Heide (20. 9. 1976). Innerhalb der GfÖ bildet sich für einige Jahre der „Arbeitskreis Feuerökologie" unter der Leitung von W. Riess, der sich aber nach einigen Jahren wieder auflöst. An der Universität Freiburg wird die Feuerökologie ab 1975 innerhalb des Lehrprogammes „Waldschutz" aufgenommen (Forstzoologisches Institut).

Am gleichen Institut werden in den Jahren 1977, 1983 und 1989 die internationalen Symposia „Feuerökologie" durchgeführt, die von der Volkswagen-Stiftung und der DFG gefördert werden (*Forstzoologisches Institut* 1978, *Goldammer* 1983, 1990, *Goldammer* und *Jenkins* 1990). Neben den bereits erwähnten deutschen Initiativen werden in den Veröffentlichungen u. a. auch die Arbeiten von *Schiefer* (1983) auf Brachlandflächen in Baden-Württemberg dokumentiert.

Die Signale aus diesen Symposien werden gelegentlich kommentiert. So faßt *Goldammer* (1977) die Ergebnisse des im gleichen Jahr veranstalteten 1. Symposions Feuerökologie im „Forst- und Holzwirt" zusammen. Die Schriftleitung kann es sich nicht verkneifen, ein „Nachwort" unter den Bericht zu setzen:

„Die Feuerökologie erscheint wie ein wertvolles, aber gefährliches Medikament, das z. Zt. nur in der Hand des Fachmannes und unter bestimmten Voraussetzungen angewendet werden kann... Auch die Ausstrahlungen der Feuerökologie im Walde auf Landschaftspflege, Landwirtschaft und Bevölkerung sind zu bedenken."

Im folgenden Jahr erhitzt sich die Diskussion anläßlich der in der Allgemeinen Forstzeitschrift Nr. 16 (1978) veröffentlichten Qualifizierung des Kontrollierten Brennens als „eine steinzeitliche Methode in Forstwirtschaft und Naturschutz" (s. a. *Goldammer* 1978b).

Ein dreitägiges Seminar, in dem praktische Anwendungen des kontrollierten Feuers im Brachland-Management erprobt werden, findet im Februar 1978 bei Hechingen (Baden-Württemberg) statt, das federführend von K.-F. Schreiber (Universität Münster) unter Mitarbeit von W. Riess und J. G. Goldammer organisiert wird (Abb. 5)[2].

Von Deutschland ausgehende feuerökologische Forschung im Ausland

In den vergangenen Jahren hat sich die feuerökologische Forschung in Deutschland im wesentlichen auf Problemstellungen außerhalb der eigenen Grenzen konzentriert. Dies lag letztlich u. a. auch daran, daß sich der offizielle Naturschutz bzw. die Staatsbürokratien diesem Thema trotz aller Initiativen seit den 70er Jahren verweigert hat. Die Freiburger Arbeitsgruppe Feuerökologie, die 1990 vom Forstzoologischen Institut an das Max-Planck-Institut für Chemie (Mainz) überging, räumlich aber in Freiburg an der Forstwissenschaftlichen Fakultät verblieb, konzentrierte sich in der eigenen Forschung im wesentlichen auf die Tropen, seit Beginn der 90er Jahre auch auf den borealen Wald Eurasiens. Im Mittelpunkt standen zunächst die terrestrische Ökosystemforschung, später der Übergang zur interdisziplinären Forschung mit der Biogeochemie, Atmosphärenchemie und Klimatologie.

Die Zielsetzungen der internationalen Arbeitsprogramme sind im Arbeitsbericht 1994 der Arbeitsgruppe zusammengefaßt (*Weiss* und *Goldammer* 1994, *Goldammer* 1994). Die wichtigsten Monographien, die neben einer großen Anzahl von Fachaufsätzen publiziert wurden, befassen sich mit umfassenden Analysen der ökologischen und atmosphärenchemischen Auswirkungen von Vegetationsbränden in den Tropen (*Goldammer* 1990, 1993), dem borealen Wald Eurasiens (*Goldammer* und *Furyaev* 1996) und der globalen Umwelt (*Crutzen* und *Goldammer* 1993). Weiterhin sind die Arbeiten von *Höllermann* (1995) über die Feuerökologie der Kiefernwälder auf den kanarischen Inseln ein erwähnenswerter wichtiger Beitrag.

3. Problemstellungen in Deutschland heute

Gegenüber der Lage in den 70er Jahren hat sich eigentlich grundsätzlich nichts geändert. Allerdings mag sich die Situation in vielen Naturschutzgebieten bzw. nicht dem Naturschutz unterliegender Landschaft insofern verschärft haben, daß durch weitere zwei Jahrzehnte der Sozialbrache viele Rückzugshabitate verlorengegangen sind.

So hatte *Tüxen* bereits 1970 geschrieben: *„Manche Naturschutzgebiete, die frühzeitig eingerichtet wurden, sind ‚totgeschützt' worden, weil nicht bekannt war, daß die zu erhaltende Pflanzengesellschaft, sei es ein Hude-Wald, eine Heide, ein Trocken-Rasen oder eine andere, scheinbar natürlich aussehende Gesellschaft in Wirklichkeit das Ergebnis langer und gleichmäßiger wirtschaftlicher Beeinflussung früherer Zeiten war. Aber auch nachdem erkannt worden war, daß viele, wenn nicht sogar flächenhaft die meisten, Pflanzengesellschaften unseres Landes vom Menschen geformt und verursacht worden sind, gelang oder gelingt ihre Erhaltung nicht ohne weiters, weil es heute nicht mehr leicht möglich ist, diejenigen Wirtschaftseinflüsse in der gleichen Weise durchzuführen, die zur Entstehung und Erhaltung der zu schützenden Pflanzengesellschaften geführt haben."*

In diesen menschlich erzeugten „Ersatz-Gesellschaften" (Substitutions-Gesellschaften) ist meist der jährliche Zuwachs größer als der biologische Abbau. Sobald sie nicht mehr bewirtschaftet werden, findet hier eine starke Anhäufung organischer Substanz statt, die eine immer stärker werdende Auflage bildet. Dadurch wird es immer weniger Pflanzenarten möglich, weiter zu existieren. Eine floristische Verarmung kann daher die Folge sein; Tüxen führt als Beispiele an: Molinieten bei Oker, Nardeten und Triseteten im Harz. Er schlägt daher das Brennen von derartigen Naturschutzflächen als eine Möglichkeit vor, diese zu erhalten, wenn andere Methoden der Bearbeitung aus wirtschaftlichen Gründen nicht mehr tragbar sind. In diese Überlegungen sollten auch die Flächen der „Sozialbrache" mit einbezogen werden, die einen besonderen landespflegerischen Wert besitzen.

[2] Siehe: Hohenzollerische Zeitung, 18. 2. 1978.

3.1 Überalterung und Verlust von Heidevegetation und Trockenrasen

Es soll hier nochmals auf die subatlantischen Zwergstrauchheiden eingegangen werden, die typischer anthropozoogener Natur sind (*Muhle* 1974). Diese Pflanzengesellschaften sind erhaltungswürdig, nicht nur vom Standpunkt des Naturschutzes, sondern auch von dem der Erholungsfunktion. Am Beispiel Großbritanniens kann gezeigt werden, daß das Abbrennen der Heide zur normalen Bewirtschaftung der Heiden gehört, da sowohl die Schafe als auch die Schottischen Moorhühner die junge Heide bevorzugen (*Muhle* 1974). Zwar ergeben sich Nährstoffverluste (C, N, S) durch Verflüchtigung (*Allen* 1964), insgesamt ist das Brennen aber im Vergleich zu anderen Erhaltungsmaßnahmen als günstig anzusehen (Tab. 1). Verluste der N-Verflüchtigung stehen heute – viele Jahre später – allerdings unter einem anderen Vorzeichen: Das Überangebot atmosphärischen Stickstoffes mag diese Bedenken eher in den Hintergrund rücken lassen.

Mit der Wiedervereinigung Deutschlands und der militärischen Abrüstung in Mitteleuropa haben sich neue Problemfelder und gleichzeitig neue Chancen für die Restaurierung des Feuers in Naturschutz und Landschaftspflege ergeben. Aufgelassene Truppenübungsplätze bieten den Einblick in die natürliche und halbnatürliche Dynamik unserer Landschaften, in der Störungen eine wesentliche Rolle bei der Schaffung und Erhaltung von floristischen und faunistischen Habitaten bilden. So sind die Überlegungen von *Flade* (1996) zu „Brandheiden und ihren Biozönosen im Lichte aktueller naturschutzstrategischer Fragen im Land Brandenburg" stellvertretend für viele Standorte, auf denen die Integrierung des kontrollierten Feuers mit Vordringlichkeit in Erwägung gezogen werden muß (s. a. *Wegener* 1993, *Gatter* 1996). Die bislang noch zögerliche und manchmal noch hinderliche Rolle der Behörden, wie beispielsweise in Schleswig-Holstein im Fall des bislang immer noch verwehrten Heidebrennens auf Sylt, bedarf einer dringenden Überwindung[3].

3.2 Verlust von Habitaten auf zuwachsenden Böschungen

So wohlmeinend das Verbot des Flämmens von Ackerrainen und Böschungen in unserer zunehmend technisierten Kulturlandschaft gewesen sein mag: Heute stellen sich die Dinge zunehmend problematischer dar. Die meisten nicht bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen liegen – abgesehen von Grenzertragsböden – auf schwer zugänglichen Standorten, d.h. in der Regel an Steilhängen. Die Ersatzmaßnahmen durch Mahd, Mulchen, Schreddern etc. sind aus Kostengründen heute vielfach nicht mehr vertretbar, bisweilen auch technisch nicht durchführbar. Die Böschungen des Weinbaugebietes im Kaiserstuhl sind hierfür stellvertretend. Sie unterliegen zunehmend der Verbuschung bzw. sogar Wiederbewaldung, einhergehend mit zunehmendem Verlust an floristischer und faunistischer Artenvielfalt und einer potentiellen Gefährdung des für den Weinbau wichtigen Mikroklimas. Die zu Anfang der 80er Jahre aufkommenden Stimmen, das Abbrennverbot im Kaiserstuhl ausnahmsweise zuzulassen, wurden seinerzeit überhört (*Anonymus* 1981).

Tab. 1. Bewertungsversuch von Erhaltungsmaßnahmen der Heide (nach Muhle [1974])

Maßnahme	Heideregeneration	Gehölzanflug-bekämpfung	Nährstoffhaushalt
Abplaggen	gut, aber relativ langsam	gut	starker Nährstoff-entzug
Mahd	gut, aber relativ langsam	schlecht	mittelstarker Nährstoffentzug
Mulchen	gut	meistens gut	Streuzunahme
Fräsen	wenig bekannt	wenig bekannt	Mobilisation von Nährstoffen
Brand	gut	gut	C-, N-, S-Entzug

Dem gilt der jüngste Vorstoß durch die Stadt Vogtsburg im Kaiserstuhl und das Ministerium für den Ländlichen Raum Baden-Württemberg, dieses Brennverbot zugunsten eines Pflegekonzeptes zu überdenken, in dem der Feueranwendung ein angemessener Platz zugewiesen wird. Dieser Vorstoß bewegt sich im Einklang mit der Sicht des Naturschutzes in anderen deutschen Landschaften, beispielsweise in Heide- und Moorgebieten, auf ehemaligen Reutebergen und vor allem ehemaligen Truppenübungsplätzen.

3.3 Landschaft im Wandel: Überwaldung der Reuteberge im Schwarzwald

Das scheinbar nicht aufzuhaltende Zuwachsen des Schwarzwaldes ist ebenfalls eine Konsequenz der dramatisch zunehmenden Sozialbrache des ausgehenden 20. Jahrhunderts. Der Trend der Aufgabe vieler Bergbauernhöfe, die Wiederbewaldung einerseits und die kostenträchtige Offenhaltung der abwechslungsreichen Mittelgebirgslandschaft des Schwarzwaldes und seiner Vorberge andererseits setzt sich in der 90er Jahren unverändert fort – ohne Aussicht auf eine absehbare Änderung. Die oben beschriebenen Verfahren des Reutebrennens waren entscheidend für die Prägung nicht nur einer Lebensform, sondern auch eines Landschaftsbildes, das den vielfältigen Funktionen der postmodernen Kulturlandschaft mehr entgegenkommt, als eine sich vergrößernde Waldfläche.

„Schwarzwald als Pflegefall" – eine typische Zeitungsüberschrift anläßlich des 1. Yacher Symposiums „Der Wandel in der Landschaft", das im Europäischen Naturschutzjahr 1995 in Elzach-Yach stattfand. Zum ersten Mal seit vielen Jahrzehnten wurde dabei Reutebrennen („Rüttibrennen") praktiziert und vorgeführt[4].

[3] Siehe auch *Sylter Spiegel* vom 22. 2. 1995.

[4] Siehe Badische Zeitung vom 29. 8. 1995. Eine Dokumentation des Reutebrennens, wie es beim 1. Yacher Symposium vorgeführt wurde, ist in dem Film „Rüttibrennen im Schwarzwald – Geburt einer Landschaft" von H.-J. Schwander und H. Hildbrand festgehalten, der zu erhalten ist bei: Impuls Medienbildung Umwelt, Wipperstr. 2, 79100 Freiburg.

Wenn auch hier im Schwarzwald laut darüber nachgedacht wird, traditionelle Methoden der Landbewirtschaftung durch Feuer wieder aufleben zu lassen, so fußt dies weniger auf nostalgisch-pyrophilen Gefühlen, sondern der Erkenntnis, das dieser Faktor offensichtlich einen erheblichen Einfluß auf mitteleuropäische Landschaften gehabt hat, die es zu erhalten gilt.

Ausblick

Die Fachtagung „Feuereinsatz im Naturschutz" an der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz hat das Thema energisch aufgenommen. Es gilt jetzt, diese Initiative weiterzuführen, zwischen der Sylter Heide, den Mecklenburger und Brandenburger Trockenrasen im Norden und den Weinbau- und Reutefeldern in der Oberrheinebene und dem Schwarzwald im Süden.

Die Ergebnisse der Fachtagung wurden bereits weiter verarbeitet. Ein wichtiges Produkt war die Erstellung eines Positionspapieres, das in diesem Band und zusätzlich separat veröffentlicht wurde (*Goldammer* et al. 1997). Im Februar 1997 fand die nächste Fachtagung statt, die vom Naturschutz-Zentrum Hessen (Wetzlar) in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Feuerökologie ausgerichtet wurde.

Den entscheidenden Schritt eines Bundeslandes hat im Februar 1997 das baden-württembergische Ministerium Ländlicher Raum in die Wege geleitet. Mit Wirkung von März 1997 wurde die Freiburger Arbeitsgruppe Feuerökologie des Max-Planck-Instituts für Chemie, Abteilung Biogeochemie, mit wissenschaftlichen Untersuchungen *„Anwendung des kontrollierten Brennens als Pflegemethode der Rebböschungen am Kaiserstuhl, einschließlich der Erarbeitung von Richtlinien für die Anwendung und Vorbereitung der Formulierung rechtlicher Rahmenbedingungen"* beauftragt. Dieses Programm wird bis zum Jahr 2000 für die Umsetzung angewandter Forschung in praktikabel zu handhabende Richtlinien Sorge tragen. Voraussichtlich im Juni 1997 wird es zu einem weiteren Symposium zum Thema im Kaiserstuhl, Stadt Vogtsburg, kommen, das von der Akademie Ländlicher Raum Baden-Württemberg unter der Schirmherrschaft des Ministeriums getragen wird.

Wir können zum gegenwärtigen Zeitpunkt davon ausgehen, daß nach mehr als 20 Jahren des weitgehenden Ausschlusses von Feuer aus Forschung und Anwendung in Deutschland nun eine neue Phase der Rückbesinnung eingeleitet ist.

Anhang: Übersicht der gesetzlichen Grundlagen zur Beseitigung von pflanzlichen Abfällen bzw. Flämmen, Stand Mitte der 80er Jahre (aus Zimmer [1985])

Die Bundesländer	Abfallbeseitigung	Flämmen
Baden-Württemberg	§ 41 Abs. 1 Nr. 2 I; §§ 1-4 VO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen	§ 41 Abs. 1 Nr. 2 I; § 29 Abs. 2 Naturschutzgesetz
Bayern	§ 17 Abs. 1 Nr. 5 I; § 5 VO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen; § 5 Abs. 1 Gem. Bek. vom 6. August 1975	§ 17 Abs. 1 Nr. 5 I; § 2 Abs. 1 Nr. 3 Naturschutzergänzungsgesetz
Berlin	–	§ 18 Abs. 1 Nr. 3 I; § 29 Abs. 1 Nr. 3, 5 und 6 Naturschutzgesetz
Bremen	§ 2 Abs. 2–5 VO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen	§ 28 Abs. 1 Nr. 5 Naturschutzgesetz
Hamburg	§ 10 Abs. 1 Nr. 2 I; §§ 1 und 2 VO über die Beseitigung von Abfällen	§ 10 Abs. 1 Nr. 2 I; § 26 Abs. 1 Nr. 4 Naturschutzgesetz
Hessen	§ 2 f V; VO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen	§ 2 f V; § 23 Abs. 1 Nr. 1 Naturschutzgesetz
Niedersachsen	§ 8 Abs. 1 Nr. 1 Feld- und Forstordnungsgesetz; § 4 VO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen	§ 8 Abs. 1 Nr. 1 Feld- und Forstordnungsgesetz; § 36 Abs. 1 Naturschutzgesetz
Nordrhein-Westfalen	§ 4 VO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen	§ 62 Abs. 1 Landschaftsschutzgesetz
Rheinland-Pfalz	§§ 1–3 Erste LandesVO zur Durchführung des Abfallbeseitigungsgesetzes	§ 24 Abs. 2 Nr. 5 Landespflegegesetz; VerwaltungsVO vom 5. Juli 1974
Saarland	§ 2 f V; §§ 3 und 4 VO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen	§ 2 f V; § 26 Abs. 2 Nr. 1 und 2 Naturschutzgesetz
Schleswig-Holstein	§§ 1 Abs. 2 Nr. 1, 2 Abs. 2 LandesVO über die Beseitigung von pflanzl. Abfällen	§ 24 Abs. 2 Landschaftspflegegesetz

Literatur

Abetz, K., 1955: Bäuerliche Waldwirtschaft. – P. Parey, Hamburg – Berlin, 348 S.

Abel, W., 1962: Geschichte der deutschen Landwirtschaft vom frühen Mittelalter bis zum 19.Jahrhundert. – E.Ulmer, Stuttgart, 336 S.

Anonymus, 1850: Ueber die landwirtschaftlichen Zwischennutzungen in Wäldern, insbesondere über den Röderwaldbetrieb. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 16, 41–47.

Anonymus, 1981: Winzer wenden sich gegen Abbrennverbot. – Badische Zeitung, Freiburg, vom 6. Juni 1981.

Bartsch, J., Bartsch, M., 1940: Vegetationskunde des Schwarzwaldes. Pflanzensoziologie, Bd. IV. – G. Fischer, Jena, 229 S.

Bauer, E., Strelitzki, H., 1960: Untersuchungen zur forstgeschichtlichen Entwicklung des Kondelwaldes im Bezirk Trier unter besonderer Berücksichtigung der Röderwirtschaft. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 131, 193–203.

Bergmann, V., 1972: Die Wirkung des Abbrennens der Bodendecke auf Organismen und Boden. Eine Literaturübersicht. – Zulassungsarbeit Univ. Freiburg, 72 + VIII S. (unveröff.).

Bernard, 1862: Die Umwandlung der sogenannten Reutberge in Eichenschälwaldungen betreffend. – Monatszeitschr. f. d. Forst- u. Jagdwesen, 15–23.

Bernhardt, A., 1868: Die Haubergswirthschaft im Kreise Siegen. – Monatszeitschr. f. d. Forst- u. Jagdwesen, 401–416.

Borchers, K., Schmidt, K., 1973: Nachweis der Herkünfte für die derzeitigen Kiefernvorkommen im nördlichen Niedersachsen. – Mitt. Niedersächsische Landesforstverwaltung 21, 421 S.

Brabetz, R., 1978: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Spinnen und Schnecken einer Brachfläche bei Rothenbuch im Hochspessart. Ein Beitrag zur Kenntnis der Spinnenfauna des Rhein-Main-Gebietes. – Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 29, 124 S.

Brüne, F., 1948: Die Praxis der Moor- und Heidekultur. – Parey, Berlin, 258 S.

Brünings, K., 1881: Der forstliche und landwirtschaftliche Anbau der Hochmoore mittels des Brandfruchtbaus. – Springer, Berlin, 86 S.

Buck, C. H., 1979: Auswirkungen eines Waldbrandes auf Tiere und Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Mäuse und Arthropoden. – Drosera 2 (5), 63–80.

Conrad, A., 1925: Das Bodenfeuer als Freund des Forstmannes. – Forstl. Wochenschrift Silva 13, 139–141.

Crutzen, P. J., Goldammer, J. G., (eds.) 1993: Fire in the environment: The ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires. Dahlem Workshop Reports. Environmental Sciences Research Report 13. – John Wiley & Sons, Chichester, 400 S.

Eckels, K., Tüxen, R., Riess, W., Knapp, R., 1979a: Bibliographie der Arbeiten über Einfluss des Feuers auf die Vegetation. Teil II. – Excerpta Botanica, Sectio B 19, 187–192.

Eckels, K., Tüxen, R., Riess, W., Knapp, R., 1979b: Bibliographie der Arbeiten über Einfluss des Feuers auf die Vegetation. Teil III. – Excerpta Botanica, Sectio B 19, 299–310.

Eickemeyer, P., 1864: Das Ueberlandbrennen in den Hackwaldungen des Odenwalds. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 40, 290–293.

Ellenberg, H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausalischer, dynamischer und historischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart, 943 S.

Emter, M., 1976: Die Reutberge im mittleren Kinzigtal. – Unveröffentl. Staatsexamensarbeit. Inst. f. Biologie II, Univ. Freiburg i. Br., 109 S.

Ernle, L., 1961: English farming. Kingswood books on social history. – Heinemann, London, CXIV + 559 S.

Fabricius, L., 1929: Forstliche Versuche. V. Die Einwirkungen von Waldbrandasche auf Samenkeimung und erste Pflanzenentwicklung. – Forstwiss. Cbl. 51, 269–276.

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

Forstzoologisches Institut, 1978: VW-Symposium Feuerökoloige. – Freiburger Waldschutz-Abh. 1 (1), 159 S.

Freudenthal, H., 1931: Das Feuer im deutschen Glauben und Brauch. De Gruyter & Co., Berlin – Leipzig.

Friebe, C., 1795: Bemerkungen von Lief- und Estland. zit. n. Schneiter (1970).

Gatter, W., 1996: Das Abflämmverbot als Rückgangsursache von Singvögeln? – Orn. Anz. 35, 163–171.

Gmelin, S. G., 1774: Reise durch Rußland zur Untersuchung der drey Natur Reiche. – Kayserl. Acad. der Wiss., St. Petersburg, 112 S.

Goldammer, J. G., 1975: Feuerökologie und Feuer-Management. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, 128 S.

Goldammer, J. G., 1977: Symposion Feuerökologie in Freiburg. – Forst- u. Holzw. 32, 184–186.

Goldammer, J. G., 1978a: Feuerökologie und Feuer-Management. – Freiburger Waldschutz Abh. 1, 2, 150 S.

Goldammer, J. G., 1978b: Kontrolliertes Brennen – eine steinzeitliche Methode in Forstwirtschaft und Naturschutz? – Allg. Forst Z. 33, 1088.

Goldammer, J. G., 1979: Der Einsatz von kontrolliertem Feuer im Forstschutz. – Allg. Forst- u. J. Ztg. 150, 41–44.

Goldammer, J. G., (ed.) 1983: DFG-Symposion „Feuerökologie". Symposionsbeiträge. – Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 301 S.

Goldammer, J. G., (ed.) 1990.: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges. Ecological Studies 84. – Springer, Berlin, 497 S.

Goldammer, J. G., 1993: Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen. – Birkhäuser, Basel/Boston. 251 S.

Goldammer, J. G., 1994: Feuerökologie. – Spektrum der Wissenschaft H. 7, 86–94.

Goldammer, J. G., Jenkins, M. J., (eds.) 1990: Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives. – SPB Academic Publ., The Hague, 199 S.

Goldammer, J. G., Furyaev, V. V., (eds.) 1996: Fire in ecosystems of boreal Eurasia. – Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 528 S.

Goldammer, J. G., Seibert, B., Schindele, W., 1996: Fire in dipterocarp forests. – In: Dipterocarp forest ecosystems: Towards sustainable management (A. Schulte and D. Schöne, eds.), 155–185. World Scientific Publ., Singapore – New Jersey – London – Hongkong, 666 pp.

Goldammer, J. G., Page, H., Prüter, J., 1997: Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier. Alfred-Toepfer-Akademie für Naturschutz.

Göritz, K., 1848: Die in Württemberg üblichen Feldsysteme: zit. n. Schneiter (1970).

Gossow, H., 1976: Wildökologie. – Bayer. Landwirtschaftsverlag, München, 316 S.

Gwinner, W. H., 1858: Dr. W. H. Gwinner's Waldbau in erweitertem Umfang. – 4. umgearb. Aufl. von Dengler, L., (Hrsg.). Schweizerbart, Stuttgart, XII+228 S.

Hafner, F., 1979: Steiermarks Wald in Geschichte und Gegenwart. – Wien, 220 S.

Hasel, K., 1985: Forstgeschichte. – Parey, Hamburg, 285 S.

Haushofer, H., 1963: Die deutsche Landwirtschaft im technischen Zeitalter. Ulmer, Stuttgart, 290 S.

Haushofer, H., 1972: Die deutsche Landwirtschaft im technischen Zeitalter. – 2. erw. Aufl. (Erstaufl. 1963). Ulmer, Stuttgart, 327 S.

Hausmann, J., 1811: Reise durch Skandinavien: zit. n. Schneiter (1970).

Hausrath, H., 1903: Die Hackwaldwirtschaft im badischen Odenwald. – Forstwiss. Cbl. 25, 603–619.

Hausrath, H., 1938: Aus der Waldgeschichte des Schwarzwaldes. – Freiburger Universitätsreden H. 26. Wagner, Freiburg i. Br., 27 S.

Hausrath, H., 1982: Geschichte des deutschen Waldbaus: Von seinen Anfängen bis 1850. – Hochschulverlag, Freiburg i. Br., 416 S.

Heikinheimo, O., 1915: Kaskiviljelytesen vaikutus Suomen metsin. Referat: Die Einflüsse der Brandwirtschaft auf die Wälder Finnlands. – Acta Forest. Fenn. 4, 1–59.

Hejer, T., 1914: Reisebilder aus Finnland: zit. n. Schneiter (1970).

Hentschel, P., et al., 1980: Behandlungsvarianten und Zieltypen für die Sicherung spezieller Funktionsleistungen von Landschaftselementen. – ILN-Halle, Forschungs- und Entwicklungsbericht 1980 (unveröff.)

Hockenjos, W., 1969: Rückkehr zur Reutwirtschaft? – Allg. Forst Z. 24, 440.

Höllermann, P., 1995: Wald- und Buschbrände auf den westlichen Kanarischen Inseln – Ihre geoökologischen und geomorphologischen Auswirkungen. – Abh. Akad. Wiss. Göttingen, Mathematisch-Physikalische Klasse, dritte Folge, Nr. 46. Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen, 184 S.

Hoffmann, M., 1980: Abflammtechnik. Neueste Erkenntnisse und Erfahrungen zur thermischen Unkrautbekämpfung. – Kuratorium Technik und Bauwesen, Darmstadt-Kranichstein. KTBL-Schrift 243, 83 S.

Hornstein, F. von, 1951: Wald und Mensch: Waldgeschichte des Alpenvorlandes Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. – Maier, Ravensburg, XVI + 282 S.

Huber, H., 1965: Zur Umwandlung der Reut- und Weidfelder des mittleren Schwarzwaldes. – Forstmann in Bad.-Württ. 15, 163–165.

Jäger, J. P. E. L., 1835: Der Hack- und Röderwald im Vergleich zum Buchenhochwalde, nebst Bemerkungen über Holz-, Frucht-, Futter- und Streuertrag verschiedener Betriebsarten. Darmstadt: Dingeldey, 113 S.

Kampfmann, G., 1980: Eiche, Glas und Kartoffel. Das Wiesbüttmoor als Quelle der Wald- und Siedlungsgeschichte des Nordspessarts. – Nat. Mus. 110 (8), 225–241.

Kämpfer, M., 1973. Flämmen (Abbrennen der Bodendecke an Hecken, Feldgehölzen, Feldrainen und auf Wiesen, ökologische Wirkungen des Feuers). – Bundesanstalt für Vegetationskunde, Naturschutz und Landschaftspflege, Bibliographie 15, Bonn-Bad Godesberg, 14 S.

Kapp, G., 1984: Agroforstwirtschaft in Deutschland. Der Waldfeldbau im 18. und 19. Jahrhundert. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 155, 266–270.

Kastenhofer, K., 1818: Bemerkungen über die Wälder und Alpen des Bernerischen Hochgebirgs. – 2. verm. u. verb. Aufl. Sauerländer, Aarau, XVI + 200 S.

Kehr, K., 1964: Fachsprache des Forstwesens im 18. Jahrhundert. – Schmitz, Gießen, 286 S.

Kempf, H., 1981: Erfahrungen mit verschiedenen Pflegemethoden im Naturschutzgebiet „Harzgrund" bei Suhl. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, Jena 18 (1), 12–16.

Kessler, J., 1811: Geschichte des bäuerlichen Gemeinbesitzes in Rußland: zit. n. Schneiter (1970).

Lamprecht, K., 1872: Beiträge zur Geschichte der französischen Wirtschaft: zit. n. Schneiter (1970).

Lockert, A., 1991: Die Entwicklung der Waldbrandsituation und der Feuerschutzpolitik seit dem 19. Jahrhundert in Deutschland. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, 114 S. (unveröff.).

Lorsbach, J., 1956: Hauberge und Hauberggenossenschaften des Siegerlandes. – Quellen und Studien des Inst. f. Genossenschaftswesen, Univ. München, Bd. X. Müller, Karlsruhe, XI + 133 S.

Luhnau, K., Rupp, L., 1988: Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna. – Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 63, 69–116.

Mager, F., 1960: Der Wald in Altpreußen als Wirtschaftsform. – Böhlau, Köln. Bd. 1, XIV + 391 S.

Magnus, M., 1855: Geschichte der nördlichen Völker: zit. n. Schneiter (1970).

Makowski, H., 1974: Problems of using fire in nature reserves. – Proc. Ann Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13, 15–17. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida.

Meitzen, A., 1895: Wanderungen, Anbau und Agrarrecht der Völker Europas, Abtg.1. Bd.1: Siedlung und Agrarwesen der Westgermanen und Ostgermanen der Kelten, Römer, Finnen und Slawen. Hertz, Berlin, 623 S.

Miaskowski, A. von, 1878: Die Agrar-, Alpen- und Forstverfassung der deutschen Schweiz in ihrer geschichtlichen Entwicklung. – Baur, Basel, IX + 130 S.

Montag, S., 1990: Brandrodungsformen zum Zwecke der landwirtschaftlichen Zwischennutzung in den Wäldern Europas. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, Forstzool. Institut, 98 S. (unveröff.).

Muhle, O., 1974: Zur Ökologie und Erhaltung von Heidegesellschaften. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 145, 232–239.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesell-

schaften. – Schriften d. Forstl. Fakultät Univ. Göttingen u. d. Niedersächsischen Forstl. Versuchsanstalt, Bd. 61. Sauerländer, Frankfurt, 72 S.

Müllner, A., 1902: Das Waldwesen im Krain: zit. n. Schneiter, F. (1970).

Parviainen, J., 1996: The impact of fire on Finnish forests in the past and today. – In: Fire in ecosystems of boreal Eurasia (Goldammer, J. G., Furyaev, V. V., eds.), 55–64. – Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 528 S.

Pinckert, F. A., 1874: Die Urbarmachungen, Umwandlungen und mechanischen Verbesserungen des Bodens. – Schotte und Voigt, Berlin, 214 S.

Puschnig, M., Schettler-Wiegel, J., 1987: Untersuchung über den Einfluß des kontrollierten Brennens auf die in der Vegetationsschicht überwinternde Makrofauna im Neustädter Moor, Landkreis Diepholz. – Univ. Bremen, Fachber. 2 Biologie-Ökologie. Studie im Auftrag des Landes Niedersachsen, Bezirksregierung Hannover, 88 S. + Anhang.

Restin, M., 1995: Ökologische Auswirkungen eines Waldbrandes auf die Zusammensetzung der Carabidenfauna. – Dipl. Arb. Fachb. Biologie (FB 23), Freie Univ. Berlin, 137 S. (unveröff.).

Riess, W., 1975: Kontrolliertes Brennen – eine Methode der Landschaftspflege. – Mitt. Flor. Soz. Arbeitsgem. N.F. 18, 265–271.

Riess, W., 1976: Zur Feueranwendung und seiner Technik in der Landschaftspflege. – Natur und Landschaft 51, 284–287.

Riess, W., 1978: Zur Wirkung von kontrolliertem Feuer auf Pflanzen und Vegetation im Grasland. – Natur und Museum 108, 72–75; 118–123.

Riess, W., Tüxen, R., 1976: Bibliographie der Arbeiten über Einfluss des Feuers auf die Vegetation. – Excerpta Botanica, Sectio B 15, 277–310.

Runge, F., 1967: Die Wirkung des „Abflämmens" von Brombeerhecken. – Natur und Heimat 27 (1), 45–48.

Runge, F., 1982: Der Vegetationswechsel nach einem tiefgreifenden Heidebrande. – Natur und Heimat 42 (3), 82–84.

Runge, F., 1994: Der Vegetationswechsel nach einem tiefgreifenden Heidebrande II. – Natur und Heimat 54 (3), 81–86.

Sauermann, G., 1990: Abflammtechnik für das Vorauflaufverfahren. Grundlagen, Theorien und Messungen. – Stud. Arb. Tech. Univ. Braunschweig, Inst. Landmaschinen, 147 S. (unveröff.).

Schiefer, J., 1983: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Vegetation und Standort auf verschiedene Brache-Versuchsflächen. – DFG-Symposion Feuerökologie (J. G. Goldammer, ed.), 259–276. Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 301 S.

Schmitthenner, H., 1923: Die Reutbergwirtschaft in Deutschland. – Geograph. Zeitschr. 23, 115–127.

Schneiter, F., 1970: Agrargeschichte der Brandwirtschaft. – Forschungen zur geschichtlichen Landeskunde der Steiermark, Bd. XXV. Historische Landeskommission f. Steiermark, Graz, 161 S.

Schreiber, K. F., 1978: Kontrolliertes Brennen als Pflegemaßnahme in der Brachlandbewirtschaftung. – In: VW-Symposium Feuerökologie. Freiburger Waldschutz Abh. 1 (1), 107–124.

Streitz, B., Grosse-Brauckmann, G., 1977: Das Wiesbüttmoor: Entstehung und Entwicklungsgeschichte einer kleinen Vermoorung im Spessart. – Nat. Mus. 107 (12).

Tüxen, R., 1966: Die Lüneburger Heide: Werden und Vergehen einer Landschaft. – Anthropogene Vegetation (R. Tüxen, Hrsg.), 379–395. Junk, Den Hag, 398 S.

Tüxen, R., 1970: Anwendung des Feuers im Naturschutz? – Ber. Naturhist. Ges. 114, 99–104.

Tüxen, R., 1974: The use of fire in nature conservation? – Proc. Ann Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13, 7–13. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida.

Vogelmann, V., 1871: Die Reutberge des Schwarzwaldes. – 2. erw. Aufl. v. B. Funk (Hrsg.). Braun, Karlsruhe, 83 S.

Wegener, U., 1980: Praktische Hinweise zur Pflege von geschützen, landwirtschaftlich nicht genutzten Rasengesellschaften mit Hilfe des Flämmens. – Naturschutzarb. in Berlin und Brandenburg 16 (3), 75-78.

Wegener, U., 1988: Pflegekonzeption für Heide- und Hutungsflächen (NSG Harslebener Berge-Steinholz). – Naturschutzarbeit für die Bez. Halle und Magdeburg 25, 29–36.

Wegener, U., 1993: Pflegevarianten für Heidefläche am Beispiel des Naturschutzgebietes „Harslebener Berge Steinholz". – Natursch. u. Landschaftspfl. in Brandenburg, H. 4., 1993, 19-22.

Wegener, U., Kempf, H., 1982: Das Flämmen als Pflegemethode landwirtschaftlich nicht genutzter Rasengesellschaften. – Landschaftspfl. und Natursch. Thüringen 19, 57–63.

Weiss, K. F., Goldammer, J. G. (red.), 1994: Feuer in der Umwelt. Ursachen und ökologische Auswirkungen von Vegetationsbränden. Konsequenzen für Atmosphäre und Klima. – Arbeitsgruppe Feuerökologie und Biomasseverbrennung, Max-Planck-Institut für Chemie, Abteilung Biogeochemie, c/o Universität Freiburg. Arbeitsbericht 1992–94. Selbstverlag, 136 S.

Wichmann, H., 1976: Wald-, Moor- und Heidebrände, Moorbrandkultur und Höhenrauch im Gebiet zwischen Weser und Ems in vergangenen Tagen. – Leuchtfeuer – Heimatblatt für die Jugend zwischen Niederelbe und Ems 26 (10). Folge, September 1976. Nordwestzeitung Oldenburg.

Zedlick, S., 1979: Prescribed Burning als Forstwirtschaftliche Maßnahme. – Dipl. Arb. Fachb. Biologie Univ. Hamburg, 236 S. (unveröff.).

Zimmer, S., 1985: Synoptische Darstellung der rechtlichen Grundlagen zur Waldbrandverhütung und -bekämpfung in der Bundesrepublik Deutschland. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, 138 S. (unveröff.).

Zimmermann, R., 1975: Einfluß des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen im Kaiserstuhl. – Natur und Landschaft 50, 183–187.

Anschrift der Verfasser

Arbeitsgruppe Feuerökologie
Max-Planck-Institut für Chemie
Abteilung Biogeochemie
c/o Universität Freiburg
Postfach
79085 Freiburg

Feuereinfluß auf Wildtierfauna und Biodiversität

von Hartmut Gossow

Biodiversität und Nachhaltigkeit sind seit dem BRUNDTLAND-Report, der RIO-Konferenz und den HELSINKI-Richtlinien zu wichtigen öffentlichen und politisch thematisierten Schlagworten geworden. Im Natur- und Artenschutz, aber auch in der Forstwirtschaft und in der Wildbewirtschaftung spielen sie bereits längere Zeit ihre argumentative bzw. planerische Rolle. Ihr Schönheitsfehler: Beide Begriffe sind, gemessen an ihrem Anspruch und seiner Umsetzbarkeit, zu wenig operational. Weder ist die Natur nachhaltig im Sinn der Forstwirtschaft etwa, noch ist Biodiversität eine fixe und mit vertretbarem Aufwand auch überprüfbare Größe – sie ist allerdings durchaus erfahr- und illustrierbar (vgl. z.B. *Gossow* 1993, *Scherzinger* 1996).

Tiere bzw. Begleitfaunen sind für bestimmte Umwelten (Biotope) im allgemeinen typisch und in diesen von bestimmten Ressourcen (z.B. Nahrungs- und Wirtspflanzen) oder Strukturen (wie ein bestimmtes Wald-Grasland-Gemenge, Fels- oder Totholzangebote o.a.) abhängig. Angesichts der Sukzession in (oder von) Vegetationsgesellschaften ist deshalb stets auch mit einem entsprechenden Wechsel in den begleitenden Faunenelementen zu rechnen.

Die lediglich edaphisch-klimatisch verstandene Klimaxvegetation (etwa im Sinne von CLEMENTS) ist so etwas wie eine Nullhypothese, die durch abiotische Störeinflüsse immer wieder in Frage gestellt wird. Stürme, Lawinen, Hochwässer, Dürre, Vulkanausbrüche, Brand und dergleichen unterbrechen die aktuelle Sukzessionsphase und werfen sie mehr oder weniger weit auf ein frühe(re)s Stadium zurück – auch ohne daß anthropogene oder auch zoogene Störeinflüsse noch dazukommen! Soweit es den Brandeinfluß – natürlich oder anthropogen – betrifft, geht es um brennbare Phytomasse; daß auch Tiere nennenswert und direkt betroffen sind, ist eher die Ausnahme – wie bei Schnecken: die sind offenbar wirklich zu langsam und behäbig, um sich in Sicherheit zu bringen; demgegenüber künden am Morgen nach einem Brand schon wieder zahlreiche Spinnennetze oder auch frischaktivierte Fangtrichter des Ameisenlöwen von deren Verbleib und ungebrochener Aktivität.

Natürlich gibt es eine ganze Reihe von Tieren, welche dem Feuer ausweichen, kurzfristig oder auch für längere Zeit – bis sich z.B. wieder für sie geeignete Pflanzengesellschaften oder Vegetationsstrukturen entwickelt haben. Nur trifft das auf andere, vegetations- und landschaftsverändernde Einflüsse in ganz entsprechender Weise ebenfalls zu.

Andererseits zeigen verschiedenste Tierarten eine ausgesprochene Vorliebe für Brandflächen bzw. für die sich auf diesen neu entwickelnde Vegetation. Das reicht z.B. vom Waldbrandfolger Elch (*Geist* 1971, *Gossow* 1996) in seinen borealen Taiga-Vorkommen über verschiedene Rauhfußhühnerarten (vgl. *Klaus'* Beitrag in diesem Band u.a.) bis hin zu typischen *„fire beetles"* und *„smoke flies"* (vgl. z.B. *Komarek* 1969, *Evans* 1971, *Samuelsson* et al. 1994). Das sind Arten, die hier bessere Nahrung, Beutemöglichkeiten, Wärme, Schutz oder auch besondere Paarungs- und Aufzuchtmöglichkeiten finden und zum Finden, Ausweichen, Bewerten oft auch über besondere Sinnesorgane für Geruch, Infrarotortung und dergleichen verfügen (dürften).

D.h. nicht unbedingt, daß solche Tierarten auf Brandflächen besonders gut oder (stets) nur auf solche ansprechen. Der Elch hat seine stärkste Expansion weniger Waldbränden als vermehrter Kahlschlagstätigkeit zu verdanken, wie auch das Reh als „Sukzessionsart" im Mitteleuropa bis in den Hohen Norden sich als „Kahlschlagfolger" intensiv vermehrt und ausgebreitet hat – ebenso hat der auf das Reh beutegrößenmäßig gleichsam abonnierte Luchs (*Pulliainen* 1981) eine auffallende Erweiterung seines skandinavischen Lebensraumes nordwärts erfahren: im „Kielwasser" der Rehausbreitung (*Jonsson* 1971).

Feuer im Naturschutz in Mitteleuropa

Natürliche Feuer als Ökofaktor bzw. geplanter und kontrollierter Feuer-Einsatz als Ökotechnik erfreuen sich im Natur- und Artenschutz Mitteleuropas erfahrungsgemäß bisher nur begrenzter Akzeptanz. Das hat verschiedene Gründe. So ist Mitteleuropa wohl kein besonderes „Feuer-Land" (*„fire ecosystem"*); hier spielen z.B. Stürme als Ökofaktor für natürliche Waldsukzessionen – ähnlich wie Lawinen im Gebirge oder Überflutungen im Tiefland – eine wichtigere Rolle. Aber es gibt, etwa in Gestalt der Heiden und Trokkenrasen, von abgetorften Mooren wie von Waldgesellschaften auf trockenen Standorten, von Steilhangrasen, Almen und alpinen Tundren doch Pflanzengesellschaften, die zumindest eine gewisse Feuer-Prädisposition (wenn schon nicht -Abhängigkeit) aufweisen. Insofern kommt es hier nicht nur bedarfsweise zu Brandbekämpfungs- und Prophylaxeaktionen, es könnten u.U. auch programmierte Brenn-Einsätze diskutabel werden, wie sie früher durchaus üblich waren (vgl. den Tagungsbeitrag von *Goldammer* et al. 1997).

Letztmals intensiver diskutiert wurde kontrolliertes Brennen in Deutschland vor rund 20 Jahren, als die Heidebrände von 1975 akuten Anlaß für einen TV-Film von *H. Makowski* (vgl. auch 1977) und das erste „Feuerökologie-Symposium" 1977 in Freiburg i. Br. boten – allerdings ohne nennenswerte Folgen: das Ganze war offenbar doch ein „zu heißes Eisen"!? Jetzt, für die NNA-Tagung „Feuereinsatz im Naturschutz" stehen wieder einige Heidebrände gleichsam Pate – oder vorerst doch nur eher als Geburtshelfer im Hintergrund!?

Allgemein läßt sich weiter festhalten, daß die verschiedenen Naturnutzer sich meist viel mehr und intensiver des Feuereinsatzes bedient haben als die Naturschützer – zur Weidepflege, für bessere Wildhabitate wie Bejagungsmöglichkeiten, zur Schädlingskontrolle und dergleichen und das neben auch mehr destruktiven Landnutzungseingriffen mit Brandunterstützung.

Vegetationsbrände und Warmblüter

Typische „Feuer-Ökosysteme" sind z.B. Savannen(wälder) und die Taiga, d.h. Vegetationsgesellschaften mit einem hohen Angebot an brennbarem Material, aber auch gutem Regenerationsvermögen, wobei die dominierenden und „Klimax"-Arten jeweils eine besondere Feuerresistenz (bis hin zur Feuerabhängigkeit) aufweisen. Sie produzieren gleichzeitig viel Brennmaterial in Form von trockenem Gras, Flechten, Nadeln, Zweigen und dergleichen, so daß entsprechend leichter auslösbare Brände z.B. zur Eliminierung von potentieller Konkurrenzvegetation (bzw. Vegetationsverdämmung) beitragen. Und natürlich profitieren von diesen Gegebenheiten auch entsprechende Begleitfaunen (wobei ich hier vorwiegend Warmblüter etwas näher ansprechen möchte).

Vogelarten werden besonders gern als „Weiser" für Biotop- und Landschaftsveränderungen genutzt, weil über diese meist ein reichhaltiges Datenmaterial vorliegt. Auf Wald- und Savannenbrände reagieren allerdings gerade Vögel anscheinend nicht sonderlich heftig, etwa verglichen mit Kleinsäugern – die dann allerdings in der Folge Greifvögel und Eulen oder natürlich auch Haarraubwild stärker zu binden und zu konzentrieren vermögen. Ähnlich ist es mit großen und größeren Weidegängern, die nach Wald- und nach Savannenbränden oft massiv zunehmen und ähnlich auch ihre Raubfeinde. Besonders intensive Reaktionen werden von allen möglichen Rauhfußhühnern, besonders den Wald- bzw. Steppen-Arten beschrieben (vgl. dazu den Beitrag von *S. Klaus* und darin angeführte Literatur bzw. auch *Gossow* 1987, 1996). Auf den Elch als Waldbrandfolger ist bereits verwiesen worden.

Die Heidebrände von 1975 waren von *Winter* (1980) sowie von *Dierschke* und *Oelke* (1979) zum Anlaß etwas eingehenderer Untersuchungen genommen worden. Letztere fanden ein Jahr nach den Bränden zwar deutliche Einbrüche bei den Brutpaardichten verschiedenster Vogelarten, und das in den „schwarz verbrannten" deutlich ausgeprägter als in den „braun verbrannten", einander altersmäßig entsprechenden Kiefernbeständen. Insgesamt und erwartungsgemäß kam es zu charakteristischen Verschiebungen im Artenspektrum: Manche Arten wie Mäusebussard (6) und Rabenkrähe (7), Wald- (16) und Gartenbaumläufer (9), Blaumeise (8) und Sommergoldhähnchen (11) sowie Trauerschnäpper (3) und Turteltaube (3) nützten den verbrannten Wald im folgenden Jahr zumindest nicht als Nistbiotop, den sie zuvor (1975) jeweils mit den in Klammern angegebenen Brutpaarzahlen auf den 950 ha Testfläche besiedelt hatten. Andere Arten wie Birkhuhn, Hohltaube, Kuckuck, Neuntöter, Schwanzmeise, Schwarzspecht, Steinschmätzer u.a. zeigten keine erkennbaren Veränderungen. Einige wenige Arten wie Feld- und Heidelerche sowie die Bachstelze reagierten in den Brandflächen mit mehr als verdoppelten Brutpaardichten.

Die Autoren betonen, daß die höchsten Ausfälle erst durch die Kahlschläge nach dem Brand erfolgten, aber auch auf diesen je nach Brand- und Aufräum-Totalität sich deutliche Unterschiede fanden, wenn z.B. Grüninseln, einzelne Baumgruppen oder Überhälter u.dgl. noch andere Nistgilden zuließen als nur die Bodenbrüter. Das deckt sich mit Erfahrungen über Sturmflächen-Entwicklungen: Hier wie auf Waldbrandflächen ist mit dem Weiterbestehen eines artenreichen, wenn auch zeitweilig individuenärmeren Vogelbestandes zu rechnen, wenn diese das Aussehen „Wald" beibehalten. „Eine nachhaltige Störung der Vogeldichten und Vogelgesellschaften ist dann zu erwarten, wenn z.B. durch einen Brand überregional reduzierte oder auch genetisch isolierte einzelne Arten oder Populationen erfaßt werden. Eine genetische Sonderstellung von Vögeln innerhalb der niedersächsischen Brandwälder ist nicht bekannt... Da der niedersächsische und darüber hinaus der nordwestdeutsche Raum keine endemischen Vogelarten besitzt, sondern weitgehend in den Fließelementen der großkontinentalen paläarktischen Faunenregionen verhaftet ist, würde selbst eine Zerstörung aller niedersächsischen Kiefernforsten (ca. 5150 qkm) nicht zu einem anhaltenden Rückgang oder gar Aussterben von Vögeln führen" (*Dierschke* und *Oelke* 1979).

Bestimmte Waldnutzungsformen oder/und Weidepraktiken können ähnliche Effekte haben wie der Wald- oder Savannenbrand (vgl. u.a. auch *Hunter* 1990 oder *Scherzinger* 1996). Da bei den Warmblütern neben ihrer Mobilität insbesondere Strukturaspekte ihrer Lebensräume mit im Spiel sind (z.B. *Gossow* 1977, 1996), ist auch der Anpassungsspielraum recht hoch. Das wiederum schränkt ihren Wert als Weiserarten eher ein, außer man benutzt bestimmte Arten z.B. als „strategische Schlüsselarten" für die Umsetzung einschlägiger Maßnahmen im Biotopmanagement (z.B. *Gossow* 1988).

Dazu paßt eine jüngst publizierte Arbeit von *Gatter* (1996), in welcher das Abflämmverbot als Rückgangsursache mancher Singvogelarten diskutiert wird, unter besonderer Berücksichtigung von Erfahrungen in Baden-Württemberg, insbesondere auf der Schwäbischen Alb mit ihren Schafweiden. Danach förderte das neben neben dem Reuten bis in die 60er Jahre noch praktizierte gezielte Abbrennen verwildernder Schafweidebereiche und von Wacholderheiden für die Schäferei nicht nur „wärmeliebende Insektenarten, die auf offenen Bewuchs angewiesen sind, sondern Reptilien und zahlreiche Vogelarten halboffener Böden und niedriger Sukzessionen. Wo geflämmte Flächen geneigt sind, fördert die von Regen geförderte Auswaschung der Asche den auf solchen Standorten erwünschten Nährstoffentzug... Daß der Niedergang der Populationen von Dorngrasmücken, Heidelerchen, Neuntötern und vielfach der sich länger dehnende Rückgang der süddeutschen Baumpieperbestände zeitgleich mit dem Greifen des Flämmverbots einherging, hat auch noch andere Gründe. Daß aber die Flächenverluste an geeigneten Habitaten, die durch das Flämmverbot eintraten, mitbeteiligt sind, liegt auf der Hand."

Wildtiere in der Entwicklung von Feuerökologie und Feuermanagement

Die zuvor nur kurz und summarisch zusammengefaßten Erfahrungen mit Warmblütern stammen weitgehend aus Nordamerika (vgl. z.B. *Komarek* 1969, *Bock* und *Lynch* 1970, *Bendell* 1974, *Kelsall* et al. 1977, *Peek* 1988, *Lotan* und *Brown* 1985; *McMahon* und

deCelesta 1990), die wenigen für Mitteleuropa vorliegenden Untersuchungen wie z. B. die kurz besprochenen unterstreichen dies nur. In Nordamerika waren Wildtiere ein wichtiger taktischer Auslöser und Anreiz, die Theorie und Praxis des geplanten und kontrollierten Überbrennens akzeptabler zu machen und zu einer auch wissenschaftlich zunehmend abgesicherten und durchschaubaren Methode zu entwickeln (vgl. dazu insbesondere die Tagungsbände zu den *Tall Timbers Fire Ecology Conferences*). Dadurch besteht gerade in Nordamerika eine besonders enge Verbindung zwischen Feuermanagement/Feuerökologie und Wildlife Management/Wildlife Ecology. Dafür stehen Namen wie die von Aldo Leopold, Herbert Stoddard, G. W. Gullion und Ed Komarek. *Stoddard* (z. B. 1931) hatte besonders auf ein Habitatmanagement für Wachteln und Wildtruthühner mittels Feuereinsatz hingewirkt; Leopold hatte bei seiner Berufung auf den ersten Lehrstuhl für Wildlife Management (am Pflanzenphysiologie-Department in Madison/Wisconsin) Erfahrungen aus dem Südosten der USA mitgebracht, was die Wechselbeziehungen zwischen agrarischer und forstlicher Plantagenwirtschaft für die Habitatqualität und Tragfähigkeit von Jagdwildarten, aber auch deren Wildschadensanfälligkeit betrifft und daß bzw. wie dabei auch mit einem kontrollierten Brennen Möglichkeiten verbessert und Probleme gemindert werden können (vgl. u. a. *Leopold's* „Game Management" von 1933).

Gullion schließlich (z. B. 1972, 1984) hatte die enge Abhängigkeit des Kragenhuhns von frühen Aspenwald-Entwicklungsstadien und deren (Mit-) Beeinflußbarkeit durch Waldbrände erkannt und entsprechende Managementkonzepte entwickelt und umgesetzt.

Darüber hinaus spielte die offensichtliche Zunahme verschiedener Hirscharten durch Konzentration und vermehrte Zuwachsleistung auf ehemaligen Brandflächen jeweils besonders in der Strauchphase auch eine Rolle für die Entwicklung von Überbrennungspraktiken und randlinienreichen Kahlschlagsmosaiken (vgl. z. B. *Dasmann* 1964). Aber natürlich hatte auch die Landnutzungspraxis durch Farmer zur Gewinnung und Erhaltung von Weide- und Farmland ihre Bedeutung, praktische Erfahrungen zu machen und z. B. europäische mit indianischen Feueranwendungen zu kombinieren (vgl. etwa *Pyne* 1982 oder *Langston* 1995).

Feuer als additives oder einzubindendes Element

Mitteleuropa ist, wie gesagt, kein „Feuer-Land". Aber bestimmte Vegetationstypen wie die Calluna-Heiden in Holland, Schottland, Dänemark und Norddeutschland sind ein Feuerprodukt, wenn auch nicht nur. Auch in anderen feuergeprägten oder „feuerfähigen" Ökosystemen stellt sich bei näherer Untersuchung (Erfolgskontrolle) immer wieder heraus, daß Feuer allein selten „ausreicht" bzw. allein zum Tragen kommt, sondern daß meist im Verein mit verschiedenen anderen mechanischen Einwirkungen, biotischen wie abiotischen, die charakteristischen Effekte erreicht werden. Das gilt nicht nur in Mitteleuropa, wenn die Nachhaltigkeit und Biodiversität von Trockenrasen eigentlich nur mittels Überbrennen im Verein mit weiteren mechanischen Verfahren gewährleistet bleibt (z. B. *Zimmermann* 1977) oder wo zum Heidebrennen auch Beweidung, Plaggen u. dgl. dazugehören (vgl. *van den Ven* 1977) oder eine ganze Reihe an Ökotechniken unter Einbeziehung von Feuer üblich waren, aber in Vergessenheit geraten bzw. außer Kraft gesetzt worden sind (vgl. z. B. *Goldammer* et al. in diesem Band).

Auch in typischen Feuer-Ökosystemen spielen zusätzliche Einflüsse meist eine mehr oder weniger wichtige Rolle bei der Entstehung, Erhaltung und Tragfähigkeit typischer Vegetationsgesellschaften und ihrer Begleitfauna. Für Savannenbrände wird immer wieder darauf verwiesen, daß neben der Häufigkeit, Intensität und Jahreszeit von Bränden auch Weidedruck erheblich bei der Entstehung bzw. Vermeidung bestimmter Folge-Vegetationen mitspielt (z. B. *Goldammer* 1993). Ein Modellfall dafür ist das Serengeti-Mara-Ökosystem, wo durch das wechselnde Zusammenspiel von Elefanten (als Megaherbivoren), Rinderhaltung, Besiedelungsdichte, Elfenbeinwilderei, Tsetse-Befall und Savannenbränden sich die Vegetation in den letzten 100 Jahren wiederholt in Waldland bzw. offene Savanne verwandelte (vgl. *Sinclair* 1995, *Dublin* 1995, *Trollope* und *Trollope* 1996).

In Südafrika, in der Kapprovinz, hat sich die Weidekapazität in manchen Gebieten in den letzten Jahrzehnten durch Verbuschung erheblich vermindert. Feuer- sowie Rinder- und Ziegen-Einsatz wurden als mögliche Kontrollmethoden gegen diese Verbuschung getestet (*Trollope* 1983). Offenbar konnten Ziegen in Verbindung mit einem initialen Überbrennen die Verbuschung komplett zurückhalten, während die üblichen Frühlingsbrände allein die Verbuschung nur vorübergehend zurückdrängten; aber auch initial heißes Überbrennen + Rinderweidung während der Wintermonate konnten eine Erholung der Bäume und Sträucher nicht verhindern. D. h., daß auch bei den Weidegängern für die Folgevegetation der „Äsetyp" (*Browser* bzw. *Grazer*, vgl. *Hofmann* 1973) wesentlicher sein kann als Körpergröße und damit Tritteinfluß und Kotdüngung.

In der borealen Taiga finden sich Waldstruktur-Abhängigkeiten bei Rauhfußhühnern oft in ganz artspezifischer Weise. Nachdem diese Wälder häufig stark feuergeprägt sind, stellt sich auch die Frage nach dem un-/günstigen Einfluß unterschiedlicher Waldbrandfrequenzen und -intensitäten auf die Habitateignung für diese Waldhühner. *Klaus* et al. (1995) illustrieren die Waldbrandbedeutung für die Ajanfichtenwald-Sukzession in der ostsibirischen Taiga und für das in seinem Vorkommensgebiet auffallend mit der Ajanfichte-Verbreitung übereinstimmende endemische Sichelhuhn. Eigene, noch nicht abgeschlossene Untersuchungen zeigen nun, daß in diesem Gebiet typische *„fire history trees"* fehlen und die dort sehr wohl vorkommenden Waldbrände überwiegend überalterte bzw. sturmgeworfene Bestände betreffen.

Wechselwirkungen zwischen Feuer und Wildtieren

Da Beweidung und Verbiß durch Huftiere sich auch auf die Art, Verteilung und das Angebot an brennbarer Phytomasse auswirkt, können sich diese Herbivoren – ähnlich wie phytophage Insekten, Pilzinfektionen u. dgl. auch – auf die Raum-Zeit-Dynamik von Vegetationsbränden auswirken (*Hobbs* 1996):

Auf Grasland reduzieren Huftiere im Zuge ihrer Weidesukzession und dank ausgeprägter Migrationen oft Ausmaß, Häufigkeit und Intensität z.B. von Savannenbränden, während in Buschland, Baumsavanne und Waldland Bodenfeuer bei Herbivoreneinfluß zwar seltener, Kronenfeuer – dank einer Anhäufung von Brennmaterial – dafür wahrscheinlich häufiger auftreten mögen: *Madany* und *West* (1993) haben z.B. für Ponderosakiefernwälder in Utah gezeigt, wie intensiver Viehbestoß die Häufigkeit von Bodenfeuern durch Eliminieren von feinem Brennmaterial (Gras) reduzierte, dafür aber die Voraussetzungen für zerstörerische Kronenfeuer vermehrte (mehr Sträucher und Baumverjüngung).

Da Großsäuger natürlich auch Tritteffekte und mit ihrem Urin und Kot wesentliche Düngeeffekte setzen können, könnten gerade Huftiere zu wichtigen Elementen für Ökosystem-Veränderungen werden, welche zu räumlicher Mosaikbildung und abgewandelten Sukzessionsverläufen beitragen (*Hobbs* 1996). Bei deutlich veränderten Belaufs- und damit Beweidungsdichten kann sich dann auch das Feuerregime stärker verändern. So hat etwa *McNaughton* (1992) gezeigt, daß bei Gnu-Populationsstärken von unter 600000 in der Serengeti der überwiegende Teil der Savannenebenen brannte, bei wesentlich darüber hinaus angewachsenen Gnuherden aber nur noch etwa 20 Prozent der Fläche brandanfällig blieben. Je nach Populationsstärke und -dynamik kann das Ökosystem gleichsam zwischen zwei Zuständen wechseln, einem feuerdisponierten und einem feuerresistenteren.

Ähnliches gilt für Wildverbiß und Weidetätigkeit auch in unseren Breiten, allerdings ohne daß Feuer mit eingebunden sein müßte. Aber soweit die Aktivitäten „den zeitlichen Ablauf der Waldentwicklung, die Vegetationsdiversität sowie vertikale und horizontale Waldstrukturen beeinflussen können, erweitern Herbivore das Potential natürlicher Entwicklungswege des Waldes", wobei auch „auf identischen Standorten sowohl die Vegetationsentfaltung ohne Wildbelastungen als auch die mit markanten Wildschäden ‚natürlich' sein kann. Das stellt jeden allgemein gültigen Definitionsversuch – bzw. gesetzliche Normierung – für ein naturnahes Verhältnis von Wald und Wild in Frage" (*Scherzinger* 1996, vgl. auch *Peek* 1980). Dieser Einschub erscheint mir wichtig, weil zur Wald-Wild-Weide-Thematik in Mitteleuropa zunehmend auf Megaherbivoren-Einflüsse in Zwischen- und Nacheiszeiten zurückgegriffen wird, um ein differenzierteres Verständnis zu entwickeln (z.B. *Putman* 1986, *Schüle* 1990, 1992, *Geiser* 1992, *May* 1993, *Goldammer* 1993, *Bünzel-Drüke* et al. 1994, *Scherzinger* 1996).

In ausgedehnten Graslandbiotopen existieren Herbivoren- und Brandeinwirkungen meist gemeinsam, wirken sich saisonal aber unterschiedlich aus: der Weidedruck besonders in der Vegetationsperiode – die Brände mehr in den Trockenzeiten an der verbliebenen, vertrocknenden Grasvegetation. Insofern können aber Huftiere auch eine nennenswerte Kontrolle über die Brandausmaße ausüben wie andererseits der Brand Fleckerlteppiche von beweideten und unbeweideten Flächen in ihren Gegensätzen kompensieren (oder „homogenisieren") kann, selbst aber in den beweideten Flecken auch Feuerbarrieren vorfindet und sich hier immer wieder totläuft: solche Befunde stammen z.B. von *Hobbs* et al. (1991) aus Langgrasprärien und belegen auch korrespondierende Auswirkungen auf die Stickstoffbudgets. Landschaftsökologisch gesehen, steigert ein gewisser Verbiß- und Weidedruck die durch Brand bewirkte Heterogenität noch weiter (z.B. *Glenns* et al. 1992), während Überbrennen allein, ohne Weidedruck, sich eher in Richtung Homogenität auswirken kann.

Dies „kann" ist wichtig, denn es bietet damit sowohl für ein kontrolliertes Brennen entsprechende Spielräume als auch die Möglichkeit, andere Ökotechniken mit einzusetzen bzw. andere Ökofaktoren mit zu berücksichtigen (z.B. Sturm, Dürre) oder auch gezielt zuzulassen (wie etwa Beweidung und Verbiß). Wenn letztlich der Einfluß größerer Herbivoren gegenüber oder zusammen mit Brand in landschaftsökologischer Hinsicht vergleichsweise gering bleibt, so wahrscheinlich besonders deshalb, weil landschaftsgestaltende Brände eher seltener, aber ausgedehnt und intensiv erfolgen: als Ergebnis längerer Dürre- und Hitzeperioden oder/und eben dank zu wirksamer Brandunterdrückung und damit entsprechender Anhäufung von Brennmaterial.

Huftiere oder „Megaherbivore" werden seit einiger Zeit zunehmend in die Diskussion zur Vegetationsgeschichte Mitteleuropas wie zur Landschaftsökologie und Landschaftspflege unter Einbeziehung von Haus- wie von Wildtier-Weidegängern eingebracht (vgl. zusammenfassend z.B. bei *Schüle* 1990 oder *Scherzinger* 1996). Das kann u.U. auch dazu führen, die hier kurz angeschnittene Wechsel- und Kombinationswirkung von Brand- und Wildeinfluß praktisch einzusetzen, z.B. auf ehemaligen Truppenübungsplätzen in den neuen Bundesländern. Daß damit dann auch Kleintiere wie Nager, Reptilien oder Schmetterlinge mit beeinflußt werden, ist als sukzessionsbeeinflußte Faunenänderung nur normal. Und da sich in jedem Fall mehr oder weniger veränderte bis neue Biotope (als ohne Brand- oder Weideeinfluß) ergeben, kann auch faunistisch mit mehr oder weniger interessanten Überraschungen gerechnet werden.

Feuereinfluß und Biodiversität

Feuer provoziert in Gras- wie in Waldlandschaften „Sukzessionsmosaike" (*Koop* 1982) und fördert damit in räumlicher wie zeitlicher Hinsicht Biodiversität und deren Veränderlichkeit gleichermaßen. In welchem Ausmaß das auch in einer Kulturlandschaft, in einem Wirtschafts- oder Schutzwald Mitteleuropas erwünscht sein mag, ist mehr ein forstpolitisches- bzw. Umweltproblem. Aber natürlich beeinflußt nicht nur Feuer die Diversität. Das gilt für andere drastische Naturereignisse wie für verschiedene Landnutzungs- bzw. Waldbehandlungspraktiken ebenfalls. Die Frage ist, ob dabei qualitative Unterschiede zu machen sind!?

Wälder als dreidimensinale und langlebige, sich dabei verändernde Ökosysteme entwickeln besonders hohe, wenn auch mit der Sukzession veränderliche Biodiversitäten (*Hunter* 1990). Dabei ergibt sich ein deutlicher Abnahmegradient von den tropischen und Tieflandwäldern zu Berg- und Taigawäldern, begleitet von deutlichen Biomasse-Verschiebungen: die meiste Biomasse eines Regenwaldes ist in dessen Kronenraum konzentriert, wäh-

rend in borealen Wäldern viel mehr an Biomasse und biotischen Prozessen in der Rhizosphäre „verborgen" bleibt. Andererseits sind Tier- und Pflanzenarten kälterer Regionen an ein viel breiteres Spektrum an Umweltbedingungen angepaßt und zeigen z.B. eine viel ausgeprägtere Nord-Süd-Verbreitung (vgl. u.a. bei *Wilson* 1992).

Dennoch werden die zunehmend intensivierte Holznutzung mittels Großkahlschlag in der Taiga (z.B. *Petrov* 1993 oder *Devall* 1993) wie die Häufung dortiger Waldbrände (vgl. dazu *Goldammer* und *Furyaev* 1996 oder *Walstad* et al. 1990) als ernsthaftes Problem für die Walderhaltung gesehen und angesichts eines „Global Warning" gerade in nördlichen Breiten zusätzliche Probleme befürchtet (z.B. *Wein* 1990, *Goldammer* et al. 1996, *Gossow* 1996).

Kahlschläge werden allerdings nicht nur als Erntetechnik angesehen, sondern gerade für den Taigawald auch gern mit dem Argument propagiert, daß die meisten borealen Baumarten Reproduktionsstrategien entwickelt haben, um besonders Standorte *„fully exposed to irridiance, free air movement and rooting space"* ausnutzen zu können (*Youngblood* and *Titus* 1996). Deshalb wird die Ansicht gerne geteilt, daß hier der Kahlschlag – möglichst noch mit Ganzbaumnutzung – irgendwie natürliche periodische Phänomene wie Wildfeuer und Insektenkalamitäten noch am besten nachnahme. Tatsächlich muß man dies wohl doch etwas kritischer und differenzierter sehen (*Gordon* 1996): Nährstoffverluste und -ersatz laufen auf Kahlschlägen völlig anders ab als nach Waldbrand oder Forstschädlingskalamität; auch sind manche, sehr schatten-intolerante Baum-, Strauch- und Krautarten in der Lage, ihre Entwicklung auf armen (trokkenen oder feuchten) Böden zu maximieren, wo sie sich ohne interspezifische Konkurrenz ansamen, die ihnen hierher nicht folgen kann, von der sie auf freien Schlägen aber weitgehend, wenn nicht völlig verdrängt werden. Ebenfalls wichtig erscheint ein anderer Unterschied, soweit die genetische Diversität und die Erhaltung des Genpools betroffen ist, welche durch Naturkatastrophen nicht dermaßen „erodiert" wird wie durch ausgedehnte Kahlhiebe (*Gordon* 1996, dort weitere Literaturbeispiele).

Aber was den Kahlschlag als charakteristisches Element des Altersklassenwaldes wirklich zu einer eher fragwürdigen Waldbehandlungsform macht, ist der dadurch gegebene Abbruch der Waldentwicklung in der Optimalphase sowie dank zügiger Neuaufforstung auch ein gezielter Ausschluß von Vorwald- und Pionierwaldphasen (vgl. auch *Scherzinger* 1996). Insofern lehrt uns nicht nur der Urwald (z.B. *Leibundgut* 1981), sondern auch der Sturmwurf (z.B. *Lässig* und *Schönenberger* 1993 oder *Gossow* 1992) ebenso wie der Waldbrand, daß unsere Wälder jeweils nur einen Torso darstellen, aber auch, wie Waldbau im Interesse erhöhter Biodiversität adaptiver gestaltet werden könnte (vgl. z.B. *Harris* 1986, *Hunter* 1990, *Maser* 1990, *Mosandl* 1991 u.a.)

Feuereinsatz im Naturschutz als Akzeptanzproblem

Es wäre wahrscheinlich wirklich eine reizvolle Idee und Möglichkeit, könnte man aufgelassene Truppenübungsflächen für ein integriertes Habitat- und Landschaftsmanagement unter Einsatz von kontrolliertem Brennen und Beweiden (z.B. im Wege eines *Game Ranching* oder einer *Agroforestry* auch mit größeren Wildtieren) benutzen und hier für Mitteleuropa einschlägige Erfahrungen gewinnen und Versuche durchführen, die sonst wohl nur gegen erheblichen Widerstand anderer Nutzungsinteressen und Vorurteile möglich wären.

Die von *Hobbs* (1996) zusammengefaßten Einflüsse von und Zusammenhänge zwischen Huftieren, Brand und Landschaftsveränderung sind bisher noch viel zu wenig wirklich auch experimentell konkreter analysiert worden. Denn z.B. wird das Verhalten von größeren Wildtieren gegenüber ihrer Umwelt noch nicht entfernt so gut untersucht und verstanden wie die physiologische Reaktion von Pflanzen auf deren relevante Umwelt; und auch die Populationsdynamik von Huftieren und anderen Großsäugern ist meist nur an Dichte- und Zuwachsänderungen innerhalb der Population orientiert worden, nicht aber ökosystemar. Wenn sie potentiell als Landschaftsgestalter (mit)wirken können – nicht nur als Waldschädlinge im Sinne des Forstgesetzes –, dann sollten wir künftig besser verstehen lernen, wie Huftiere Ökosysteme beeinflussen und selbst auf Ökosystemveränderungen reagieren.

Aber ob nun derartige Experimente oder eine erneute Zulassung des Flämmens in bisheriger Form oder als geplante und kontrollierte Überbrenntechnik zur Diskussion stehen, es wird ein Akzeptanzproblem sein und damit eine Akzeptanzverbesserung nötig werden. Das kann man heute nicht einfach Verordnungen und der Gewöhnung überlassen. Es wäre vielmehr zwingend, ein entsprechendes PR-Management zu entwickeln, ebenso wie ein dezidiertes Monitoring als Erfolgskontrolle – die wiederum SOLL-Vorgaben erfordert und damit ein weiteres Konsensproblem aufwirft!

Für die bessere Akzeptanz in der Öffentlichkeit könnten u.U. Wildtiere als „strategische Schlüsselarten" (oder Maskottchen?) eine wichtige Rolle spielen: „Bambi", „Peter und der Wolf" oder „ Smokey Bear" sind eher Beispiele dafür, welche Feindbilder in einem zeitgemäßen Naturschutz überwunden werden müßten; *„The Famous Grouse"* (= schottisches Moorschneehuhn) wäre oder ist vielleicht bereits eine Flaggschiff-Art zumindest in Schottland für das Heidebrennen auf den *grouse moors*. In Mitteleuropa müßte man wohl erst etwas suchen; aber geeignete Orchideen-, Schmetterlings- oder Vogelarten sollten wohl zu finden sein.

Zur Doppelnatur des Feuers in der Natur- wie in der Kulturlandschaft

Hinsichtlich der Feuerrolle in der Natur bzw. in unserer Umwelt muß man sich mit dem amerikanischen Feuerhistoriker Stephen *Pyne* (z.B. 1982, 1993) klarmachen, daß das Feuer sowohl eine ökologische als auch eine kulturelle Seite hat und diese beiden Seiten dank dem Menschen auch seit Jahrzehntausenden interagieren.

Diese beiden Seiten oder Funktionen des Feuers kommen auch darin zum Ausdruck, wie Brandwirkungen begriffen und erreicht werden – in Beziehung zum Landschafts- bzw. zum Wildnis-Management wie auch zum Wildtier- bzw. Wildlife Management:

- Akzeptanz der natürlichen Rolle des Feuers in Ökosystemen, die als feuerabhängig oder -kompatibel bekannt sind sowie

■ wohlüberlegte Biotopmodifizierung durch kontrolliertes Überbrennen, um erwünschte Lebensraum-Bedingungen für Wildtiere oder andere erneuerbare Ressourcen zu erzielen bzw. beizubehalten.

Es mag wohl vordergründig um Natur und ihren Schutz gehen. Aber das funktioniert nicht, ohne den Menschen mit seinen Interessen, Vorurteilen, Egoismen etc. zu berücksichtigen, einzubinden und entsprechend kompromiß- bzw. akzeptanzbereit(er) zu machen.

Literatur

Bendell, J. F., 1974: Effects of fire on birds and mammals. In: Kozlowski und Ahlgren (Hrsg.), „Fire and Ecosystems". – Academic Press, New York, S. 73–138.

Bock, E. C., Lynch, J. F., 1970: Breeding bird populations of burned and unburned conifer forests in the Sierra Nevada. – Condor 72, S. 182–189.

Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Vierhaus, H., 1994: Quaternary Park – Überlegungen zu Wald, Mensch und Megafauna. – Info Arb.gem. Biol. Umweltschutz/Soest 93/4–94/1, S. 4–38.

Devall, B., (Hrsg.), 1993: The Tragedy of Clearcut in Industrial Forestry. – Sierra Club Books, Earth Island Press. 291 S.

Dierschke, F., Oelke, H., 1979: Die Vogelbestände verbrannter niedersächsischer Kiefernforsten 1976 – ein Jahr nach der Waldbrandkatastrophe 1975. – Die Vogelwelt 100, 26–44.

Dublin, H. T., 1995: Vegetation dynamics in the Serengeti-Mara ecosystem: the role of elephants, fire and other factors. In: Sinclair and Arcese (Hrsg.), „Serengeti II: Dynamics, Management and Conservation of an Ecosystem". – Univ. Chicago Press, S. 71–90.

Evans, W. G., 1971: The attraction of insects to forest fires. – Proc. Tall Timbers Conf. „Ecological Animal Control by Habitat Management" 3, 115–127.

Führer, E., 1990: Forest decline in Central Europe: Additional aspects of its cause. – For. Ecol. Manag. 37, 249–257.

Führer, E., 1996: Biotopholz – eine Brutstätte für Forstschädlinge? – Tagungsband Biotopholz – ein Nutzen für die Forstwirtschaft, Gaming. S. 29–39.

Gatter, W., 1996: Das Abflämmverbot als Rückgangsursache von Singvögeln? – Orn. Anz. 35, 163–171.

Geiser, R., 1992: Auch ohne Homo Sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. – Laufener Seminarbeitr. ANL. 2, 22–34.

Geist, V., 1971: Mountain Sheep. A Study in Behaviour and Evolution. – Univ. of Chicago Press. 383 S.

Glenns, S. M., Collins, S. L., Gibson, D. J., 1992: Disturbance in tallgrass prairie: local and regional effects on community heterogeneity. – Landscape Ecol. 7, 243–251.

Goldammer, J. G., 1990: Fire in the Tropical Biota. Ecosystem processes and global challenges. – Ecol. Studies 84. Springer, Berlin 497 S.

Goldammer, J. G., 1993: Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen. – Birkhäuser Verlag, Basel. 251 S.

Goldammer, J. G., Furyaev, V. v. (Hrsg.), 1996: Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. – Kluwer, Dordrecht. 528 S.

Goldammer, J. G., Jenkins, M. J. (Hrsg.), 1990: Fire and Ecosystem Dynamics. – SPB Acad. Publ., Den Haag. 199 S.

Goldammer, J. G., Montag, S., Page, H., 1997: Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften. Geschichte, Methoden, Probleme, Perspektiven. – Dieser Tagungsband, S. 18-38.

Gordon, A. G., 1996: The sweep of the boreal in space and time, from forest formations to genes, and implications for management. – The Forest Chron. 72 (1), 19–30.

Gossow, H., 1977: Waldstrukturen und Wildstandsentwicklung. Tagungsbericht Wald und Wild. – Univ. Bodenkultur Wien. S. 1–27.

Gossow, H., 1977: Feuer im Habitat-Management. VW-Symp. „Feuerökologie". – Freiburger Waldschutz-Abh. 1 (1), S. 83–97.

Gossow, H., 1987: Human land use activities and grouse. Proc. 4th Intern. Grouse Symp. – Lam (BRD), S. 85–93.

Gossow, H., 1988: Auer- und Birkhuhn als „strategische Schlüsselarten" für einen Artenschutz via Biotopmanagement. – Vogelschutz in Österreich 2, 57–62.

Gossow, H., 1992: Totholz für die Forschung: Windwurfökologie interdisziplinär. Österr. Forstz. 103 (4), S. 17–19.

Gossow, H., 1993: Anmerkungen zur Nachhaltigkeit und Biodiversität aus wildökologischer und jagdwirtschaftlicher Sicht. In: „Dimensionen der Nachhaltigkeit". XX. Tagung Fachgr. Wald- u. Holzwiss. – Univ. Bodenkultur. Wien, S. 39–44.

Gossow, H., 1996: Fire-vegetation-wildlife interactions in the boreal forest. In: Goldammer und Furyaev (Hrsg.), „Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia". – Kluwer Acad. Publ., Dordrecht. S. 431–444.

Gullion, G. W., 1972: Improving your forested lands for ruffed grouse. – Minnesota Agr. Exp. Sta. Misc. J. Ser., Publ. 1439, 1–34.

Gullion, G. W., 1984: Managing northern forest. – Minnesota Agr. Exp. St., Misc. J. Ser., 13/ S. 442. 72 S.

Grange, W., 1965: Fire and tree growth relationships to snowshoe rabbits. – Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 4, 111–125.

Hanley, Th. A., 1996: Potential role of deer (Cervidae) as ecological indicators of forest management. – For. Ecol. Manag. 88 (1–2), 199–204.

Harris, L., 1986: The Fragmented Forest. – Univ. Chicago Press, Chicago. 211 S.

Hobbs, N. T., 1996: Modification of ecosystems by ungulates. – J. Wildl. Managem. 60 (4), 695–713.

Hobbs, N. T., Schimel, D. S., Owensby, C. E., Ojima, D. J., 1991: Fire and grazing in the tallgrass praire: contingent effects on nitrogen budgets. – Ecology 72, 1374–1382.

Hofmann, R. R., 1973: The Ruminant Stomach. Stomach Structure and Feeding Habits of East African Ruminants. – East Afr. Lit. Bureau, Nairobi. 354 S.

Hunter, M. L. Jr., 1990: Wildlife, Forests and Forestry. Principles of Managing Forest for Biological Diversity. – Prentice Hall. 370 S.

Jonsson, S., 1978: Die Erhaltung und Verbreitung des Luchses in Schweden. – In: Wotschikowsky (Hrsg.), „Der Luchs. Erhaltung und Wiedereinbürgerung in Europa". S. 38–42.

Kelsall, J. P., Telfer, E. S., Wright, T. D., 1977: The effects of fire on the ecology of the boreal forest, with particular reference to the Canadian north: a review and selected biblio-

graphy. – Occ. Papers 32, Canad. Wildl. Serv. Ottawa. 56 S.

Klaus, S., Lieser, M., Suchant, R., Andreev, A. V., 1995: Die Wälder der fernöstlichen Amurtaiga Russlands. – Allg. Forstz. (München) (14), S. 744–748.

Komarek, E. V., 1969: Fire and animal behavior. – Proc. Annual Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 9, 160–207.

Koop, H., 1982: Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. In: Dierschke (Hrsg.): „Struktur und Dynamik von Wäldern". – Ber. Int. Symp. Verein. Vegetationskunde, Cramer/Vaduz: S. 235–274.

Langston, N., 1995: Forest Dreams, Forest Nightmares. The Paradox of Old Growth in the Inland West. – Univ. of Washington Press, Seattle. 368 S.

Lässig, R., Schönenberger, W., 1993: Forschung auf Sturmschadensflächen in der Schweiz. – Forst und Holz 48, 244–249.

Leibundgut, H., 1981: Europäische Urwälder der Bergstufe. – Haupt, Bern. 308 S.

Leopold, A., 1933: Game Management. – Scribner's Sons, New York. 481 S.

Madany, M. H., West, N. E., 1983: Livestock grazing – fire regime interactions within montane forests of Zion National Park, Utah. – Ecol. 64, 661–667.

Makowski, H., 1973: Problems of using fire in nature reserves. – Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 15, 15–17.

Makowski, H., 1977: Feuer in der Landschaft. VW-Symp. „Feuerökologie". – Freiburger Waldschutz-Abhandlgn. 1 (1), 65–69.

Maser, C., 1990: The Redesigned Forest. – Stoddart, Toronto. 224 S.

May, Th., 1993: Beeinflußten Großsäuger die Waldvegetation der pleistozänen Warmzeiten Mitteleuropas? – Natur und Museum (Frankfurt) 123, 157–170.

McMahon, T. E., de Celesta, D. S., 1990: Effects of fire on fish and wildlife. In: Walstad et al. (Hrsg.), „Natural and Prescribed Fire in Pacific Northwest Forests". – Oregon State Univ. Press. S. 233-250.

McNaughton, S. J., 1992: The propagation of disturbance in savannas through food webs. – J. Veget. Sci. 3, 301–314.

Mitchell, R. G., 1990: Effects of prescribed fires on insect pests. In: Walstad et al. (Hrsg.), „Natural and Prescribed Fire in Pacific Northwest Forest". – Oregon State Univ. Press.

Mosandl, R., 1991: Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln – dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. – Mitt. Staatsforstverw. Bayerns 46, München. 246 S.

Peek, J., 1980: What constitutes a real wilderness? On the natural regulation of game ungulates. – Wildl. Soc. Bull. 8, 217–227.

Petrov, V., 1993: Der Zustand des Waldschutzes in Rußland. – Allg. Forstz. (München) 48 (13), 667–670.

Phillips, J., 1965: Fire – as master and servant: Its influence in the bioclimatic regions of Trans-Saharan Africa. – Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 4, 6–109.

Pulliainen, E., 1981: Winter diet of *Felis lynx* L. in SE Finland as compared with the nutrition of other northern lynxes. – Z. Säugetierk. 46, 249–259.

Putman, R. J., 1986: Grazing in Temperate Forest Ecosystems. Large Herbivores and the Ecology of the New Forest. – Croom-Helm, London. 210 S.

Putman, R. J., 1996: Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. – For. Ecol. Manag. 88 (1–2), S. 205–214.

Pyne, S.J., 1982: Fire in America. A cultural history of wildland and rural fire. – Princeton Univ. Press, New Jersey. 654 S.

Pyne, S. J., 1993: Keeper of the flame – a survey of anthropogenic fire. – In: Crutzen und Goldammer (Hrsg.), „The Ecological, Atmospheric and Climatic Importance of Vegetation Fire", S. 245–266.

Reimoser, F., Gossow, H., 1996: Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. – For. Ecol. Manage. 88 (1–2), 107–119.

Samuelsson, J., Gustafsson, L., Ingelög, T., 1994: Dying and dead trees. – Swedish Threatened Species Unit/ Uppsala: 100 S. (zit. nach Scherzinger 1996).

Scherzinger, W., 1996: Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer Dynamischen Waldentwicklung. – Ulmer, Stuttgart, 447 S.

Schüle, W., 1990: Landscapes and climate in prehistory – interactions of wildlife, man and fire. – In: Goldammer, J. (Hrsg.), „Fire in the Tropical Biota".

Schüle, W., 1992: Vegetation, megaherbivores, man and climate in the quaternary and the genesis of closed forests. – In: Goldammer (Hrsg.), „Tropical Forests in Transition".

Sinclair, A. R. E., 1977: The African Buffalo. A Study of Resource Limitation of Populations. – Univ. Chicago Press, Illinois. 355 S.

Stoddard, H. L., 1931: The bobwhite quail, its habits, preservation and increase. – Ch. Scribner's Sons, New York. 559 S.

Trollope, W. S. W., 1983: Control of bush encroachment with fire in the arid savannas of SE Africa. – PhD Thesis, Univ. Natal, Pietermaritzburg.

Trollope, W. S. W., Trollope, L. A., 1996: Fire in African savannna and other grazing ecosystems. – FAO/ECE/ILO Seminar, Shushenskoye (Russia), 1996, typoscript 27 pp.

Van den Ven, J. A., 1977: Streichholz oder Mähmaschine? Alternativen im Management von Naturschutzgebieten. – Freiburger Waldschutz – Abh. 1 (1), S. 141–155.

Walstad, J. D., Radosevich, S. R., Sandberg, D. V., 1990: Natural and Prescribed Fire in the Pacific Northwest Forests. – Oregon State Univ. Press, Corvallis. 317 S.

Wein, R. W., 1990: The importance of wildfire to climate change – hypotheses for the taiga. In: Goldammer and Jenkins (Hrsg.). – Fire and Ecosystem Dynamics (Proc. 3rd Intern. Symp. Fire Ecol., Freiburg), S. 185–190.

Wilson, E. O., 1992: The Diversity of Life. Harvard Univ. Press, Cambridge. 512 S.

Winter, K., 1980: Auswirkungen des Waldbrandes auf Wirbeltiere. – Forstwiss. Centralbl. 99, 371–375.

Youngblood, A., Titus, B., 1996: Clearcutting – a regeneration method in the boreal forest. – The Forest Chron. 72 (1), 31–36.

Zimmermann, R., 1977: Kontrolliertes Brennen im Naturschutz!? – Freiburger Waldschutz-Abh. 1 (1), 59–63.

Anschrift des Verfassers

Professor Dr. Hartmut Gossow
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft · Universität für Bodenkultur
Peter-Jordan-Straße 76 · A-1190 Wien

Bedeutung von Feuer für Lebensräume der Rauhfußhühner (Tetraoninae)

von Siegfried Klaus

„Aber so vernichtend die Brände in den Urwäldern auch wirken, so locken sie doch auch wieder auf ihren Brandstätten nach geraumer Zeit eine seit Jahrhunderten nicht dagewesene Vegetation hervor. In ihrem Gefolge belebt sich die Gegend auch mit Tieren neu, die man vergeblich in den angrenzenden Urwäldern sucht. Unterholz, Sträucher und an sonnigen Stellen erwachsene Kräuter und Beeren locken Säuger und Vögel an..."
(Aus A. Th. Von Middendorff [1875] über Waldbrände im Amurgebiet.)

1. Einleitung

Rauhfußhühner gelten als Charakterarten der borealen Nadelwaldzone Eurasiens und Nordamerikas. Morphologische, ökologische und ethologische Anpassungen ermöglichen ihnen das Überleben im kalten, schneereichen Winter und die Erschließung nahezu unbegrenzter, aber energiearmer Nahrungsresourcen wie Nadeln und Triebe verschiedener Koniferen sowie Knospen und Kätzchen von Weichlaubholzarten und Ericaceen.

Die von den einzelnen Rauhfußhuhnarten benötigten Waldstrukturen, Altersstadien und Baumartenkombinationen sind in der borealen Waldlandschaft allerdings nicht überall verfügbar. Meist bedingt eine ungleiche Verteilung dieser Ressourcen eine „geklumpte", heterogene Verteilung der Arten. Diese „patchyness" hat ihre Ursachen in Geländeeigenheiten, vor allem aber auch in Störereignissen, die die Verjüngung der Wälder maßgeblich bestimmen. Dazu gehören immer wiederkehrende Brandereignisse, die neben Sturmwurf und Insektenfraß den Motor für die Waldverjüngung der Taiga darstellen (*Walter* 1968, *Walter* und *Breckle* 1994, *Zacrisson* 1977, *Goldammer* und *Furyaev* 1996). Brände erhöhen in relativ gleichförmigen Waldlandschaften der borealen Zone die Heterogenität und damit die Vielfalt an ökologischen Nischen (vgl. *Goldammer* 1993). Es verwundert daher nicht, daß Waldbrände die Evolution der Rauhfußhühner mitbestimmten und die ökologische Einnischung einzelner Arten unterschiedliche Sukzessionsstadien der Waldentwicklung nach Bränden betrifft (*Swenson* et al. 1995, Abb. 1).

Das Birkhuhn *Tetrao tetrix* als Bewohner des Offenlandes und des krüppelwüchsigen Kampfwaldes nutzt nach Bränden die frühesten Sukzessionsstadien der Waldentwicklung. Es verläßt diese Habitate, sobald sich der Jungwald dicht schließt. Haselhühner *Bonasa bonasia* sind von Natur aus an dikkichtreiche Lebensräume angepaßt. Sie besetzen die älteren Stadien der Weichholzinseln in Bruchlichtungen und auf ehemaligen Brandflächen und erreichen auf letzteren höchste Dichten, obwohl ihr primärer Lebensraum möglicherweise das Zerfallsstadium alter Wälder darstellt. Das Auerhuhn *Tetrao urogallus* schließlich ist die Charaktervogelart des alten Waldes. Es bewohnt den Urwald von der Plenter- bis zur beginnenden Zusammenbruchsphase und sucht Brandflächen in den Randzonen regelmäßig auf. In ganz ähnlicher Weise reagieren auch nordamerikanische Rauhfußhühner auf Waldbrände und ihre Folgen.

In der Amurtaiga, im Fernen Osten Rußlands, haben wir die unterschiedliche Einnischung von Steinauerhuhn *Tetrao urogalloides*, Sichelhuhn *Falcipennis falcipennis* und Haselhuhn in der von Waldbränden gezeichneten Urlandschaft untersucht (*Klaus* et al. 1995). Vergleiche ergeben sich zu Ergebnissen der intensiv untersuchten Auswirkungen der Brände von 1988 im Yellowstone Nationalpark (u. a. *Varley* und *Shullery* 1991).

In der Kulturlandschaft Mitteleuropas werden entstehende Waldbrände meist effektiv unterdrückt, so daß wir nur beim Birkhuhn und bei Moorschneehühnern *Lagopus lagopus* beschränkte Kenntnisse über die Wirkung von Bränden auf die Bestandentwicklung dieser Arten erlangen konnten. Einige Beispiele sollen hier erörtert und Schutzmaßnahmen unter Nutzung kontrollierten Feuers diskutiert werden.

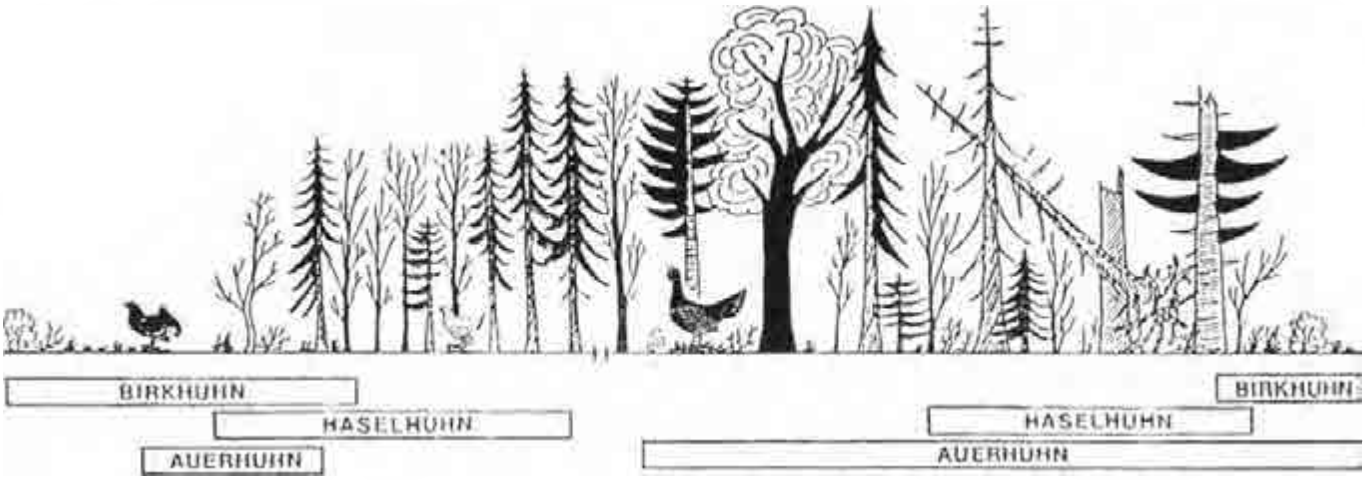


Abb. 1. Nutzung unterschiedlicher Sukzessionsphasen der Waldentwicklung durch Auer-, Birk- und Haselhuhn am Beispiel eines Urwaldes. Nach Scherzinger (1996).

2. Die Rolle von Bränden in Naturlandschaften der borealen Waldzone

2.1 Der „feuergetriebene" Mosaikzyklus der Verjüngung der Ochotskischen Taigawälder am Amur

In Abbildung 2 wurden eigene Beobachtungen und Ergebnisse langjähriger Studien von *Ma'nko* 1987) an den fernöstlichen Ajanfichtenwäldern (*Picea jezoensis*) in einem Schema zusammengefaßt, das im Sinne von *Remmerts* (1991) Mosaikzykluskonzept die zyklische Aufeinanderfolge von Lärchen (*Larix dahurica*)- und Ajanfichten-Weißrindentannenwäldern nach natürlichen Störereignissen (Brand, seltener Trocknissterben) erklärt.

Ohne solche Katastrophen erreichen Weißrindentannen (*Abies nephrolepis*) und Fichten nach 150–300 Jahren ihre natürliche Altersgrenze. Diese schattenertragenden Arten keimen auf liegendem, verrottendem Totholz. Die in der Zusammenbruchsphase entstehenden Lücken werden bald durch die im Unterstand ausharrenden jungen Tannen und Fichten genutzt, die in allen Altersstadien einzeln oder in Gruppen im Bestand vertreten sind. Die Koreazirbe (*Pinus koraiensis*) wächst ebenfalls einzeln oder in kleinen Gruppen aus den vom Tannenhäher versteckten, z.T. vergessenen Samen aus seinen Vorratsspeichern heran. Ohne Störereignisse kann sich diese mehrschichtig aufgebaute Dunkelnadeltaiga über viele Baumgenerationen stabil erhalten (kleiner Zyklus in Abb. 2).

Die Situation ändert sich grundlegend durch das flächenhafte (< 1 ha bis mehrere ha umfassende) Absterben von Ajanfichten infolge einer als „Trocknis" beschriebenen, in ihren Ursachen noch nicht geklärten Form des Waldsterbens, bei dem aber Luftschadstoffe keine Rolle spielen. Nach *Ma'nko* (1987, vgl. auch *Schmidt-Vogt* 1991) ist es am wahrscheinlichsten, daß Trocknis durch mehrere aufeinander folgende niederschlagsarme Jahre ausgelöst wird, da die flachwurzelnde Ajanfichte sehr sensibel gegen Wassermangel ist. In der geschlossenen Waldlandschaft entstehen so „Löcher" aus kranken und sterbenden Baumgruppen. Vorgeschädigte Fichten können später leicht zur Massenvermehrung von Borkenkäfern führen, die nicht nur junge Fichten, sondern auch Tannen zum Absterben bringen, während die Koreazirbe überlebt.

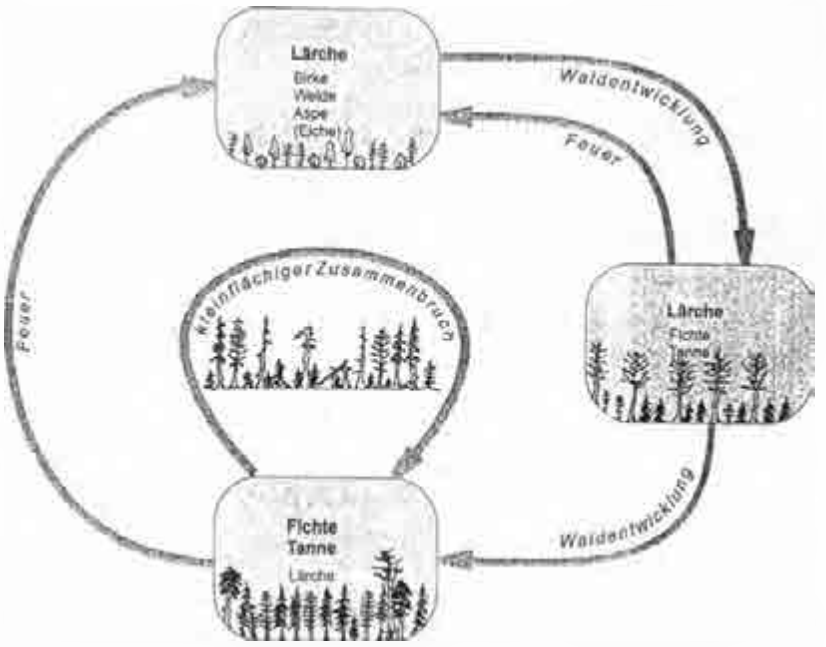


Abb. 2. Schema der natürlichen Waldentwicklung in der Gorintaiga/Amur (aus Klaus et al. 1995): Sind die Abstände zwischen den Brandereignissen lang (> 300 Jahre), so entwickeln sich aus einstigen Lärchenwäldern sukzessive Fichten-Tannenwälder (großer Zyklus). Folgen die Brände kurzfristiger aufeinander (< 300 Jahre), so lösen lärchendominierte Waldgesellschaften mit unterschiedlich altem Fichten-Tannenunterstand einander ab (rechts oben). Der kleine Zyklus beschreibt die durch kleinräumige Verjüngung nach altersbedingtem Zusammenbruch, Sturm, Schnee oder Borkenkäfer langzeitig stabile Situation im Fichten-Tannenwald, solange keine Brände oder andere großflächigen Störereignisse auftreten.

Viel häufiger und auf wesentlich größerer Fläche führen aber Waldbrände zu einem Wechsel der Baumarten. Im weiteren Umfeld unseres Untersuchungsgebietes von ca.100 km^2 Fläche war nur ein Bergrücken von alten Fichten-Tannenwäldern bedeckt. Ansonsten war dieser Waldtyp kleinflächig nur an feuchten Bach-, Talauen und Moorrändern erhalten geblieben, die weniger feuergefährdet sind (Abb. 3).

Abb. 3. Durch immer wiederkehrende Brände geprägtes Landschaftsmosaik in der Gorintaiga (Foto S. Klaus, April 1994).

Nach einem Kronenbrand von Fichten-Tannenwäldern kommt es in der Regel fast immer zum Wechsel der Baumartendominanz. Die Gleichaltrigkeit der Lärchenwälder in unserem Untersuchungsgebiet, ihre Verteilung in der Landschaft sowie alte Brandspuren deuten darauf hin, daß all diese Lärchenwälder nach Bränden aufgewachsen sind. Eine relativ junge, mehrere km^2 große Brandfläche mit Resten der ursprünglichen Fichten-Tannenbestokkung an feuchten Stellen war flächig mit dichtem, ca. 10–15 Jahre altem Jungwald aus Lärche, Birke, Aspe und Weidenarten bedeckt. Bei der relativ geringen Lebenserwartung von Birken, Aspen und Weiden verschwinden diese im Verlaufe des ersten Jahrhunderts nach dem Brand wieder aus dem Bestand der viel älter werdenden Lärchen. An deren Stelle keimen Tannen und Fichten auf, die im Schutze der Lärchen einen oft geschlossenen Unterstand bilden und weitere Lärchenverjüngung verhindern. Alles deutet darauf hin, daß ohne Brand unter den standörtlichen Gegebenheiten unseres Untersuchungsgebiets die Dunkelnadeltaiga der dominierende Waldtyp ist. Die Häufigkeit der Brandereignisse fördert jedoch die Lärchentaiga, so daß zur Zeit etwa 70 % dieser Waldgesellschaft zugeordnet werden können. Nach dem allmählichen Absterben der Lärchen, deren Höchstalter mit 300–400 Jahren angeben wird, führt der Zyklus hier jedenfalls zur Dunkelnadeltaiga zurück.

2.2 Besiedlung der nach Bränden aufwachsenden unterschiedlichen Waldtypen der Amurtaiga durch Rauhfußhühner

Das **Sichelhuhn** (Abb. 4) ist ökologisch eng an die Ajanfichte gebunden. Sein eng begrenztes Verbreitungsgebiet ähnelt in überraschender Weise dem seines bevorzugten Deckungs- und Winternahrungsbaumes (Abb. 5). Die Abhängigkeit dieser hoch bedrohten Vogelart von der Dunkelnadeltaiga bedeutet, daß Brände und Kahlschlag seinen Lebensraum drastisch verkleinern. Bei dem seßhaften, wenig flugbereiten Rauhfußhuhn besteht daher auch die Gefahr der Verinselung und der genetischen Isolation. Die entlang von Gewässern und Mooren Brände überdauernden Dunkelnadel-Restwälder (Abb. 3)

Abb. 4. Imponierendes Männchen des Sichelhuhns – einer Charakterart der dunklen Fichten-Tannen-Taiga am Amur (Foto A. V. Andreev).

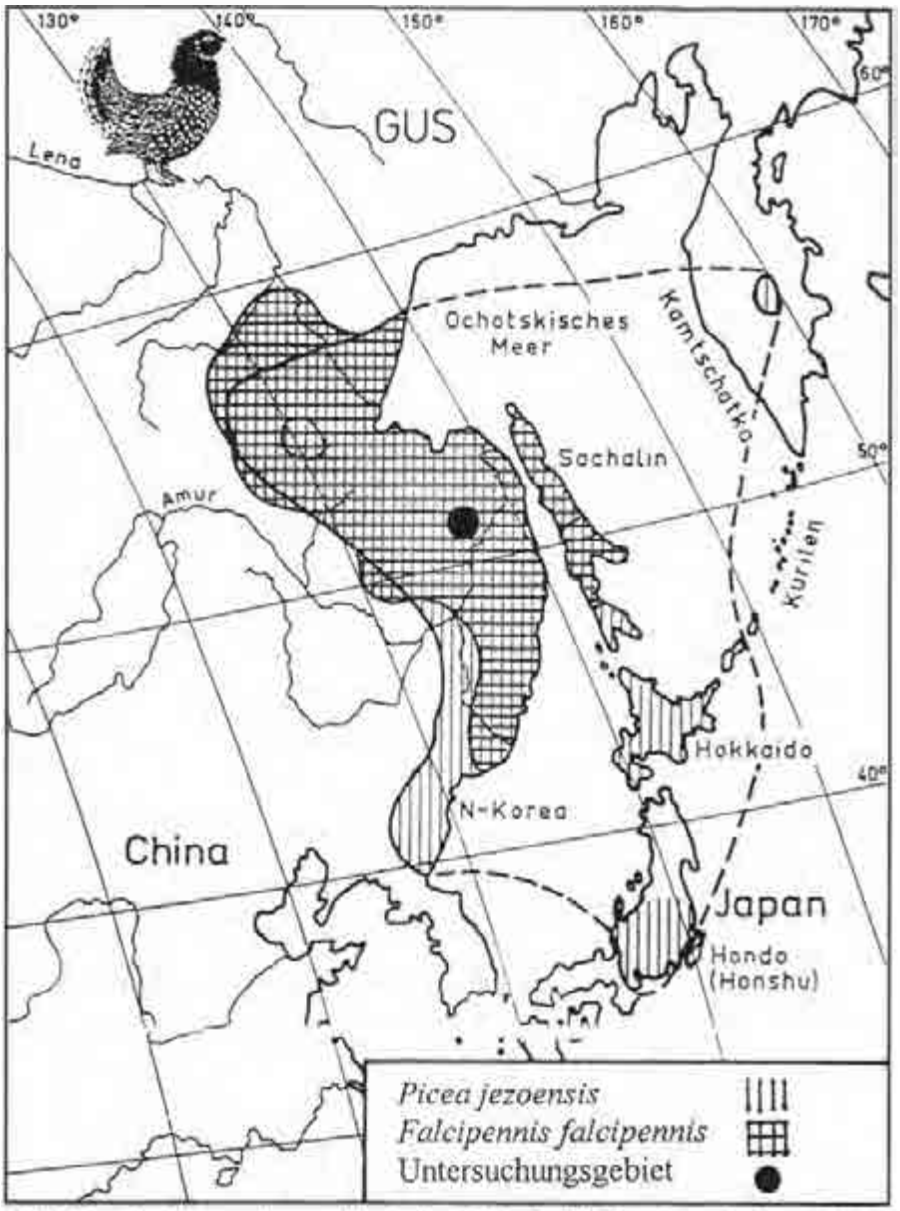


Abb. 5. Lage des Untersuchungsgebiets in der Gorintaiga (•). Die nahezu deckungsgleicher Areale von Ajanfichte und Sichelhuhn sind markiert (aus Klaus et al. 1995).

Abb. 6. Das Steinauerhuhn ist eine Charakterart der lichten Lärchentaiga. Sie wird durch Brände gefördert (Foto A. V. Andreev).

Abb. 7. Die Großbrände von 1988 haben im Yellowstone Nationalpark deutlich sichtbare Spuren hinterlassen – die Vielgestaltigkeit und die Randliniendichte der Waldlandschaft wurden wesentlich erhöht (Foto C. Klaus, September 1996).

Abb. 8. Felsengebirgshühner nutzten im Yellowstone Nationalpark sehr rasch die nach Bränden entstandenen Freiflächen zur Jungenaufzucht, wo sie reiche Nahrung finden (Foto S. Klaus).

vernetzen als lineare Strukturen die durch großflächige Brände leicht in Isolation geratenden Teillebensräume. Neu war unsere Beobachtung, daß Sichelhühner Lärchenwälder im Winter zu nutzen vermögen, sobald die unterständigen Fichten über 4 m Höhe erreichen. Dadurch ist die vom Sichelhuhn nutzbare Waldfläche größer und die Gefahr der Isolation geringer als bisher angenommen. Für die Ernährung im späteren Frühjahr und Sommer spielen die frischen Nadeln der Lärche eine wichtige Rolle, so daß der optimale Sichelhuhn-Jahreslebensraum durch die enge räumliche Verzahnung von Ajanfichte und Dahurischer Lärche im Ergebnis der Waldbrände entsteht.

Die hier lebende Unterart des **Haselhuhns** *(Bonasa bonasia amurensis)* besitzt im Optimum ihres Areals eine wesentlich breitere ökologische Amplitude als das Sichelhuhn. Sie nutzt sowohl suboptimale Habitate in Fichten-Tannen- als auch in reinen Lärchenwäldern. Besonders hohe Dichten werden allerdings in über 10jährigen Jungwaldbeständen aus Lärche, Birke, Weide und Aspe auf ehemaligen Brandflächen (im Mittel 20 Reviere/km^2) erreicht.

Steinauerhuhn (Abb. 6): Diese Art ist ökologisch eng an die Lärchentaiga Ostsibiriens gebunden. Lärchentriebe stellen die ausschließliche Winternahrung dar. Waldbrände führten im untersuchten Gebiet, das ohne Brandereignisse überwiegend von Dunkelnadeltaiga bedeckt wäre, zur beträchtlichen Erweiterung des Lebensraum dieser Art, zumal die Brut und Jungenaufzucht auch in jüngeren Lärchenwäldern erfolgen kann. Die Balzplätze dieser imposanten Art, die durch Altbestände der Lärche charakterisiert sind, liegen hingegen in den kaum durch Brand gefährdeten Moor-Lärchenwäldern am Rande der ausgedehnten Flußauen des Gorin und Charbin.

Zusammenfassend kann man sagen, daß Waldbrände maßgeblich die Verteilung von lichter Lärchen- und dunkler Fichten-Tannentaiga und somit Häufigkeit und Verteilung von Sichel-, Hasel- und Steinauerhuhn in der fernöstlichen Taigalandschaft bestimmen.

2.3 Feuereinfluß auf nordamerikanische Rauhfußhühner

Für jeden Besucher des berühmten Nationalparks Yellowstone sind die Folgen großer Brände auffällig: etwa 36 % der Nationalparkfläche, d. h. über 3200 km^2 gingen 1988 in Flammen auf. Einer der auffallendsten Effekte des 1988er Feuers war das hohe Maß an Heterogenität, das die Landschaft nach den Bränden auszeichnete (*Turner* et al. 1994,

Abb. 7). Im Jahr 1996 hatte sich in den toten Gelbkiefernbeständen (*Pinus ponderosa*) bereits eine flächige, bis zu 1 m hohe Verjüngung der gleichen Art eingefunden. Das Felsengebirgshuhn (*Dendragapus obscurus*, Abb. 8), die häufigste Rauhfußhuhnart des Parks, bewohnte bereits solche in Verjüngung begriffenen Kiefernbestände und zog mit Erfolg dort auch seine Jungen auf (*Scherzinger*, pers. Mitt., eigene Beobachtungen).

Im Gegensatz zu anderen Gebieten Nordamerikas, wo nach Bränden nicht selten ein Baumartenwechsel erfolgt, z.B. Espen aufwachsen, verhindert in Yellowstone der mit über 30000 Individuen sehr hohe Bestand an Wapitis (*Cervus elaphus*) die Espenverjüngung. Dadurch bleibt in Yellowstone eine brandbedingte Förderung des Kragenhuhns (*Bonasa umbellus*) aus (*McEneaney*, pers. Mitt.), wie sie *Gullion* (1970) in seinem Untersuchungsgebiet in Minnesota feststellte: dort wurden maximale Kragenhuhndichten jeweils 2–4 (Herausbildung optimaler Bruthabitate) und wiederum 10–12 Jahre (optimale Ganzjahreshabitate) nach großen Waldbränden beobachtet.

Gullion (1970) begründet die positiven Wirkungen von Bränden auf Kragenhuhnbestände folgendermaßen:

1. Nach Bränden verjüngen sich Espen *Populus tremula* üppiger als nach Kahlschlag.
2. Die beschleunigte Mineralisation des Bestandsabfalls (Nadeln, Laub, Zweige) ändert den pH-Wert des Oberbodens, liefert nötige Spurenelemente und erhöht allgemein den Nährwert von Nahrungspflanzen.
3. Brand vermindert Versteckmöglichkeiten für Beutegreifer und mindert somit Prädation.
4. Brandschäden erhöhen die Attraktivität blühender Altespen für Kragenhühner, die oft die Blüten kranker Bäume bevorzugen.

Das von *Gullion* (1970) praktizierte Management von Kragenhuhnhabitaten schließt daher mit Erfolg neben Kahlschlag auch gezieltes Brennen zur Verjüngung von Espenbeständen ein. Beim Haselhuhn sind ähnliche positive Effekte von Waldbränden auf die Entwicklung hoher Bestandsdichten zu vermuten. So weisen nahezu alle Autoren, die in der Taigazone Eurasiens maximale Haselhuhndichten ermittelten, auf den positiven Einfluß ehemaliger Brandflächen hin (Übersicht bei *Bergmann* et al. 1996).

3. Beispiele aus Kulturlandschaften Mitteleuropas

3.1 Bestandsentwicklung beim Birkhuhn nach Waldbränden

Von den heimischen Arten besiedelt das Birkhuhn die durch Brand entstehenden Freiflächen sofort als Balzplatz, wo die Hähne nach der Schneeschmelze auf den schwarz verkohlten Flächen gut getarnt sind (z.B. TÜP Bergen, *Götze*, pers. Mitt.; Biebrza-Niederung Polen, eigene Beobachtungen). Später werden die frühesten Stadien der Waldsukzession aus leichtsamigen Baumarten gern zur Brut und Kükenaufzucht genutzt. Erst mit dem Dichteschluß der Waldverjüngung muß es die ehemaligen Brandflächen verlassen und auf die Suche nach neuen Habitaten gehen. Birkhühner sind mobiler als Hasel- und Auerhühner. Sie sind in der Lage, neu entstandene Freiflächen und geeignete Sukzessionsstadien des Waldes bis zu 25 km Entfernung (*Klaus* 1995) zu finden und dort individuenreiche Teilpopulationen aufzubauen. Die folgenden Beispiele sollen das belegen.

Sächsische Schweiz: Auf dem Gipfelplateau des Großen Zschirnsteins brach 1945 ein Brand aus, der den gesamten Kiefernbestand vernichtete. 1953 balzten nach *März* (1957) auf dem mit niedrigem Sukzessionswald aus Birken bedeckten Plateau drei Birkhähne. Die weitere Bestandsentwicklung wurde durch *Laube* (pers. Mitt.) sorgfältig registriert. Der Birkhuhnbestand – auch im Umfeld des Großen Zschirnsteins – wuchs auf 25 balzende Hähne an, die z.T. auch auf den umliegenden Kahlflächen balzten. Auch Gesperre wurden dort nachgewiesen. Erst mit dem Hochwachsen der Fichtenkulturen starb das Vorkommen Ende der siebziger Jahre aus. Die Besiedlung einer weiteren Brandfläche im Großen Zschand erfolgte wahrscheinlich vom Großen Zschirnstein aus. In den sechziger Jahren balzten dort bis zu drei Birkhähne (*Kuhnert*, pers. Mitt., *Augst* 1989). Nach 1965 sind aus diesem Teil der Sächsischen Schweiz keine Birkhuhnbeobachtungen mehr bekannt geworden.

Thüringer Wald: Die geschlossenen Fichtenmonokulturen des Thüringer Waldes boten seit jeher nur im Umfeld der wenigen Hochmoore um Bergbeerg und Schneekopf einem geringem Birkhuhnbestand Lebensraum. Vor 1945 wurde der Bestand auf etwa 12 Vögel geschätzt. Dieses Vorkommen war aber offenbar in der Lage, unter suboptimalen Bedingungen über lange Zeit „auszuharren".

Im Juli 1946 schuf ein Orkan im Kammgebiet Windwürfe auf ca. 10000 ha Fläche mit Schwerpunkt in der Oberförsterei Oberhof. Durch weitere Würfe, Brände und nachfolgende Borkenkäferkalamitäten stieg die Größe

Abb. 9. Optimale Birkhuhnlebensräume nach Windwürfen, Borkenkäferkalamitäten und Bränden am Kamm des Thüringer Waldes (Blick zur Brandleite, südlich von Oberhof, Foto H. Schlüter, Mai 1965).

der Freiflächen bald auf 20000 ha an. Zunächst wurden Vorwälder aus Birke und Eberesche gegründet. Erst nach 1953 begann man, Fichten zu pflanzen. Bei dem rauhen Klima der Kammlagen wuchsen die Fichten sehr langsam, und optimale Habitate für das Birkhuhn entwickelten sich und blieben lange erhalten (Abb. 9). Das völlige Fehlen von Rotwild ermöglichte das Aufkommen der Weichhölzer und die Entwicklung einer reichen Beerstrauchvegetation. Abbildung 10 zeigt, wie rasch das Birkhuhn auf die entstandenen optimalen Lebensräume reagierte. 1968 war mit mehr als 300 Vögeln (Frühjahrszählung der Hähne auf Balzplätzen, Schätzung der Hennenzahl bei Annahme eines natürlichen Geschlechterverhältnisses von 1:1) ein Maximum erreicht. Gleichzeitig dehnte sich die besiedelte Fläche von ca. 4000 ha (1945) auf ca. 120000 ha aus, wobei auch Felder, Wiesen und Kahlschläge der unteren Lagen bis hinein ins Thüringer Schiefergebirge besiedelt wurden. Nach 23 Jahren kontinuierlicher Zunahme setzte mit dem Heranwachsen der Fichtenbestände und dem Aushieb der als Winternahrung unentbehrlichen Birken und Ebereschen ein kontinuierlicher Rückgang ein. Der jetzige Bestand von ca. 10–20 Vögeln gleicht in etwa der Ausgangssituation von 1945 (*Klaus* et al. 1990). Wiederum bilden die Hochmoore das Zentrum des Restvorkommens.

Die heutige Situation ist gekennzeichnet durch Mangel an Winternahrung (Heidelbeere, Eberesche, Birke, Buche). Heidelbeersträucher und andere Pflanzen der Krautschicht werden ganzjährig durch überhöhte Rotwildbestände abgeäst. Luftverschmutzung und ihre Folgen (Waldkalkung und Düngung aus der Luft) und starke Zunahme des Tourismus (einschließlich Skisport in den letzten Refugien) verhinderten bis heute eine Wiederausbreitung dieser Art, obwohl die reichlich vorhandenen Kahlflächen zumindestens strukturell der Situation von 1946 entsprechen.

3.2 Feuereinfluß auf Truppenübungsplätzen

Durch das Ende des Kalten Krieges und die Wiedervereinigung Deutschlands wurden zahlreiche Truppenübungsplätze aufgegeben oder mindestens

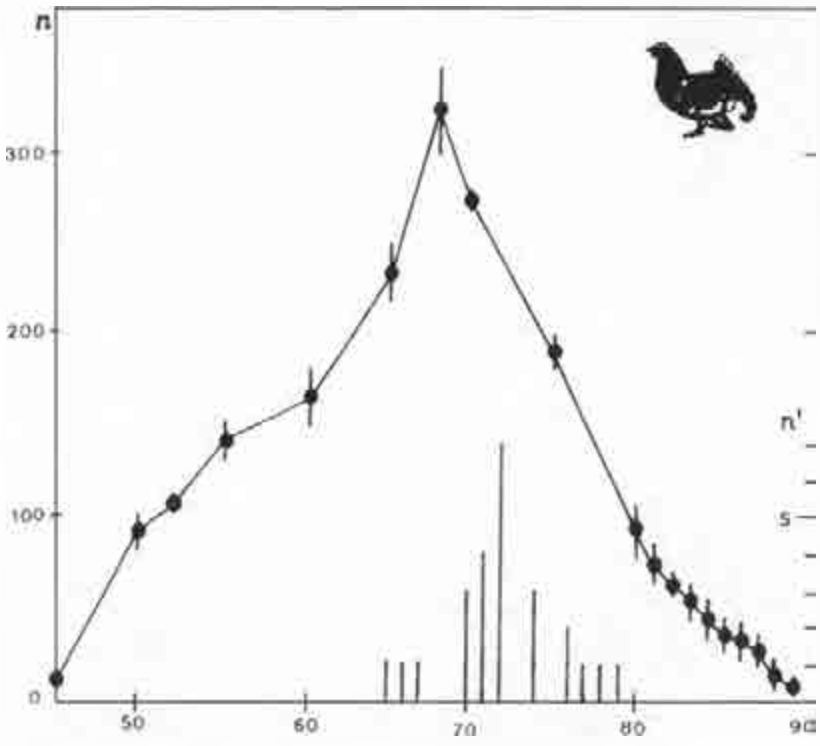


Abb. 10. Bestandsentwicklung des Birkhuhns im Thüringer Wald (Fläche des ehemaligen Bez. Suhl) nach den Sturmwürfen vom 13./14. 7. 46 (Balzzählungen). Schwarze Säulen: Funde von Rissen und Rupfungen (aus Klaus et al. 1990).

öffentlich zugänglich. In nicht wenigen davon haben Birkhühner – oft in isolierter, inselhafter Lage – trotz oder gerade wegen der Besonderheiten militärischer Nutzung, zu denen regelmäßige Brandereignisse gehören, jahrzehntelang überlebt.

Truppenübungsplatz Ohrdruf: Im Zuge der oben beschriebenen Birkhuhnausbreitung in Thüringen wurde offenbar auch das vorher von dieser Art nicht bewohnte militärische Übungsgelände der damaligen Sowjetstreitkräfte im Raum Ohrdruf besiedelt. Das über 5000 ha große Gelände wurde bereits seit 1907 als Schießplatz genutzt. Nach der Wiederbesiedlung durch das Birkhuhn war die Art seit den sechziger Jahren ständig nachweisbar. Das ca. 400 m hoch gelegene Muschelkalkplateau ist durch eine artenreiche, kalkholde Pflanzenwelt geprägt, lediglich eine lokale Schotterauflagerung aus der letzten Eiszeit bedingt saure Böden auf ca. 1,5 % der Gebietsfläche. Sie ist durch das Vorkommen von Ericaceen ausgezeichnet (*Hofmann* et al. 1992). Nach einem großflächigen Brand hat sich hier ein artenreicher Laubholz-Jungwald ausgebreitet, der das Zentrum der Birkhuhnverbreitung darstellt. Auf Ohrdruf wurden 1991 ca. 30 Vögel ermittelt. Inzwischen ist dieser Bestand wahrscheinlich wegen des mehrjährigen Fehlens von Bränden und der Überhandnahme von Füchsen und Wildschweinen dem Erlöschen nahe: 1996 wurde nur noch 1 Henne bestätigt (Abb. 11).

Ein weiterer ehemaliger TÜP, der **Kindel**, wurde 1990/91 von Ohrdruf aus durch das Birkhuhn neu besiedelt, wo die Art noch heute vorkommt (*Klaus* 1995). Der **TÜP Wildflecken** beherbergt ebenfalls wenige Birkhühner, die der Rhönpopulation angehören. Auf dem **TÜP Nochten** bei Weißwasser existiert das individuenreichste Flachlandsvorkommen Sachsens (ca. 100 Vögel, *Brozio* 1993). Immer wiederkehrende Brände haben dort geeignete Lebensräume neu entstehen lassen. Das mit ca. 30 Tieren (1991) einzige Birkhuhnvorkommen in Sachsen-Anhalt liegt ebenfalls auf einem militärischen Übungsplatz, der **Colbitz-Letztlinger Heide**. Über die Birkhuhnvorkommen Niedersachsens auf den Truppenübungsplätzen **Bergen, Munster, Unterlüß** und auf einigen weiteren Plätzen wird in separaten Beiträgen berichtet.

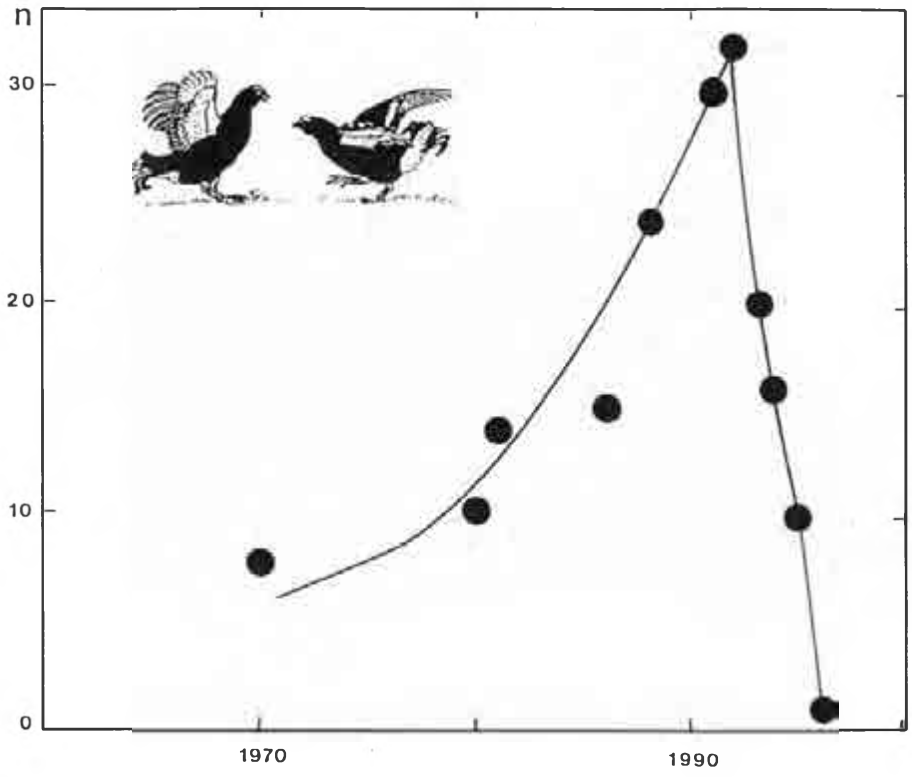


Abb. 11. Bestandsentwicklung des Birkhuhns auf dem Truppenübungsplatz Ohrdruf. Die Zunahme fällt auf Jahre, in denen Flächenbrände durch den Schießbetrieb häufig waren. Von 1990–1994 ruhte die militärische Nutzung, und Brände fehlten völlig (aus Klaus 1995).

Im angrenzenden Böhmen sind ebenfalls Truppenübungsplätze Schwerpunkte der heutigen Birkhuhnverbreitung: So im **Duppauer Gebirge** (Dupovske vrchy: ca. 60 Vögel, *Hertel*, pers. Mitt.), **Petrovice** (20 Vögel, *Augst*, pers. Mitt.) und auf mehreren Plätzen im Böhmerwald (ca. 40). Ein besonders starkes Vorkommen erhielt sich auf einem TÜP in Südböhmen (ca. 100 Vögel, *Cherveny*, pers. Mitt.). Auch auf ehemaligen Übungsplätzen des Kaiserwalds blieben bis heute ca. 10–20 Vögel erhalten (*Hertel* und *Jäger* 1995). Ein ebenfalls vitales Vorkommen wurde von einem Truppenübungsplatz des Österreichischen Waldviertels beschrieben (ca. 80–100 Vögel, *Sachslehner* et al. 1994).

Auf all diesen Plätzen sind Brandereignisse häufig, die sowohl Wald als auch Grasflächen betreffen.

4. Was fördert die Reproduktion der Rauhfußhühner nach Brandereignissen?

Waldbrände wirken in unterschiedlicher Weise auf Lebensräume der Rauhfußhühner und auf andere Glieder der Waldlebensgemeinschaften:

1. Sie erhöhen die Heterogenität der bezüglich Baumalter und -arten oft sehr homogenen borealen Waldlandschaften und steigern die Grenzliniendichte. Mit der Öffnung geschlossener Wälder ändern sich Großstrukturen der Landschaft, Klima (sonnige Blößen), Deckungs- und Nahrungsangebot (Bodenpflanzen, Insekten) aber auch der Feinddruck.

2. Es wird das Strukturangebot im Mikromaßstab wesentlich bereichert: Wurfböden gestürzter Bäume liefern Magensteine und Tarnung, liegende Stämme werden als Laufstege, Aussichtspunkte und Verstecke durch Anreicherung horizontaler Strukturen bedeutsam. Erhöhte Vielfalt der Kleinstrukturen bedingt auch Heterogenität im Mikroklima und im Nahrungsangebot auf engem Raum. Dazu trägt maßgeblich auch das üppigere Blühen und Fruchten aller Ericaceen und Gramineen (z.B. Wollgras) auf den Freiflächen bei.

3. Mineralisation und Düngung bewirken mindestens kurzfristig einen höheren Nährwert der Bodenvegetation und fördern somit die Reproduktion. Nach einem Feuer aufwachsende Ericaceen enthalten mehr Nährstoffe und scheinen schmackhafter zu sein (*Remmert* 1992). Bereits 1844 bemerkte *v. Middendorff* (1875) bei seinen Forschungen im Amurland „Preiselbeeren schienen deshalb so überhand genommen zu haben und so ausgezeichnet zu gedeihen, weil der Boden von der Asche früherer Waldbrände gedüngt war. In kaum glaublicher Üppigkeit wuchsen sie unter den toten Überresten abgebrannter Straucharten (*Pinus pumila*) ... an solchen Stellen trugen die Pflanzen auch Beeren von doppelter Größe und von süßerem Geschmack".

Nach Untersuchungen von *Christensen* (1977) enthielten die nach Bränden in Kiefernsavannen der USA aufwachsenden Pflanzen mehr N, P, K, Ca und Mg als nach einer Mahd. Allerdings verlieren sich diese Düngungseffekte innerhalb eines Jahres (vergl. auch *Webb* 1997, dieser Band). Ähnliches wurde auch in Yellowstone festgestellt (*Montagne* und *Skogley* 1992).

In Schottland wird seit langem Heide abgebrannt, um reichere Nahrung für Moorschneehühner, Birkhühner und Schneehasen zu schaffen (*Moss* 1989). Die durch Brände bedingte Mineralisation organischen Materials kann außerdem zur Anreicherung wichtiger Spurenelemente führen, die in ihrer Wirkung auf den Reproduktionserfolg von Rauhfußhühnern noch unzureichend untersucht sind (vgl. *Wipper* 1983 für das Birkhuhn).

4. Störungen durch Brände sind Triebfeder des Mosaikzyklus (*Remmert* 1991): Im Zuge der Waldsukzession erfolgt meist ein Baumartenwechsel: Oft werden koniferenreiche Waldgesellschaften durch laubholzdominierte Wälder abgelöst, die durch Reichtum an Weichholzarten charakterisiert sind. Diese stellen spezifische Winter-, z.T. auch Sommernahrungsressourcen dar: Birken, Weiden (Birkhuhn), Erlen, Birken, Weiden (Haselhuhn), Aspen (Kragenhuhn, Felsengebirgshuhn), Lärchen (Steinauerhuhn, Sichelhuhn).

Gerade die alternative Nutzung (jahreszeitlicher Wechsel oder Wechsel zwischen Versteck und Nahrungsgehölz) koniferenreicher Klimaxgesellschaften und laubholzreicher, relativ kurzlebiger „Brandfolge-Gesellschaften" durch Rauhfußhühner beweist, daß sich diese Unterfamilie im Verlaufe ihrer Evolution dem Feuergeschehen im

borealen Waldlebensraum angepaßt hat.

Interessant ist in diesem Zusammenhang auch, daß beide Auerhuhnarten, die einen Wechsel zwischen Baumarten nicht benötigen, bezüglich ihrer Winternahrung an Koniferen angepaßt sind, die als Pionierbaumarten nach Bränden sofort wieder aufwachsen (z.B. die Dahurische Lärche – Steinauerhuhn) und/oder aufgrund ihrer dicken Borke sehr feuerresistent sind (Waldkiefer *Pinus silvestris* – Auerhuhn).

5. Konsequenzen für Schutzmaßnahmen

Die zitierten Beispiele der Rauhfußhühnerzunahme nach Waldbränden liefern Argumente dafür, das Ensemble möglicher Schutzmaßnahmen um kontrollierte Brände als Naturschutzmaßnahme zu bereichern. Besonders in Gebieten Mitteleuropas, in denen durch Eutrophierung Besenheide und andere Ericaceen als wichtigste Nahrungs- und Deckungspflanzen von Rauhfußhühnern leiden (*Ellenberg* 1985), kann Brand das effektivste Mittel sein, um das Überangebot an Stickstoff zu beseitigen.

Goldammer (1994, 1996 und in diesem Heft) hat Bilanzen des jährlich weltweit Millionen von ha betreffenden Brandgeschehens in Grasland- und Waldökosystemen zusammengestellt, die deutlich machen, daß kleinflächige Brände in Mitteleuropa – selbst wenn sie einige hundert ha umfassen würden – im globalen Maßstab keine Klimarelevanz besitzen.

Gezieltes Brennen zur Verjüngung von Zwergstrauchheiden ist eine altbewährte Maßnahme zur experimentellen Anhebung der Dichte des Schottischen Moorschneehuhns *Lagopus l. scoticus* (*Miller* et al. 1970, *Lance* und *Phillips* 1975, vergl. auch *Webb* 1997, in diesem Heft). Mosaikartig durchgeführtes Abbrennen von Zwergstrauchheiden führte in Südnorwegen zu einer Verdopplung der Bestände des Moorschneehuhns *Lagopus lagopus* (*Phillips* et al. 1984). Im NSG Lüneburger Heide, aber auch auf verschiedenen Truppenübungsplätzen Niedersachsens hat sich das gesteuerte Abbrennen von Heideflächen als Maßnahme des Birkhuhnschutzes durchgesetzt und bewährt (*Lütkepohl* 1995).

In großen Waldreservaten, die ihre Hauptaufgabe im Schutz natürlicher Entwicklungsprozesse sehen, versteht es sich von selbst, daß natürlich, d.h. durch Blitzschlag ausgelöste Brände innerhalb der Reservatsgrenzen zu dulden sind, wie es inzwischen in den amerikanischen Nationalparks und Wildnisgebieten die Regel ist (*Varley* 1993).

6. Dank

Die Feldarbeiten zur Ökologie der Rauhfußhühnern wurden partiell von der Deutschen Forschungsgemeinschaft und von der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft gefördert.

Für Unterstützung danke ich außerdem T. McEneaney (Yellowstone Nationalpark), A. V. Andreev, F. Hafner, M. Lieser und R. Suchant (Gorintaiga/Amur). J. Goldammer bin ich für kritische Anmerkungen zum Manuskript dankbar, A. V. Andreev und C. Klaus für Abbildungen.

7. Zusammenfassung

Die Bedeutung von Waldbränden für Lebensräume der Rauhfußhühner wird einerseits an Beispielen aus Naturlandschaften der borealen Waldzone Eurasiens (Taiga am Amur) und Nordamerikas (Yellowstone Nationalpark), andererseits an Birkhuhnlebensräumen der Kulturlandschaften Mitteleuropas dargestellt.

Brände erhöhen die Vielgestaltigkeit (Vegetationsmannigfaltigkeit, Randliniendichte) der Landschaft, erhöhen die Strukturvielfalt, lösen Baumartenwechsel aus, die besonders das Winternahrungsangebot für Rauhfußhühner verbessern, und erhöhen durch Mineralisation und Düngeeffekte den Nährwert von Bodennahrungspflanzen, wodurch der Reproduktionserfolg dieser Artengruppe erhöht wird.

Ausgewählte Beispiele belegen, daß nach Bränden auch in Deutschland Birkhuhnbestände zunahmen (Sächsische Schweiz, Thüringer Wald, verschiedene Truppenübungsplätze). Der Einsatz kontrollierten Feuers wird als Naturschutzmaßnahme zur Förderung von Rauhfußhühnerbeständen empfohlen. Das gilt für Heidepflege als auch für die Duldung natürlich entstandener Brände in Großreservaten.

8. Literatur

Augst, U., 1989: Aus der Vogelwelt des Elbsandsteingebietes. – Beiträge zur Heimatgeschichte 6, 19–27 (Sebnitz).

Bergmann, H.-H, Kaus, S., Müller, F., Scherzinger, W., Swenson, J. E., Wiesner, J., 1996: Die Haselhühner. – Magdeburg, 278 p.

Brozio, F., 1993: Grundlagen für ein regionales Artenschutzprogramm für die Flachlandpopulation des Birkhuhns *Tetrao tetrix* L. in Nordsachsen. – Materialien zu Naturschutz u. Landschaftspfl. 1, 4–10.

Christensen, N. L., 1977: Fire and soil-plant nutrient relations in a pine-wiregrass savanna on the Coastal Plain of North Carolina. – Oecologia (Berlin) 31, 27–44.

Ellenberg, H., 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. – Schweiz. Z. Forstwes. 136, 19–39.

Goldammer, J. G., 1993: Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen. – Basel, S. 130–139.

Goldammer, J. G., 1994: Feuerökologie. – Spektrum der Wissenschaft, Juli 1994, 86–104.

Goldammer, J. G., Furyaev, V. V. (eds.), 1996: Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. – Dordrecht.

Gullion, G. W., 1970: Factors influencing ruffed grouse populations. – Transactions of North American Wildlife and Natural Resources Conference 35, 93–105.

Hertel, H., Jäger, D., 1995: Das Birkhuhn in NW-Böhmen. – Naturschutzreport 10, 183–193.

Hofmann, P., Küssner, J., Bellstedt, R., 1992: Voruntersuchungen zur Bedeutung des Truppenübungsplatzes Ohrdruf in Thüringen als Lebensraum bestandsbedrohter Tierarten. – Artenschutzreport 2, 60–66.

Klaus, S., 1995: Situation der Rauhfußhühner in Thüringen. – Naturschutzreport 10, 11–21.

Klaus, S., Bergmann, H. H., Marti, C., Müller, F., Vitovitch, O. A., Wiesner, J., 1990: Die Birkhühner. Die Neue Brehmbücherei. Wittenberg-Lutherstadt, 288 S.

Klaus, S., Lieser, M., Suchant, R., Andreev, A. V., 1995: Die Wälder in der fernöstlichen Amurtaiga Rußlands. – Allg. Forstzeitung 14, 744–748.

Lance, A. N., Phillips, J., 1975: Response of red grouse to serial heather burning in Eastern Ireland. – Translations of XII I.U.G.B. Congress Lisbon.

Lütkepohl, M., 1995: Die Situation des Birkhuhns im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Naturschutzreport 10, 159–165.

Man'ko, J. I., 1987: Die Ajanfichte. Leningrad (Russ.).

März, R., 1957: Das Tierleben des Elbsandsteingebirges. Wittenberg-Lutherstadt.

Middendorff, A. T. v., 1875: Reise in den äußersten Norden und Osten Sibiriens, Band 4, St. Petersburg.

Miller, G. R., Watson, A., Jenkins, D., 1970: Responses of Red Grouse populations to experimental improvement of their food. – Symp. Br. Ecol. Soc. 10, 323–334.

Montagne, C., Earl Scogley, C. P., 1992: Burned-unburned resin extractor soil nutrient comparison. – Unveröff. Bericht Yellowstone Natl. Park.

Moss, R., 1989: Management of heather for game and lifestock. – Bot. J. Linn. Soc. 101, 301–306.

Phillips, J., Raen, S. G., Aalerud, F., 1984: Response of willow grouse to serial burning in mountain vegetation in Numedal, S. Norway. – In: T. Lovel and P. Hudson (eds.): 3rd International Grouse Symposium York, 55–68.

Remmert, H., 1991: The mosaic-cycle concept of ecosystems. – Ecological Studies 85, Springer Heidelberg, 168 p.

Remmert, H., 1992: Ökologie (5. Aufl.), Berlin.

Scherzinger, W., 1996: Naturschutz im Wald. Stuttgart.

Sachslehner, L., Schmalzer, A., Sackl, P., 1994: Der Einfluß von Landschaftsveränderungen auf die Avifauna des Waldviertels anhand ausgewählter Leitarten. – In: Dick, G. (Hrsg.): Beiträge zur Waldviertelforschung. p 59–96.

Schmidt-Vogt, H., 1991: Die Fichte II/3, Hamburg, p. 146–163.

Turner, M. G., Hargrove, W., Gardner, R., Romme, W., 1994: Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. – J. Vegetation Sci. 5, 731–742.

Varley, J., 1993: The status of Yellowstone's new fire plan. – Renewable Resources Journal 1993, 20–21.

Varley, J., Schullery, P., 1991: The Yellowstone fires. Encyclopedia Brittanica. – Yearbook of Science and Future, p. 131–142.

Walter, H., 1968: Die Vegetation der Erde. Bd. 2. Jena.

Walter, H., Breckle, W., 1994: Ökologie der Erde. Bd. 3. Spezielle Ökologie der Gemäßigten und Arktischen Zonen Euro-Nordasiens. Stuttgart.

Wipper, E., 1983: Ökologische Grundlagen zum Schutz des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) in Lebensräumen vom Hochmoortypus. – Jb. Naturwiss. Verein Fstm. Ldg. 36, 45–64.

Webb, N. R., 1997: Effects of fires on heathland communities: experiences from Southern England (im Druck).

Zacrisson, O., 1977: Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. – Oikos 29, 22–32.

Anschrift des Verfassers

Dr. Siegfried Klaus
Thüringer Landesanstalt für Umwelt
Prüssingstraße 25 · D-07745 Jena

Feuereinsatz zur Pflege von Trockenrasen

von Uwe Wegener

1. Einleitung

In den Jahren 1970 bis 1980 nahmen Pflegerückstände in Naturschutzgebieten mit Halbkulturformationen der ehemaligen DDR erheblich zu. Wie in der BRD auch, versuchten wir sowohl die historischen Bewirtschaftungsformen wieder praktikabel zu machen, was in der Landwirtschaft jedoch kaum gelang. Es wurde jedoch auch nach Alternativen gesucht, die zumindest in einem überschaubaren Zeitraum von 10–30 Jahren Möglichkeiten der Strukturerhaltung von Halbkulturformationen boten (*Weinitschke* 1976, *Hentschel* 1980, *Wegener* und *Kempf* 1982).

Zu diesen Methoden gehört der Feuereinsatz im Naturschutz, der in den Jahren 1978 bis 1990 mit unterschiedlichem Erfolg zur Anwendung kam. Als Grundlage dienten u. a. die Untersuchungen zum kontrollierten Brennen von *Brabetz* (1978) im Spessart, von *Goldammer* (1978) in Freiburg, *Riess* (1970), *Schiefer* (1981) in Baden-Württemberg und *Schreiber* (1978) ebendort.

2. Untersuchte Pflanzengesellschaften

Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen Trockenrasen und Heiden. Es wurden aber auch Wiesengesellschaften und Röhrichte geflämmt.

Im Harz und seinem nördlichen Vorland wurden folgende Pflanzengesellschaften mit Hilfe des Flämmens gepflegt:

1. Subkontinental beeinflußte Trockenrasen
   - Stipetum stenophyllae Mahn 1959
   - Filipendulo-Helictotrychetum pratensis Mahn 1965
   - Geranio-Stipetum Mahn 1965
2. Sandfluren
   - Festuco cinereae – Corynephoretum Schub. 1974
   - Sileno-Festucetum ovinae Libb. 1933
   - Agrostietum coarctatae
3. Zentraleuropäische Heidegesellschaften
   - Euphorbio-Callunetum Schub. 1960
   - Genisto pilosae – Callunetum Schub. 1960
4. Gebirgshalbtrockenrasen
   - Helianthemo-Seslerietum W. Schub. 1963

- Gentiano-Koelerietum pyramidatae Knapp 1942 u. Bornk. 1960
- bereits verbuschte Rasengesellschaften

5. Gebirgsfrischwiesen
   - submontanes Arrhenatheretum
   - Geranio-Trisetetum Knapp 1951

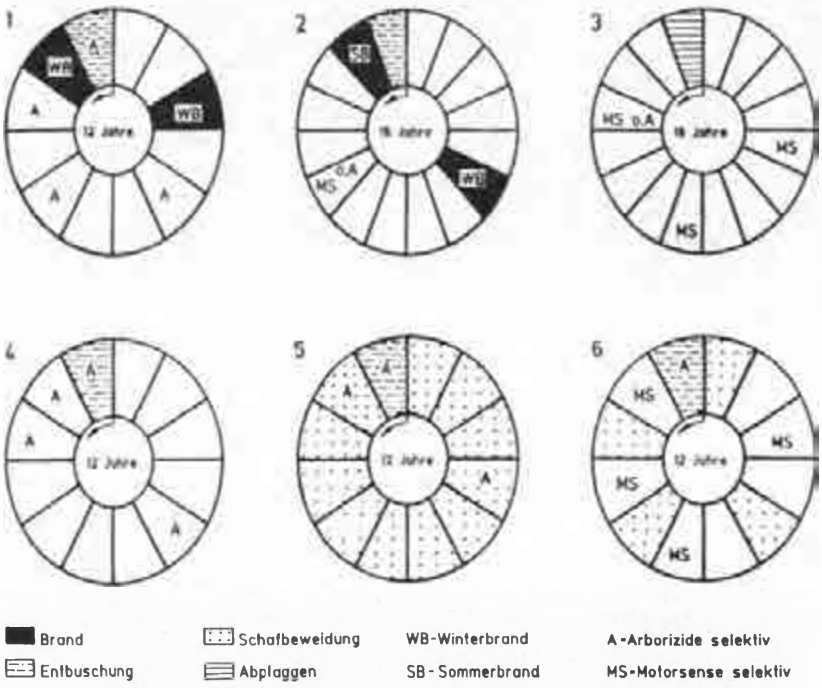
3. Schutzziele beim Einsatz des Feuers

Das Flämmen der Halbtrockenrasen diente vorwiegend der Erhaltung der Struktur dieser Lebensräume, d.h. der Verhinderung der Verbuschung. Es stellte aber auch eine Ergänzung der pfleglichen Nutzung dar, wenn mit der Nutzung nur einzelne Teilflächen erfaßt werden konnten. Bei den Federgrasrasen stellte das Flämmen jedoch nicht nur eine Ersatzvariante für die Nutzung dar, sondern führt zu optimal entwickelten Stipeten.

Mit der Strukturerhaltung sollten gleichzeitig botanische und faunistische Schutzziele gesichert werden.

Die Halbkulturformationen in der heutigen Kulturlandschaft leiden an einem Überangebot von Stickstoff, sei es durch Abdrift oder noch stärker aus der Luft. Das Brennen unter geeigneten Bedingungen ist eine Möglichkeit, die Eutrophierung von Standorten und Lebensgemeinschaften zu verhindern, zu verlangsamen oder auch rückgängig zu machen.

Nicht zuletzt können mit dem Flämmen arbeitsökonomische Vorteile genutzt werden. Kaum ein Pflegeverfahren im Naturschutz erreicht bei geeignetem Management eine höhere Flächenleistung.



Folgende Pflegevarianten wurden in der Regel kombiniert:

1. Entbuschung – Winterbrand (Dez.–Febr.) – Arborizidbehandlung der nachgearbeiteten Schnittflächen zu Beginn der Vegetationszeit – Nachbehandlung über das Blatt. Es war als häufigstes Verfahren in der Anwendung.
2. Entbuschung – Sommerbrand (3 × beobachtet Brandstiftung bzw. Feuerwehrübung) läßt in der Regel die Sukzession bei einem vegetationsfreien Sandrasen bzw. einem Corynephoretum wieder neu beginnen.
3. Der Plaggenhieb ist außerordentlich aufwendig, läßt viel Biomasse und nährstoffreiche Erdmaterialien entstehen, ist jedoch auch sehr wirksam, wenn gesät oder gepflanzt werden soll.
4. Der Entbuschung kann auch eine Arborizidnachbehandlung bzw. eine mechanische Nachbehandlung (jetzt mit Motorsensen) ohne Brand folgen.
5. Schafe sind, sofern man die geeigneten Rassen hat, die kulturbedingten Pfleger dieser Flächen. Eine Entbuschung ist trotzdem erforderlich, um größere oder kleinere zusammenhängende Flächen zu schaffen.
6. Stehen ausreichend Schafe nicht zur Verfügung, was oft der Fall ist, so kann eine kombinierte Pflege mit Schafen und selektivem Motorsenseneinsatz erfolgen.

Abb. 1. Pflegevarianten von Heiden und Hutungen am Beispiel des NSG Harslebener Berge-Steinholz.

4. Pflegemethodik

Folgende Pflegevarianten wurden in der Regel kombiniert (*Wegener* 1980, 1993; Abb. 1):

1. Entbuschung – Winterbrand
   (Dezember bis Februar)
   Behandlung der nachgearbeiteten Schnittflächen mit Arboriziden zu Beginn der Vegetationszeit bzw. mit einer späteren Nachbehandlung über das Blatt

Zur Anwendung kamen in der Forstwirtschaft eingesetzte Arborizide, die ein Wiederausschlagen der Gehölze weitgehend verhinderten. Auf diese Weise konnte unter den damaligen Bedingungen in wenigen Einsatzstunden eine größere Flächenleistung erzielt werden. Die behandelten Baumstümpfe waren in der Regel nach zwei Jahren mit Pilzen und Moosen besiedelt. Der Einsatz erfolgte selektiv bei gleichzeitiger und späterer Kontrolle der Auswirkung auf die Struktur der Trockenrasen und die Erhaltung der geschützten Arten. Nachteilige Wirkungen wurden nicht festgestellt. Allerdings wurde keine Rückstandsanalyse durchgeführt.

Unter den heutigen technischen Möglichkeiten und günstigen Arbeitskräftebedingungen kann einer mechanischen Nachbehandlung der Entbuschung auf jeden Fall der Vorzug gegeben werden. Die hier behandelte Verfahrenskombination von der Entbuschung bis zur Nachbehandlung fand am häufigsten Anwendung.

2. Entbuschung – Sommerbrand

Nur wenige Feuer wurden im Sommer gelegt, z.T. handelte es sich um Brandstiftungen, deren Auswirkungen unter-

sucht wurden, oder um Feuerwehrübungen. Den intensiven Sommerbrand gleichzeitig zur Entbuschung zu nutzen, mißlang. Auch eine gezielte Lenkung des Feuers war bei Sommerbränden schwierig, in der Regel ist die Brenntemperatur am Boden so hoch, daß die Sukzession über die Silbergrasfluren wieder neu beginnt. Dennoch regenerierten sich einige Heideflächen, die im Sommer abbrannten, nach 3–4 Jahren wieder sehr gut. Eine Sicherheit dafür gibt es nicht.

Standörtliche und klimatische Voraussetzungen für das Flämmen:

Zum Winterbrand eignen sich am günstigsten trockene, schneefreie, möglichst sonnige Hochdruckwetterlagen, die häufig mit leichtem Ostwind verbunden sind.

Je mehr trockene Biomasse vorhanden ist, desto vorsichtiger muß gebrannt werden. Der Rohhumusanteil am Boden sollte nicht übermäßig hoch sein, weil ansonsten sehr hohe Brenntemperaturen entstehen und das Feuer unkontrolliert in die Tiefe brennt.

Für die einzelnen Witterungsparameter gelten folgende optimale Werte:
Lufttemperatur: − 4 °C bis + 10 °C
Feuchte am Boden: unter 80 %
Luftfeuchtigkeit: 40–60 %
Windgeschwindigkeit: 5–10 km/h

Das sind aber überwiegend Werte, die durch *Riess* (1975) und später *Schiefer* (1981) bereits bekannt waren und die sich auch unter unseren Bedingungen bewährten.

Suboptimale Bedingungen wurden durch einen höheren Einsatz von Propangas ausgeglichen, wie überhaupt die Feuerschneisen und -linien mit Propangas und einem speziellen Brenner gelegt wurden.

Technischer Ablauf:

- Am Tage vor dem Flämmen wurde der Wetterbericht genau verfolgt.
- Bei günstiger Situation wurden die Bürgermeister der umliegenden Orte und die Feuerwehr informiert. Als Mitarbeiter der Forstwirtschaft verfügte ich über eine Dauergenehmigung zum Flämmen bzw. Reisigabbrennen.
- Am Folgetag wurden noch bei Rauhreif oder Tau Brandschneisen gelegt, d.h. Gebiete abgegrenzt, die nicht brennen sollten. Als Brandhindernisse ließen sich auch feuchte Gebüsche, Wege, Ackerflächen nutzen. Fehlten derartige Brandhindernisse, so wurde ein 2–5 m breiter Streifen mit Hilfe von Propangas abgeflämmt, bevor der eigentliche Brandeinsatz begann.
- Derart abgegrenzt konnte man dann nach dem Abtrocknen der Flächen zur Tat schreiten. Dazu waren ein bis zwei Hilfskräfte erforderlich, die lediglich mit Feuerpatschen ausgerüstet waren. Zumeist wurde mit dem Gegenwindfeuer gearbeitet und das Feuer jeweils durch neue Feuerlinien oder unterschiedlich lange Feuerlinien beschleunigt oder verlangsamt. Das Gegenwindfeuer ließ sich durch ein Mitwindfeuer eingrenzen. An Hängen wurde von oben nach unten gebrannt.

Es muß versucht werden, zu jeder Situation die Sicherheit des Feuers zu gewährleisten. Mir ist zwar manches Feuer durchgebrannt, aber die Situation war nie so kritisch, daß wir die Feuerwehr rufen mußten. Sie kam in der Regel von allein, weil sie von anderen Bürgern oder km-langen Rauchfahnen alarmiert war. In keinem Fall war jedoch bei den Winterfeuern ein Löscheinsatz erforderlich.

Einige Randbedingungen sind zu berücksichtigen. So ist eine Düngung durch das Flämmen mit entsprechend hohen Brandtemperaturen zu vermeiden. Zur Temperaturkontrolle wurden Kunststoffkerzen eingesetzt. Nicht selten sank die Temperatur jedoch unter 600 °C, so daß ein düngender Effekt nicht ausgeschlossen werden konnte. Mit Sommerfeuern wird eine düngende Wirkung besser vermieden.

Trockenrasen mit Winterblättern von Orchideen sollten nicht geflämmt werden bzw. die Winterblätter sind mit dünnen Kalkplatten abzudecken, was letztlich sehr arbeitsaufwendig ist und nicht ganz sicher ist. Theoretisch ist ein Sommerfeuer möglich, welches zeitlich so einzuordnen ist, daß die Orchideen bereits ausgesamt sind und „einziehen", die Winterblätter aber noch nicht ausgetrieben haben. Praktische Bedeutung hat dieses Verfahren nicht, weil im Schutzmanagement nur eine Art bevorzugte Berücksichtigung findet und nicht die Struktur des gesamten Ökosystems. Reitgrasflächen brennen zwar ausgezeichnet, das Gras wird jedoch durch den Brand gefördert und breitet sich bald über weite Flächen stark verdämmend aus.

5. Ergebnisse

Subkontinental beeinflußte Trockenrasen

Die Federgrasrasen reagieren am günstigsten, ja das Flämmen kann als optimales Verfahren zur Erhaltung und Ausbreitung von Federgrasrasen dienen. Besonders im Folgejahr ist ein üppiges Blühen und Fruchten der Federgräser zu verzeichnen, was sich auch in den Folgejahren witterungsabhängig fortsetzt. Offensichtlich wird mit dem Flämmen wesentliche Konkurrenz beseitigt. Auch in der Natur brennen Teile der eurasischen Grassteppen aus unterschiedlichen Gründen periodisch immer wieder einmal ab, und dieser Brand ist zur Strukturerhaltung der Federgrassteppen von Bedeutung.

Sofern keine Beweidung der Federgrasflächen möglich ist, sollte jedes 3. bis 4. Jahr geflämmt werden, aber auch der extensivere Pflegezyklus von Abbildung 1.1 mit einer Brandpause von 7 Jahren ist möglich.

Sandfluren

Auch Sandfluren reagieren günstig auf das Flämmen, soweit kein Reitgras einwandert. Wenn die Pflanzengesellschaft ohne Beweidung als solche erhalten werden soll, kann in Abständen von 3 bis 6 Jahren gebrannt werden. Zumeist ist jedoch die Sukzession zur Callunagesellschaft erwünscht, dann sind größere Abstände des Flämmens oder das langfristige Aussetzen des Flämmens erforderlich (Abb. 1 aber ohne Sommerbrand).

Zentraleuropäische Heidegesellschaften

Eine Callunaheide beginnt ohne Beweidung nach 8–10 Jahren zu altern und stirbt nach weiteren 10–15 Jahren ab, Gräser, Gebüsche, Birken und Kiefern erobern die Fläche. Durch die Beweidung gelingt es, die Heide etwa auf dem gleichen Stand zu halten, wenn die Tiere nachts im Stall oder außerhalb der Schutzfläche gehalten werden. Der gelenkte Brand verjüngt die Heide ebenfalls. Allerdings konnten in meiner Brandpraxis nur etwa 60 % der Brände als zufriedenstellend und gut eingeschätzt werden. Im optimalen Fall soll

Tab. 1. Pflegevarianten und Feuerverträglichkeit der untersuchten Pflanzengesellschaften

Vegetationseinheit	Pflegevariante		Feuerverträglichkeit		
	optimal	suboptimal	Winter-feuer (1. 12.–28. 2.)	Frühlings-feuer (1. 3.–1. 4.)	Sommer-feuer (15. 7.–1. 9.)
1. Stipetum stenophyllae (Ges. d. Schmalbättr. Federgrases)	1, 6, 5	4	xx	x	–
2. Filipendulo-Helictotrichetum (Mädesüß-Halbtrockenrasen)	6, 5	1, 5	xx	–	–
3. Festuco-Stipetum (Federgras-Trockenrasen)	1, 6	5, 4	xxx	x	–
4. Euphorbio-Callunetum (Wolfsmilch-Heidekraut-Heide)	6, 3, 4	1, 5	x	(x)	–
5. Genisto pil.-Callunetum (Haarginster-Heide)	3, 1, 4	6	xx	x	(x)
6. Sileno-Festucetum (Schafschwingel-Sandflur)	5, 6	1, 4	xx	nicht bekannt	(x)
7. Festuco-Corynephoretum (Silbergrasflur)	4, 2	1, 6	xx	–	xx
8. Agrostietum coarctatae (Ges. d. Schmalrisp. Straußgrases)	6, 5	1, 4	xx	nicht bekannt	–
9. Brachypodietum (Fiederzwenkenrasen)	6, 5	1, 4	xx	x	–
10. Calamagrostis-Facies (Reitgrasrasen)	5	6	(xxx)[1]	(xxx)[1]	(xxx)[1]

– = unverträglich; x = möglich; xx = gut verträglich; xxx = sehr gut verträglich

[1] Art wird stark gefördert, ist aber unerwünscht.

eine leichte Humusdecke erhalten bleiben, in der die widerstandsfähigen Calluna-Samen keimen können. Erfolgt ein zu heißer Brand, der auch die Humusdecke vollständig verbrennt, so beginnt die Sukzession zumeist beim Silbergras (Corynephorus) und gelangt erst nach 8–12 Jahren wieder zum Callunetum. Es wurden aber auch andere Sukzessionen beobachtet, die nach einem intensiven Sommerbrand und einer folgenden anuellen Flur bereits wieder nach 3 bzw. 4 Jahren eine geschlossene Heidevegetation trugen. Unerwünschte Sukzessionen bestehen im Einwandern von Reitgras (Calamagrostis) oder dem verstärktem Aufkommen von Birken nach dem Brand. Die Bekämpfung des Reitgrases durch heiße Ringfeuer mißlang, hier hilft offensichtlich nur mehrjährige Mahd in der Vegetationszeit. Wegen der nicht immer sicheren Brandführung sollte das Flämmen in ein Pflegemanagement eingebunden sein, was aus den Elementen Beweidung, Brand und möglicherweise Mahd besteht (Tab. 1).

Nach einem gelungenem Brand sollte zur Förderung der Heideverjüngung die Beweidung und natürlich auch der Feuereinsatz für 4–5 Jahre ausgesetzt werden. Zur schnellen Regeneration der Heide sind die Brandflächen möglichst nicht größer als 1–3 ha zu halten.

Gebirgshalbtrockenrasen

Im Gebirge sind Winterfeuer nicht immer zur optimalen Zeit möglich, sie können hier aber bis April ausgedehnt werden. In der Regel wird mit dem Gegenwindfeuer gearbeitet, das einen mäßig intensiven Brand zuläßt. Bei geeigneter Witterung gibt es keine Probleme mit dem Brand, dennoch erscheint eine Managementkombination von Beweidung, (Mahd) und Brand günstiger als das alleinige Flämmen.

Das Flämmen ist auf den Gebirgshalbtrockenrasen beim Vorhandensein von Schafen nicht essentiell erforderlich, es stellt eher eine Notlösung dar, wenn die Weidemöglichkeiten nicht ausreichen.

Gebirgsfrischwiesen

Auf ungemähten Frischwiesen wurde das Flämmen zwar versucht, aber in nur zwei Fällen mit Erfolg abgeschlossen. In den meisten Fällen ist die Feuchtigkeit im abzubrennenden Pflanzenbestand zu hoch, um ein wirkungsvolles Feuer entstehen zu lassen. Selbst wenn das Flämmen gelingt, steht die abgebrannte oberirdische Biomasse in keinem Verhältnis zum Nährstoffpool im Boden, so daß mit diesem Verfahren eine Aushagerung nicht gelingt.

6. Brandökonomie

Abgesehen von den Federgrasrasen sind möglichst Verfahrenskombinationen (Abb. 1) anzustreben. Wenn jedoch eine landwirtschaftliche Nutzung aus den unterschiedlichsten Gründen nicht möglich ist, so stellt das Flämmen das weitaus effektivste Verfahren zur Strukturerhaltung von Trockenrasen und Heiden sowie zum Schutz ihrer Pflanzengesellschaften dar.

Insbesondere, wenn es darum geht, einen Teil der Trockenrasen und Heiden der ehemaligen großen Übungsplätze in Ostdeutschland als Halbkulturformationen zu erhalten, so wird das kaum ohne flächigen Einsatz des Feuers unter Naturschutzbedingungen möglich sein.

Nachfolgende Tabelle 2 bringt einen Vergleich der Brandpflege mit der manuellen Pflege und Kombinationstypen.

7. Zusammenfassung

Es konnte gezeigt werden, daß das Flämmen ein geeignetes Pflegeverfahren von geschützten und schützenswerten Halbkulturformationen darstellt. Dabei bieten sich Verfahrenskombinationen zwischen Beweidung, Mahd und Brand an.

Großflächige waldoffene Heide- und Trockenrasengebiete z. B. der vorhandenen oder aufgelassenen Übungsplätze sind ohne Anwendung des Flämmens kaum über längere Zeit offen zu halten.

*Tab. 2. Kostenvergleich unterschiedlicher Pflegeverfahren (DM/ha)**

Art der Pflege	DM im 1. Jahr	Folgekosten (DM/a)
1. Fast ausschließliche Brandpflege (Bereiche mäßig verbuscht)	300–400	80–100
2. Verfahrenskombination: Entbuschung, Brand, Beweidung	5000–6000	300–400
3. Verfahrenskombination: Entbuschung, Nachbehandlung, Biomasseentnahme (mechanisch)	6000–7000	600–800
4. Großflächiges Feuermanagement auf ehemaligen Truppenübungsplätzen (Brandflächen >3 ha; geschätzt)		
– nicht oder wenig verbuscht	100–200	10–50
– bereits verbuscht	300–1000	10–50

* Die Kosten für den Betreiber lassen sich durch den Einsatz von ABM-Kräften und Sanierungsgesellschaften auf 10–20 % verringern. Eine weitere Verringerung ergibt sich, wenn entsprechend den Pflegerotationen die Biomasse nicht jährlich entfernt wird.

Das Flämmen trägt wesentlich zur Strukturerhaltung bei und ist wie jeder andere Eingriff in schützenswerte Ökosysteme (Mahd oder Beweidung) zu betrachten. In der Regel stellt die Wiesenmahd zur Vegetationszeit einen gewollten, aber wesentlich drastischeren Eingriff in das Ökosystem dar, als vergleichsweise der Winterbrand. Bei der Bewertung des Flämmens als Pflegeverfahren ist auch zu berücksichtigen, daß bestenfalls 1–2 % der Schutzgebiete einer Region geeignet sind für ein Feuermanagement und daß diese Flächen auch nur im Turnus von 3–10 Jahren geflämmt werden. Ängste der Naturschutzverwaltungen und -verbände vor einem Überhandnehmen des Feuers in Naturschutzgebieten sind folglich überflüssig. Besser als mit anderen Verfahren gelingt es, mit Hilfe des kontrollierten Brennens nicht nur die Struktur zu erhalten, sondern auch immer wieder Rohbodenaufschlüsse als Besiedlungsfenster für Therophyten neu zu schaffen. Auch sind die vorgeschlagenen Pflegerotationen (Abb. 1) nicht als Dogma aufzufassen, sondern der jeweiligen Situation anzupassen.

8. Literatur

Brabetz, R., 1978: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegeversuch im Spessart. – Natur und Museum 108, H. 5, 147–151.

Goldammer, J. G., 1978: Feuerökologie und Feuermanagement. – Freiburger Waldschutz – Abh. 1, 1–150.

Hentschel, P. u. a., 1980: Behandlungsvarianten und Zieltypen für die Sicherung spezieller Funktionsleistungen von Landschaftselementen. – Forschungs- und Entwicklungsber., ILN Halle.

Riess, W., 1970: Feuer für die Vögel. – Wir und die Vögel 7, 22–25.

Riess, W., 1975: Kontrolliertes Brennen – eine Methode der Landschaftspflege. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 18, 265–271.

Schiefer, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. 22, Karlsruhe, 235 S.

Schreiber, K.-F., 1978: Kontrolliertes Brennen als Pflegemaßnahme in Brachlandbewirtschaftung. – Freiburger Waldschutz-Abh. 1. VW-Symposium „Feuerökologie" Freiburg i. Br., 107–124.

Schubert, R., Hilbig, W., Klotz, S., 1995: Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. – Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart 1995, 403 S.

Wegener, U., 1980: Praktische Hinweise zur Pflege von geschützten landwirtschaftlich nicht genutzten Rasengesellschaften mit Hilfe des Flämmens. – Naturschutzarb. in Berlin und Brandenburg 16, 75–78.

Wegener, U., 1993: Pflegevarianten für Heideflächen am Beispiel des Naturschutzgebietes „Harslebener Berge-Steinholz". – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, H. 4, 19–22.

Wegener, U., Kempf, H., 1982: Das Flämmen als Pflegemethode landwirtschaftlich nicht genutzter Rasengesellschaften. – Landschaftspflege und Naturschutz Thür. 19, 57–63.

Weinitschke, H., 1976: Prinzipien für die Pflege ausgewählter Typen von Naturschutzgebieten. – Agrarbuch, Markkleeberg, 32. S.

Anschrift des Verfassers

Dr. Uwe Wegener
Meisenweg 27
38820 Halberstadt

20 Jahre Erfahrung mit dem Kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg

von Karl-Friedrich Schreiber

1. Einleitung

Als Ende der 60er Jahre die große Brachewelle einsetzte, in deren Verlauf 1972 bereits rund 300000 ha landwirtschaftlicher Fläche aus der Nutzung ausgeschieden waren (*Meisel* 1975, *Agrarbericht der Bundesregierung* 1976), begann man sich zu fragen, mit welchen Maßnahmen eine „Offenhaltung der Kulturlandschaft" gewährleistet werden könne. Man fürchtete eine Verwaldung von ganzen Landstrichen vor allem im Bereich der Grenzertragsflächen der Hügelländer und Mittelgebirge, ein Zuwachsen von ganzen Talzügen in ohnehin stark bewaldeten Regionen, wie z.B. dem Schwarzwald, und den Verlust an Erholungsräumen, die über einen gewissen Umfang an Offenland verfügen müssen.

Eine der verschiedenen Maßnahmen zur Landschaftspflege war das „Kontrollierte Brennen" (*Van Der Ven* 1978), das unter Beachtung feuertechnischer Parameter mit einer minimierten Feuertemperatur einen Teil der jährlichen oberirdischen Phytomassenproduktion möglichst schonend vernichten und Gehölzaufwuchs verhindern sollte. Um das unkontrollierte „Flämmen" von Rainen, Heiden, Böschungen, „Unland" u.a., aber auch von Stroh auf Ackerland war jedoch zur gleichen Zeit eine heftige Kontroverse entbrannt. Das Flämmen – nach der Naturschutzverordnung zum Reichsnaturschutzgesetz vom 18. 3. 1936 nur in der Zeit vom 15. März bis 30. September verboten (vgl. *Gatten* 1996) – bedeutete in der Regel das vollständige Abbrennen der völlig trockenen Streudecke aus dem Vorjahr mit einem heftigen, heißen Feuer. Zurück blieb die vor allem in Hanglagen erosionsgefährdete unbedeckte Bodenoberfläche.

Es lag deshalb nahe, im Rahmen einer größeren Versuchsanstellung zur langfristigen Beobachtung verschiedener extensiver Landschaftspflegemaßnahmen auf Brachflächen, die nach etwa 2jähriger Vorbereitung im Jahre 1975 mit 15 Versuchsflächen begann (*Schreiber* 1977), auch das „Kontrollierte Brennen" einer Prüfung zu unterziehen.

Diese Versuche zur „Offenhaltung der Kulturlandschaft" sind in den Hauptbrachegebieten Baden-Württembergs mit Unterstützung des Landwirtschaftsministeriums angelegt worden. Sie dienen der Frage, welche vorübergehenden und dauerhaften Folgen auf die Vegetation und deren Struktur sowie auf Nährstoffhaushalt, Böden und Fauna (vgl. *Handke* 1988) die extensiv(st)en Pflegemaßnahmen wie Mulchen 2× oder 1× jährlich im Frühjahr und Spätsommer, Mulchen jedes 2. oder 3. Jahr, Mähen mit Abräumen, Beweidung mit Schafen, Ziegen und Rindern (Pferden), das kontrollierte Brennen oder die ungestörte Sukzession im Vergleich zu einer Lenkung durch Ausstockung ausüben. Die technische Betreuung der Versuche liegt bis heute in den Händen der Versuchstechniker bzw. Pflanzenbauberater der zuständigen Landwirtschaftsämter.

Trotz des während der Vorbereitungsphase verordneten generellen Verbotes des Abbrennens der Pflanzen-

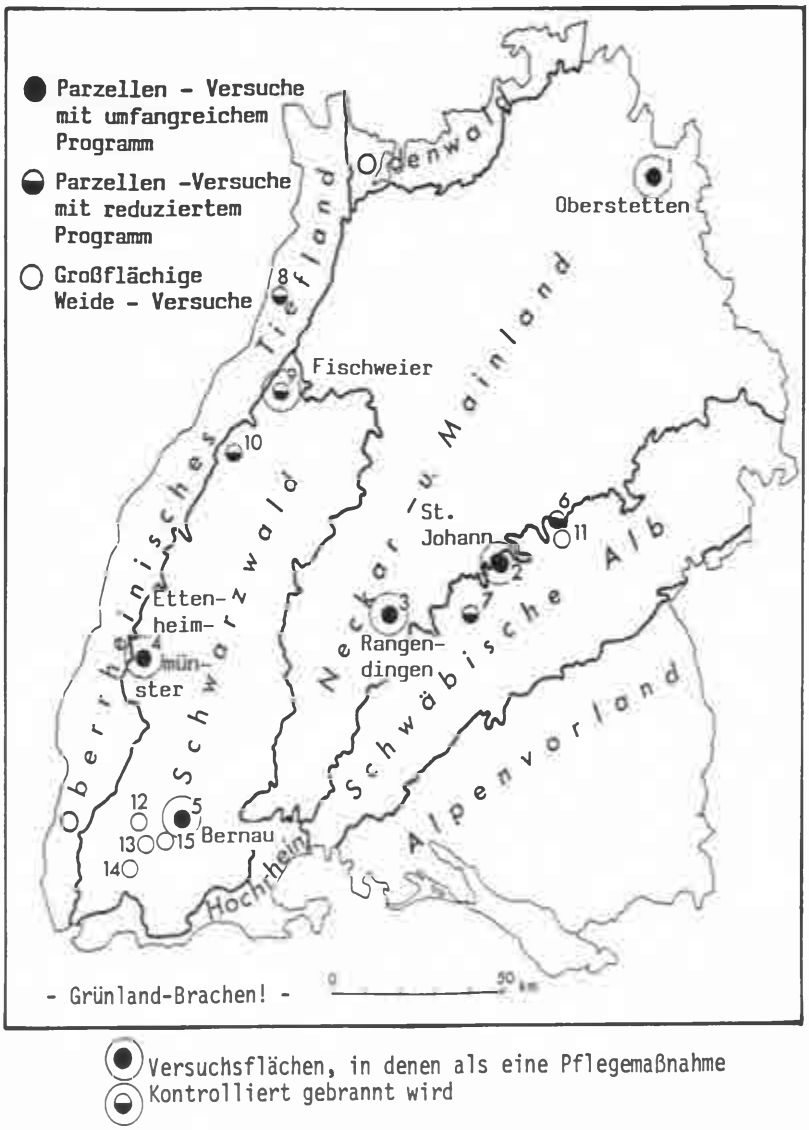


Abb. 1. Lage der Grünland-Bracheversuche in Baden-Württemberg, in denen seit 1975 kontrolliert gebrannt wird (weitere Angaben siehe Tab. 1).

decke durch das neue Landschaftsschutzgesetz von Baden-Württemberg ab 1974 erhielten wir eine Ausnahmegenehmigung durch die Obere Naturschutzbehörde zum Einsatz des „Kontrollierten Brennens" in einem Teil unserer Versuchsanlagen.

2. Material und Methoden

2.1 Versuchsflächen

Aus dem Fächer von 15 Versuchen wurden 6 Flächen ausgewählt, in denen – zunächst – jeweils eine Parzelle kontrolliert gebrannt werden sollte. Die 1975 eingerichteten Parzellen unterlagen einem jährlichen Brandregime. 1978 wurde davon jeweils eine weitere Parzelle abgetrennt, in der nur jedes 2. Jahr gebrannt wurde. Später neu angelegte Brennparzellen sind bei der Vorstellung der Ergebnisse sowie in den Tabellen 2–7 erwähnt. Lage und Name der Flächen sind in Abbildung 1 besonders gekennzeichnet. Über die wichtigsten Standortsverhältnisse sowie die Ausgangsvegetation der Grünland-Brache-versuche mit Brandparzellen gibt Tabelle 1 Auskunft.

2.2 Methoden

2.2.1 Rahmenbedingungen für das Kontrollierte Brennen

Rahmenbedingungen für das kontrollierte Brennen sind in den USA entwikkelt worden (*Goldammer* 1978). Für das Kontrollierte Brennen von Grünlandbrachen in Baden-Württemberg wurden diese Rahmenbedingungen abgewandelt (vgl. *Schreiber* 1981, *Schiefer* 1982). Dabei war es das Ziel, die abgestorbene oberirdische Phytomasse nur während der winterlichen Ruhepause und auch nur einen Teil der Streuauflage mit möglichst niedrigen Temperaturen, einem sog. „kalten" Feuer, zu verbrennen. Vermieden werden soll eine Narbenverfilzung und das Verschwinden von gegen dickere Streuauflagen empfindlichen Rosettenpflanzen. Etwa ein Drittel bis ein Viertel der Streudecke soll nach dem Brennvorgang im Prinzip noch auf der Fläche verbleiben, um Erosionsschäden, eine starke Austrocknung oder gar ein „Fritten" und die Strukturzerstörung der obersten Bodenschicht durch das Feuer zu verhindern und einen Teil der in der unteren Streuschicht überdauernden Fauna vor dem Feuertod zu bewahren. Eigene Untersuchungen und Diplomarbeiten (u.a. *Otto* 1978, *Lauter* und *Schauser* 1984) haben nämlich gezeigt, daß Wildfeuer – vor allem während der Trockenzeit im Mediterran-Raum – mit Temperaturen >1200 °C Krusten, Krümel und oberste Bodenlagen ausglühen und den gesamten Humus verbrennen können.

Um das oben genannte Ziel zu erreichen, ist die strikte Einhaltung bestimmter Rahmenbedingungen unbedingt erforderlich:

1. Die Streuschicht darf nur im oberen Teil abgetrocknet sein, die unterste Streu soll noch Feuchtigkeitsgehalte von mindestens 30 % aufweisen, damit sie gar nicht erst anbrennen kann. Es muß also ein steiler Feuchtegradient herrschen, damit die verdunstende Feuchtigkeit der unteren Streuschicht die Flammentemperatur erniedrigen kann. Sie vernichtet einen Teil der akuten hohen Temperatur und überführt sie mit dem entstehenden Wasserdampf in latente Wärme. Gerade bei winterlichen Hochdrucklagen mit rascher Abtrocknung der obersten Streuschicht stellen sich solche Bedingungen ein.

2. Um eine Dämpfung des Temperaturniveaus der Flammen zu erreichen, sollte die Lufttemperatur zum Zeitpunkt des Brennens möglichst nicht über 10 °C liegen; je niedriger die Lufttemperatur, um so günstiger im Sinne eines „kalten" Feuers verläuft das Brennen.

3. Die Temperaturerhöhung durch das Feuer in den obersten Bodenschichten beträgt nach eigenen Messungen (*Otto* 1978, *Schreiber* 1981) unter den genannten Rahmenbedingungen in der Regel höchstens 1–2 °Celsius. Besonders günstig ist das kontrollierte Brennen über gefrorenem Boden, der seinerseits zur Temperaturerniedrigung in der unteren Streuschicht beiträgt.

4. Während des Brennvorgangs sollte eine hohe relative Luftfeuchtigkeit herrschen, möglichst nicht unter 70 %. Solche Bedingungen treten viel häufiger in den Morgen- und Abendstunden auf, mittägliches Brennen sollte man deshalb vermeiden. Auch eine erhöhte Luftfeuchtigkeit trägt zur Reduzierung der Brenntemperatur bei.

Tab. 1. Die Grünlandbrache-Versuchsflächen mit Brennparzellen in Baden-Württemberg (vgl. Abb. 1), Lageangaben, wichtige Standortsbedingungen und vorherrschende Ausgangsvegetation im Jahr 1974 (nach Schreiber 1977, verändert)

Nr.	Ort (Gewann)	Region	Höhe ü. NN [m]	∅ Jahres-mittelt. [°C]	∅ Nieder-schläge [mm]	Geologie
1	Niederstetten-Oberstetten	Taubergebiet	± 380	8,5 - 9°	± 700	Oberer Muschelkalk (mo)
2	Eningen-St. Johann	Mittlere Kuppenalb	± 760	6 - 6,5°	± 900	Weißjura (Malm-) Kalke (w δ)
3	Rangendingen-Hart	Südwestl. Keuperhügelland	± 460	7,5 - 8°	± 750	Gipskeuper (km 1)
4	Ettenheim-Ettenheim-münster	Westl. Mittlerer Schwarzwald	± 300	8 - 8,5°	± 900	Mittlerer Bundsandstein (sm)
5	Bernau-Innerlehen	Südl. Hochschwarzwald	± 1100	± 5,5°	± 1800	Granite (G)
9	Karlsbad-Fischweier	Albtal, NW-Schwarzwald	± 220	8 - 8,5°	± 950	Auensedimente (a)

Nr.	Standortsverhältnisse	Vorherrschende Ausgangsvegetation
1	fruchtbare, tiefgründige kolluviale Braunerden auf Bachterassen, an Hängen mittelgründige, mäßig trockene Terra fusca mittl. Fruchtbarkeit	Salbei-Glatthaferwiesen (Dauco- Arrhenatheretum bromelosum)
2	flachgründige, trockene Braunerde-Rendinzen über klüftigem Kalkstein, geringe Fruchtbarkeit	Weide-Halbtrockenrasen (Gentiano-Koelerietum)
3	höchstens mittelgründige, wechseltrockene (Rendzina- u. Ranker) Pelosole aus Tonmergeln, kein Wurzeltiefenwachstum möglich, geringe Fruchtbarkeit	Kalk-Halbtrockenrasen (Mesobrometum arrhenatheretosum), teilw. Saumgesell-schaften (Trifolio-Agrimonietum eupatoriae)
4	mäßig wechselfeuchte, teilweise schwach pseudovergleyte, tiefgründige, aber nährstoffverarmte, basenarme Braunerden höchstens mittl. Fruchtbarkeit	teilw. wechselfeuchte Glatthaferwiesen (Dauco- Arrhenatheretum typicum), z.T. in magerer Subvariante
5	sehr tiefgründige, sonnexponierte, mäßig frische, sandig/grusig-lehmige Humusbraunerden, relativ nährstoffreiche, aufgrund der kurzen Vegetationsperioden aber landwirtschaftlich wenig leistungsfähige Standorte	Flügelginsterweiden (Festuco-Genistel-letum trifolietosum, teilw. in der Variante mit *Vaccinium myrtillus*)
9	wechselfeuchte sandige Braunerde-Gleye, feuchte bis nasse Gleye, Anmoor- und Niedermoorstandorte ± mittlerer Leistungsfähigkeit	Feucht- und Nasswiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum polygonetosum, Angelico-Cirsietum oleracei, Caricetum gracilis u.a.)

5. Es sollte weder bei völliger Windruhe noch bei höheren Windgeschwindigkeiten gebrannt werden. Optimale Windverhältnisse zum Kontrollierten Brennen liegen bei etwa 1 m/s Windweg. Deutlich höhere Windgeschwindigkeiten erschweren die Kontrolle des Feuers, es kann leicht ausbrechen. Geringere Windgeschwindigkeiten oder gar Windruhe belassen das Feuer zu lange auf einer Stelle, es wird zu heiß.

6. Ziel aller Maßnahmen ist also ein möglichst „kaltes" Feuer. Deshalb sollte man die Feuerfront nur mit dem Winde als sog. Mitwindfeuer (vgl. *Schreiber* 1981) über die Fläche huschen lassen. Jedes längere Brennen auf einer Stelle erfordert den Eingriff mit der Feuerpatsche, die zur Kontrolle des Feuers immer zur Verfügung stehen muß. Auf diese Weise kann das Ausbrennen der Grasnarbe verhindert werden.

7. Schließlich müssen eine Reihe von Sicherheitsmaßnahmen eingehalten werden, um das Ausbrechen des Feuers von Anfang an zu unterbinden. Dazu gehört vor allem das Abbrennen eines schmalen, 0,5 m bis 1 m breiten Schutzstreifens um die Brennparzelle vor dem eigentlichen Feuer; mit Hilfe der sog. Feuerkanne oder eines gasbetriebenen Flammenwerfers und dem sofortigen Ablöschen des aufflammenden Feuers mit der Patsche läßt sich mit zwei Personen schnell eine solche „Schneise" gegen die benachbarten Flächen anlegen. Häufig wird auch nur das Abspritzen dieses Randstreifens mit Wasser (Rückenspritze) vorgenommen; das empfiehlt sich allerdings nur bei niedriger Grünlandvegetation (z. B. Halbtrockenrasen).

8. Schwierig ist das Brennen am Hang, da das Feuer mit einem windverstärkenden Effekt die Entstehung oder kräftige Zunahme eines Hangaufwindes bewirkt. Bei einer Hangneigung von 10° beschleunigt ein bergwärts laufendes Feuer seine Geschwindigkeit um das Doppelte gegenüber einer ebenen Lage, bei 20° Neigung vervierfacht sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit bereits (*Goldammer* 1978). Deshalb muß an Hängen abschnittsweise gebrannt werden, damit sich keine Feuerwalze hangaufwärts entwickelt. Das Feuer muß, am Hangfuß beginnend, schon nach maximal 10 m an der dort gelegten Querschneise wieder zusammenbrechen. Das wiederholt sich schrittweise hangaufwärts bis an das Ende der Parzelle bzw. Brandfläche.

9. Bevorzugter Termin des Kontrollierten Brennens ist der Spätherbst. Häufig stellt sich nach einer ziemlich regelhaft eintretenden Kälteperiode Mitte bis Ende November eine klare Strahlungswetterlage ein, die günstige Brennbedingungen schaffen kann. Die weniger günstige Alternative ist der ausklingende Winter; weniger günstig deshalb, weil in dem letzten Jahrzehnt recht häufig schon im Januar/Februar relativ hohe Temperaturen den Vorfrühling einleiten und die eigentliche Winterruhe bei Pflanzen und Tieren beenden. Gelegentlich kann es aber auch sein, daß anhaltend ungünstige Bedingungen das Brennen in einem Jahr überhaupt verbieten; selbst bei einem wissenschaftlichen Versuch muß man diesen Bedingungen Rechnung tragen und auf das Brennen verzichten – in der Praxis ohnehin!

2.2.2 Durchführung des Kontrollierten Brennens auf den Versuchsflächen

In den sechs Versuchsanlagen sind jeweils eine jährliche und eine jedes 2. Jahr gebrannte Parzelle eingerichtet worden. Die Versuche in St. Johann und Ettenheimmünster haben im Laufe der Versuchsanstellung noch ein weiteres Paar Brennparzellen erhalten.

Das Brennen selbst erfolgte unter Beachtung der vorstehend erläuterten Rahmenbedingungen bis 1978 durch Herrn *Schiefer* (1981), anschließend durch die Versuchstechniker bzw. Pflanzenbauberater der zuständigen Landwirtschaftsämter selbst. Denn 1978 fand eine fast einwöchige Schulung für diese statt, an der außer dem Verfasser und Herrn *Schiefer* auch Dr. *Goldammer* mitwirkte. Dieses ausgebildete Personal übernahm das Kontrollierte Brennen ab 1978. Bei einem Personalwechsel hat immer eine Einarbeitung der nachfolgenden Pflanzenbauberater stattgefunden.

Auf fast allen Flächen mußte das Brennen aus verschiedenen Gründen in bestimmten Jahren ausgesetzt werden, so daß nur wenige Parzellen seit 1975 tatsächlich ununterbrochen jährlich kontrolliert gebrannt wurden. Zu ihnen gehören St. Johann und Oberstetten.

Das Spiel mit dem Feuer ist nicht ungefährlich. Deshalb war in Bernau (steiler Hang!) die Feuerwehr von Anfang an, in Rangendingen nach einem ungewollten Ausbrechen des Feuers ständig beim Brennen der Parzellen dabei.

Nicht immer konnten die Rahmenbedingungen so eingehalten werden, daß etwa ein Viertel der Streuschicht unverbrannt blieb. Gelegentlich griff das Feuer bis auf den Boden oder gar in die Grasnarbe durch. In der Regel schaffte es ein buntes Muster von Flächen mit unterschiedlich unvollständig verbrannter Streuauflage, in der sich auch immer Flächen mit vollständiger Streuvernichtung befanden. Das liegt in der Natur der Sache, weil die Streuschicht immer in unterschiedlicher Mächtigkeit auf den Flächen liegt; es hat nichts mit mangelnder Sorgfalt beim Brennen zu tun. Es handelt sich eben nicht um labormäßig durchführbare und durchgeführte Untersuchungen, sondern um praktische Feldversuche mit allen ihnen eigenen Unzulänglichkeiten.

2.2.3 Pflanzenbestandsaufnahmen in den Brandparzellen

In jeder Brandparzelle ist von *Schiefer* ein Dauerquadrat (DQ) von etwa 5×5 m angelegt worden. Die zunächst von *Schiefer* (1981) jährlich in diesen DQ'en durchgeführten Pflanzenbestandsaufnahmen wurden später in Mehrjahresintervallen wiederholt (vgl. *Neitzke* 1991). Die letzten Bestandsaufnahmen erfolgten durch *Hülß* (1991) und *Kaufmann* (1994) und sind nur in vervielfältigten Berichten dokumentiert. Die Tabellen 2–7 sind Auszüge daraus, und zwar aller Arten, die im Laufe der Versuchsanstellung mindestens einmal 1 % Deckung oder mehr erreicht haben. Sie sind nach Gruppen geordnet, die entweder zugenommen oder abgenommen haben oder keine Reaktion auf das Brennen erkennen lassen. Sträucher sind ebenfalls getrennt aufgeführt.

Es muß hinzugefügt werden, daß die Pflanzenbestandsaufnahmen der DQ'e mit ihrem Flächenumfang von ca. 25 m^2 nur in den wenigsten Fällen die Entwicklung auf der gesamten Parzelle repräsentieren (vgl. auch *Schreiber* 1993, 1997), sondern durch eine fast überall eingetretene Musterbildung häufig nur Teilaspekte abbilden.

3. Entwicklung der Pflanzenbestände unter einem 20jährigen Brandregime

Es war kaum anders zu erwarten, als daß sich nach dem Einsatz des Kontrollierten Brennens die Zusammensetzung der Grünlandbestände veränderte. Teilweise waren die Veränderungen tiefgreifend und vollzogen sich schnell, zum Teil jedoch auch überraschend langsam.

Die sechs Versuchsparzellen mit Brennparzellen weisen unterschiedliche Standortsverhältnisse auf. Dementsprechend handelt es sich auch bei den Ausgangsbeständen zu Versuchsbeginn um Grünlandgesellschaften mit einem jeweils eigenständigen Artenspektrum. Schon allein deshalb müssen die Veränderungen Anlagen-spezifisch diskutiert werden. Auszüge wichtiger Arten aus den Pflanzenbestandsaufnahmen von 1975 bis 1994 (*Kaufmann* 1994) sind den jeweiligen Abschnitten beigefügt (Tab. 2–8).

3.1 Veränderungen der Krautschicht auf den trockenen bis mäßig trockenen Standorten

Bei den Anlagen Oberstetten, St. Johann und Rangendingen sind die Anfangsbestände Mesobrometen oder ihnen nahestehende trockene Salbei-Glatthaferwiesen (vgl. Tab. 1).

3.1.1 Oberstetten

Die Salbei-Glatthaferwiesen an dem Muschelkalk-Hang eines ehemaligen Weinbergs in Oberstetten (vgl. Tab. 2a) sind in der Brandparzelle ursprünglich – wie bereits erwähnt – bis 1978 jährlich gebrannt worden (KB1). Erst 1978 wurde diese Parzelle unterteilt. Seitdem besteht am Unterhang eine neue Parzelle „Brennen jedes 2. Jahr" (KB2).

Durch das Brennen wurde eine Gruppe von Pflanzensippen besonders gefördert: *Origanum vulgare, Achillea millefolium* und *Agropyron repens* (vgl. Tab. 2a). Die Quecke reagiert scheinbar nur auf das Brennen jedes 2. Jahr mit stärkerem Zuwachs. Sie hatte jedoch als Rhizompflanze und deshalb bekannter Pyrophyt die Gelegenheit, aus dem stark verqueckten Bestand der zum gleichen Zeitpunkt brachgefallenen Ackerterrasse (vgl. Tab. 2b; *Schiefer* 1981) durch Sproßkoloniebildung in die angrenzende Unterhangparzelle KB2 in breiter Front einzuwandern. Sonst ist *Agrypyron repens* schon in den Anfangsbeständen des Hanges in der Regel nur mit 1–3 % Deckung vorhanden gewesen, selten mehr und im wesentlichen dann nur in dem unteren Teil der Sukzessionsparzelle. Offenbar sind jedoch die Standortsbedingungen an den höchstens noch mittelgründigen, steinigen Oberhängen für eine stärkere Ausbreitung selbst unter begünstigten Brandbedingungen nicht geeignet; auch in entsprechenden Hangabschnitten der Sukzessionsparzelle ist die Quecke nur sehr untergeordnet vertreten.

Nur noch *Trisetum flavescens* zeigt in der jährlich gebrannten Parzelle KB1 eine deutliche Zunahme, die in der Parzelle KB2 nur noch schwach ausfällt. Alle übrigen Arten dieser Gruppe haben im Laufe der 20 Jahre nur unwesentlich bis mäßig ihre Deckungsanteile erhöht oder sind erfolgreich eingewandert, etliche von ihnen, wie z.B. *Convolvulus arvensis*, erreichten aber

Tab. 2a. Artenliste der Brandparzellen am Hang in Oberstetten (Taubergrund). Auswahl von Arten der Pflanzenbestandsaufnahmen mit mindestens 1 % Deckung zwischen 1975–1994 (aus Kaufmann 1994). KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; KB2 = Brennen jedes 2. Jahr; 0 = zwischenzeitliche Höchst- und Tiefstwerte; DQ = Dauerquadrat

Art	KB1 DQ 4		KB2 DQ 14	
	1975	1994	1979	1994
Origanum vulgare	+ - 70		0 - 25	
Achillea millefolium	+ - 20		5 - (30) - 25	
Agropyron repens	0 - 3		1 - (30) - 25	
Convolvulus arvensis	1 - (15) - 10		r - 1	
Trisetum flavescens	3 - (1) - 20		1 - 3	
Melilotus officinalis	0 - 8		0 - (5) - 3	
Poa pratensis	3 - (10) - 8		5 - (8) - 5	
Coromilla varia	0 - 5		-	
Astragalus glycyphyllos	0 - 3		0 - 1	
Cirsium vulgare	0 - 3		0 - 1	
Vicia angustifolia	0 - 3		0 - r	
Salvia pratensis	+ - 3		0 - 1	
Centaurea jacea	0 - 3		+ - 5	
Agrimonia eupatoria	+ - 3		0 - 3	
Glechoma hederacea	+ - r		+ - 5	
Veronica chamaedris	-		+ - 3	
Myosotis arvensis	0 - r		+ - 3	
Arrhenatherum elatius	12 - (5) - 15		30 - (40) - 25	
Picris hieracioides	+ - (16) - 1		5 - (8) - 5	
Galium mollugo	+ - 1		3 - 5	
Daucus carota	+ - (1) - +		+ - 3	
Campanula raunculoides	+ - 1		3 - (8) - 1	
Vicia sepium	1 - (3) - 1		r - (3) - +	
Medicago lupulina	+ - 1		1 - (+) - 1	
Tragopogron pratensis	0 - r		1 - 0	
Festuca rubra rubra	3 - +		0 - 1	
Alopecurus pratensis	+ - (5) - 1		+ - 0	
Plantago media	1 - (8) - 5		8 - (25) - 5	
Sorbus corniculatus	20 - (1) - 5		15 - +	
Taraxacum officinale	8 - (0) - +		10 - +	
Dactylis glomerata	20 - + - 0		1 - r	
Chrysanthemum leucanthemum	5 - (+) - 1		r - 0	
Plantago lanceolata	5 - +		5 - 1	
Cirsium arvense	1 - (3) - +		3 - 1	
Trifolium pratense	1 - 0		3 - 0	
Sträucher:				
Prunus spinosa	-		+ - 5	
Rosa canina	-		0 - +	
Artenzahlen:				
Versuchsbeginn	39		46	
Verluste	-10		-10	
Gewinne	+15		+19	
Artenbilanz	**+5**		**+9**	

Tab. 2b. Artenliste aus der Brandparzelle auf der Bachterrasse von Oberstetten. Auswahl von Arten der Pflanzenbestandsaufnahmen mit mindestens 1 % Deckung zwischen 1976–1994 (aus Kaufmann 1994). KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; 0 = zwischenzeitliche Höchst- und Tiefstwerte; DQ = Dauerquadrat

Art	KB1 DQ 12	
	1976	1994
Agropyron repens	5 - (90) - 75	
Achillea millefolium	0 - 30	
Taraxacum officinalis	1 - 25	
Arrhenatherum elatius	0 - 10	
Dactylis glomerata	0 - (15) - 8	
Vicia angustifolia	+ - (10) - 8	
Picris hieracioides	0 - 8	
Melilotus officinalis	3 - 8	
Lotus corniculatus	+ - (30) - 3	
Vicia sepium	+ - (8) - 3	
Daucus carota	0 - (5) - 3	
Myosotis arvensis	+ - 3	
Poa pratensis angustifolia	0 - 3	
Trisetum flavescens	0 - 3	
Knautia arvensis	0 - 3	
Cirsium arvense	1 - 3	
Cirsium vulgare	(+) - (3) - 1	
Veronica persica	10 - 0	
Aethusa cynapium	8 - 0	
Atriplex patula	5 - 0	
Lamium purpureum	3 - 0	
Convolvulus arvensis	3 - (5) - +	
Artenzahlen:		
Versuchsbeginn	32	
Verluste	-21	
Gewinne	+26	
Artenbilanz	**+5**	

zwischendurch auch eine höhere Abundanz.

Die einzigen Arten, die durch das jährliche Brennen besonders gefördert zu werden scheinen, sind *Origanum vulgare, Trisetum flavescens* und *Convolvulus arvensis*. Beim Goldhafer könnte man an seinen Konkurrenten Glatthafer denken, der in der Parzelle KB1 (Tab. 2a) geringere Deckungsgrade aufweist. Den beiden anderen Arten konnte eher durch die jährlich großenteils beseitigte Streudecke in KB1 ein Konkurrenzvorteil gegenüber KB2 entstanden sein; denn das Feuer dürfte weder *Origanum vulgare* als Rhizomchamaephyt noch *Convolvulus arvensis* als Wurzel-Geophyt (*Schiefer* 1981) großen Schaden zufügen, während die jedes 2. Jahr überdauernde und nicht vollständig abgebrannte mächtige Streudecke in KB2 zumindest Startschwierigkeiten in den ersten Wochen der Vegetationsperiode bedeutet und die Arten an größerer Dominanz hindern könnte. Rosettenpflanzen wie *Plantago media* zeigen dies nach anfänglichem Aufschwung durch die folgende Deckungsabnahme deutlich (vgl. Tab. 2a).

Eine besondere Rolle nimmt *Arrhenatherum elatius* als namengebende Art dieser trockenen Fettwiesen ein. Im großen und ganzen hat der Glatthafer seinen nicht unerheblichen Deckungsanteil halten können, allerdings mit stärkeren Schwankungen nach unten (KB1) oder oben (KB2). Ähnlich verhält es sich mit dem bereits genannten *Plantago media*, während die übrigen Arten dieser Gruppe bei relativ geringer Präsenz eher unbedeutende Schwankungen ohne große Veränderungen ihrer Abundanz aufweisen. Dazu gehört auch *Bromus erectus*.

Deutliche Abnahmen ihres Dekkungsgrades haben hingegen *Lotus corniculatus, Dactylis glomerata* und *Taraxacum officinalis* hinnehmen müssen, z. T. sind sie nur noch in Spuren oder gar nicht mehr vorhanden (Tab. 2a). Ihre Verluste sind – wie die der Arten mit geringeren Anteilen in dieser Gruppe – teils in KB1, teils in KB2 größer, ohne daß sich einleuchtende Gründe dafür finden würden; es wäre z. B. verfrüht, von einer stärkeren Schädigung des Knaulgrases durch das jährliche Brennen zu sprechen, wie die folgenden Tabellen zeigen werden. Auf die Sträucher wird später eingegangen.

Zur Verdeutlichung der Blühaspekte auf den für Insekten besonders atraktiven Brennparzellen in Oberstetten (vgl. *Handke* 1988 u. in diesem Heft) ist ein Blütenfarbendiagramm angefügt. Es wurde von Frau *Kalmund* (1985) während der Vegetationsperiode 1983 aufgenommen (Abb. 2).

Allerdings zeigen die Pflanzenbestandsaufnahmen der Dauerquadrate (DQ) nicht die vollständige Entwicklung auf den jeweiligen Brennparzellen. Z. B. fehlt *Brachypodium pinnatum* in der Bestandsaufnahme von DQ14 in KB2 vollständig, obwohl sich am oberen Rande zu KB1 ein größerer Polycormon der Fiederzwenke ausgebreitet hat.

Etwas aus dem Rahmen des bisher Beobachteten fällt Tabelle 2b mit der Artengarnitur der jährlich gebrannten Parzelle auf der ehemaligen Ackerterrasse in Oberstetten. Wie auch bei den anderen Pflegevarianten, sind die ursprünglich stark auftretenden Ackerwildkräuter sehr rasch einer der Glatthaferwiese sehr ähnlichen Grünlandvegetationen gewichen. Am stärksten hat *Agropyron repens* zugelegt und bestimmte 1994 mit 75 % Deckung dominant die Artenzusammensetzung im Dauerquadrat. *Achillea millefolium* und *Taraxacum officinale* folgen mit 30 % bzw. 25 %. Auch *Arrhenatherum elatius* selbst tritt bald neu hinzu und erreicht 1994 bereits 10 % Deckung. *Dactylis glomerata* wird durch das jährliche Brennen ganz offensichtlich nicht ferngehalten, sondern ähnlich „gefördert" wie der Glatthafer. Der nahezu vollständige Ausfall der Ackerwildkräuter – einschließlich zahlreicher Arten, die nicht in diese Tabelle aufgenommen wurden –, die nicht auch in den Glatthaferwiesen der wärmeren Lagen vorkommen (vgl. *Schreiber* 1962, *Görs* 1974), wie z. B. *Myosotis arvensis*, ist sicher eine Überlagerung beider Vorgänge, sowohl des Brennens als auch der relativ raschen Entwicklung grünlandähnlicher Bestände aus der Pflanzendecke brachgefallener Äcker, wie sie in den anderen Parzellen auftreten.

Überraschend ist die Feststellung, daß relativ viele kleeartige Fabaceen (Schmetterlingsblütler) in allen Bracheparzellen eine leichte bis mittlere Zunahme durch das Brennen erfahren haben. Sie vermehren das in den Brandparzellen von Oberstetten besonders zahlreiche und fast über die gesamte Vegetationsperiode bunt blühende Artenspektrum der Blütenpflanzen. Das phänologische Diagramm von 1984 (*Kalmund* 1985; Abb. 2) – das selbst heute noch weitgehend repräsentativ für diese Brandparzelle (KB2) ist – zeigt dies deutlich.

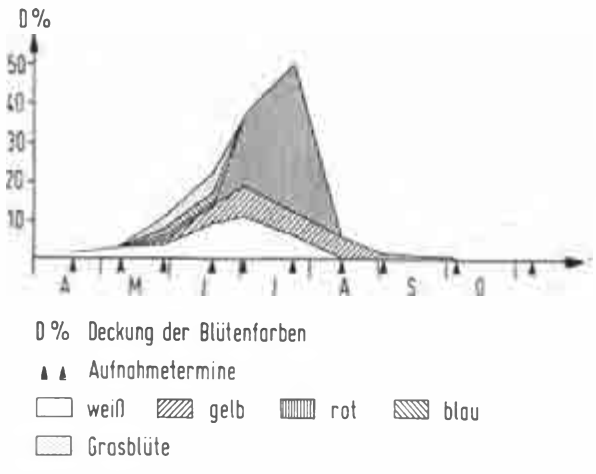


Abb. 2. Blütenfarbendiagramm des Jahres 1983 in der jährlich kontrolliert gebrannten Parzelle am Hang von Oberstetten (DQ 4) in einer ehemaligen Salbei-Glatthaferwiese. Auffällig ist der hohe Anteil an blauen (violetten) Blütenfarben, der zum größten Teil durch Origanum vulgare zustande kam; sehr gering ist der Anteil der Grasblüte, während vor allem weiße und gelbe Blütenfarben den größten Teil der Vegetationsperiode über, wenn auch mit geringen Deckungsgraden, zu sehen waren (nach Kalmund 1985).

3.1.2 Sankt Johann

Auf den flachgründigen Rendzinen von St. Johann ist ein Gentiano-Koelerietum (vgl. *Schiefer* 1981) der Ausgangsbestand aller Brennparzellen gewesen. 1981 richtete *Schiefer* ein weiteres Paar Brennparzellen ein (KB1, DQ 13 und KB2, DQ 14; vgl. Tab. 3).

Besonders auffällig ist auf den älteren wie auf den jüngeren Brandparzellen die starke Zunahme des Pyrophyten *Brachypodium pinnatum* (Tab. 3), dicht gefolgt von einer größeren Zahl von Arten der Halbtrockenrasen oder der eher trockenen Flanke der Wirtschaftswiesen, die jedoch auch in dieser oder jener Brandparzelle gelegentlich keine Steigerung oder gar eine leichte Abnahme erkennen lassen. *Koeleria pyramidata* scheint sich nur in KB2 mehr oder weniger gut entwickeln zu können.

Die Gruppe der Arten mit wenig Dynamik ist klein, größer hingegen wieder die Artengruppe mit mehr oder weniger deutlicher Abnahme in den Brandparzellen, angeführt von *Bromus erectus* mit dem ursprünglich höchsten Deckungsanteil auf den Flächen. Die Verluste sind jedoch nicht so groß, wie die starke Zunahme von *Brachypodium pinnatum* als „Gegenspieler" erwarten lassen würde.

In den ersten 10 bis 15 Jahren des kontrollierten Brennens in KB1 und KB2 schien der Siegeszug der Fiederzwenke rein optisch auf der ganzen Fläche – ohne genaue Pflanzenbestandsaufnahmen – zu einem Fast-Reinbestand zu führen. Vor allem neigte sie zu verstärkter Fruktifikation. Trotz ihrer Zunahme bildeten sich aber leichte Muster aus, die in den letzten Jahren auch Vorherrschaftsbereiche anderer Arten erkennen ließen, so daß der frühere Aspekt eines Fiederzwenken-„Reinbestandes" verlorenging. Dies läßt sich allerdings nicht oder kaum aus den Pflanzenbestandsaufnahmen herauslesen, sondern ist nur durch die häufige Beobachtung der gesamten Flächen oder flächenhafte Kartierungen erfaßbar. Nennenswerte Unterschiede zwischen den verschiedenen Brennintervallen sind bisher nicht aufgetreten. Vielmehr hat man den Eindruck, als ob zumindest die älteren Brennparzellen seit etlichen Jahren einen Gleichgewichtszustand erreicht haben.

Tab. 3. Artenliste der Brennparzellen von St. Johann. Auswahl von Arten der Pflanzenbestandsaufnahmen mit mindestens 1 % Dekkung zwischen 1975–1994 (aus Kaufmann 1994). KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; KB2 = Brennen jedes 2. Jahr; (0) = zwischenzeitliche Höchst- und Tiefstwerte; DQ = Dauerquadrat

Art	KB1 DQ 2	KB1 DQ 13	KB2 DQ 11	KB2 DQ 14
	1975 1994	1981 | 1994	1978 | 1994	1981 | 1994
Brachypodium pinnatum	3 - 60	8 - 20	3 - 50	8 - 50
Galium verum	3 - 40	8 - (10) - 8	5 - 30	5 - 15
Helianthemum nummularium	3 - 10	8 - 15	5 - 30	3 - 5
Sanguisorba minor	3 - 20	5 - 5	25 - (15) - 30	5 - 8
Prunella grandiflora	5 - (25) - 20	3 - 5	8 - (0) - 5	3 - 5
Carex flacca	8 - 20	3 - (+) - 3	1 - (3) - 1	+ - 1
Campanula rotundifolia	+ - 5	+ - 3	1 - 3	+ - 3
Centaurea jacea	+ - 15	3 - 5	1 - (5) - 1	1 - 1
Achillea millefolium	1 - 8	1 - (+) - 3	+ - (1) - +	+ - 3
Pimpinella saxifraga	1 - (+) - 3	1 - (3) - 1	1 - (+) - 1	1 - 3
Carex caryophyllea	+ - 3	1 - (3) - 1	1 - 3	1 - (+)
Alchemilla monticola	+ - 5	0 - r	3 - 3	+ - +
Lotus corniculatus	3 - 5	(+) - (1) - +	+ - (3) - 1	+ - (1) - +
Koeleria pyramidata	1 - 1	3 - 3	3 - 8	1 - 5
Primula veris	0 - +	0 - +	+ - (8) - +	+ - 3
Poa pratensis	0 - +	+ - 1	+ - (10) - 1	0 - 1
Plantago lanceolata	3 - (+) - 3	+ - 1	3 - (+) - 3	+ - 1
Festuca rubra comm.	3 - (5) - 3	3 - (+) - 3	10 - (3) - 5	1 - (+) - 1
Dactylis glomerata	3 - +	+ - (1) - +	+ - (0) - +	0 - +
Potentilla tabernaemontani	+ - 1	+ - 1	5 - 1	1 - +
Bromus erectus	30 - 15	50 - 40	30 - (40) - 30	60 - 40
Plantago media	10 - (3) - 5	3 - (5) - 3	10 - (5) - 8	5 - (8) - 5
Thymus chamaedris	15 - (+) - 1	3 - 3	8 - (+) - 1	3 - 3
Cirsium acaule	5 - (8) - 3	5 - 7	5 - 8	5 - +
Hippocrepis comosa	3 - (+) - 1	3 - (+) - 3	8 - (1) - 3	8 - (1) - 5
Trifolium pratense	8 - +	r - +	1 - +	+ - +
Carlina acaulis	+ - r	-	3 - (5) - 1	(+) - 0
Scabiosa columbaria	8 - (0) - 1	3 - (1) - 5	1 - (0) - +	3 - (5) - 3
Trifolium repens	8 - (+) - 1	0 - +	0 - r	0 - +
Chrysanthemum leucanthemum	3 - +	r - 1	+ - 0	+ - 3
Cynosurus cristatus	3 - 0	-	+ - 0	-
Asperula cynanchica	+ - (1) - 0	1 - +	+ - 0	1 - +
Arrhenatherum elatius	+ - 0	-	0 - r	
Sträucher:				
Rosa canina	-	-	-	0 - (+)
Artenzahlen:				
Versuchsbeginn	51	46	51	48
Verluste	-10	-8	-8	-10
Gewinne	+9	+13	+7	+10
Artenbilanz	**-1**	**+5**	**-1**	**0**

Tab. 4. Artenliste der Brennparzellen von Rangendingen. Auswahl von Arten der Pflanzenbestandsaufnahmen mit mindestens 1 % Deckung zwischen 1975–1994 (aus Kaufmann 1994). KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; KB2 = Brennen jedes 2. Jahr; (0) = zwischenzeitliche Höchst- und Tiefstwerte; DQ = Dauerquadrat

Art	KB1 DQ 2	KB1 DQ 15	KB2 DQ 13	KB2 DQ 16
	1975 1994	1979 1994	1978 1994	1979 1994
Brachypodium pinnatum	25 - 50	25 - (30) - 25	20 - 50	40 - 50
Salvia pratensis	8 - 15	20 - (15) - 25	8 - 20	15 - (30) - 25
Genista tinctoria	0 - +	5 - 20	+ - (3) - 0	-
Lotus corniculatus	3 - 15	1 - 3	5 - (+) - 3	3 - (5) - 3
Trifolium medium	40 - (80) - 20	10 - 15	70 - (80) - 70	70 - 80
Koeleria pyramidata	1 - 5	+ - 8	1 - (+) - 3	-
Viola hirta	0 - +	0 - (1) - r	+ - 1	+ - 8
Centaurea scabiosa	0 - 1	1 - 3	+ - 1	1 - (8) - 5
Centaurea jacea	+ - 15	+ - 5	(+) - (1) - 0	0 - (r) - 0
Ononis repens	+ - 8	5 - (1) - 5	3 - (1) - 5	+ - (1) - 0
Achillea millefolium	0 - /(+) - 0	-	+ - 1	1 - 3
Linum catharticum	0 - 3	+ - 3	+ - 0	-
Poa pratensis	3 - (8) - 1	1 - (5) - 3	3 - (5) - 3	3 - 10
Daucus carota	+ - 3	r - 1	1 - +	r - +
Pimpinella saxifraga	+ - 1	0 - +	0 - +	-
Bromus erectus	20 - (50) - 20	20 - 30	20 - (30) - 20	15 - 3
Knautia arvensis	3 - 3	1 - (3) - 1	5 - (1) - 5	1 - 3
Plantago media	+ - (3) - +	+ - (19) - +	1 - +	1 - 0
Carex caryophyllea	1 - (3) - 1	5 - (8) - 1	+ - 3	1 - (3) - 1
Carex flacca	5 - (+) - 3	3 - 3	3 - (5) - 3	1 - 1
Chrysanthemum leuc.	+ - (1) - 0	0 - (3) - 1	+ - (1) - r	0 - (r) - 0
Festuca rubra	1 - +	1 - (3) - 1		0 - 1
Sanguisorba minor	1 - (3) - 1	+ - +	+ - 1	-
Taraxacum officinale	0 - (+) - r	r - +	+ - +	-
Dactylis glomerata	0 - (+) - 0	+ - +	+ - +	1 - 0
Festuca ovina	3 - (5) - 0	5 - 3	5 - (8) - 3	0 - (3) - +
Convolvulus arvensis	3 - (5) - 1	3 - (+) - 1	1 - 1	0 - (+) - 0
Medicago falcata	-	8 - (3) - 5	-	-
Thymus chamaedris	0 - (+) - 0	1 - 0	1 - r	1 - 0
Hypericum perforatum	0 - (3) - 1	0 - (+) - 0	5 - 1	-
Arrhenatherum elatius	+ - 0	+ - 0	+ - (1) - +	1 - (3) - +
Artenzahlen:				
Versuchsbeginn	31	35	36	26
Verluste	-10	-10	-9	-6
Gewinne	+8	+8	+4	+2
Artenbilanz	**-2**	**-2**	**-5**	**-4**

3.1.3 Rangendingen

Das Almend-Grundstück, auf dem die Brennparzellen eingerichtet wurden, lag vor Versuchsbeginn etliche Jahre brach. Es hatte sich auf den mittelgründigen, kalkhaltigen Gipskeuper-Pelosolen ein dem Trifolio-Agrimonietum eupatoriae nahe stehendes *Trifolium medium-Brachypodium pinnatum*-Stadium gebildet (*Schiefer* 1981). Auch nach 20jährigem kontrollierten Brennen jährlich oder jedes 2. Jahr hat sich seit 1975 an dem Arteninventar nicht grundsätzlich etwas geändert, lediglich an den Abundanzen; weder ist eine Rückentwicklung zu dem Halbtrockenrasen (Mesobrometum arrhenatheretosum auf den Nachbarflächen nach *Schiefer* 1981), noch eine Weiterentwicklung zu den thermophilen Saumgesellschaften erfolgt (vgl. auch Tab. 4). Lediglich einige Arten mit ohnehin meist geringen Abundanzen sind – durchaus nicht immer in allen Parzellen! – verschwunden.

Brachypodium pinnatum, Trifolium medium und *Salvia pratensis* haben am meisten durch das Brennen gewonnen. Ein eindeutiger Unterschied zwischen KB1 und KB2 ist nicht festzustellen. In dieser Gruppe der „geförderten" Arten ist auch in Rangendingen *Koeleria pyrimidata* vertreten.

Hingegen gehören weder *Sanguisorba minor, Achillea millefolium, Taraxacum officinalis* noch *Agrimonia eupatoria* dazu, die in Oberstetten und – mit Ausnahme von *Sanguisorba* und *Taraxacum* – auch in St. Johann eine Zunahme der Abundanz aufwiesen. *Bromus erectus* hat seinen Deckungsanteil weitgehend halten können, war in einigen Parzellen sogar in der Lage, seine Abundanz zwischenzeitlich nicht unerheblich zu erhöhen.

Es gibt zwar einige Arten, die in mehreren DQ'en der Brandparzellen Verluste hinnehmen mußten oder verschwanden – unter ihnen auch *Arrhenatherum elatius* –, aber ihre Deckungsanteile waren von Anfang an nicht hoch, auch wenn sie zwischendurch z. T. gestiegen sein sollten. Eine eindeutige Beziehung zu den Brennintervallen zeigt sich auch hier nicht.

Eine eindeutige Vormachtstellung nehmen in dem Blütenfarbendiagramm die Gräser ein (Abb. 3). Die Fiederzwenke hat auch hier – wie in St. Johann – mit einem verstärkten Austrieb von Blüten- bzw. Fruchthalmen auf das Brennen reagiert und ist mit der Aufrechten Trespe und anderen Gräsern von Mai bis Juni an der Blütenfarbendominanz beteiligt.

3.2 Veränderungen der Krautschicht auf frischen Standorten in Ettenheimmünster

Ausgangsbestand der Brandparzellen wie der benachbarten Mulchparzellen war eine magere Variante des Dauco-Arrhenatheretum typicum auf mittel- bis tiefgründigen, basenarmen, im unteren Hangbereich etwas zur Wechselfeuchtigkeit neigenden Braunerden (*Schiefer* 1981). Das Kontrollierte Brennen im unteren Hangabschnitt erfolgt nur jedes 2. Jahr (KB2). Im Jahr 1979 errichtete Schiefer ein weiteres Paar von Brennparzellen (KB1: DQ 12; KB2: DQ 14) unmittelbar am südlichen Rand der Versuchsanlage.

Eine z. T. sehr starke Förderung erfuhr *Agrostis tenuis* in den älteren Parzellen; in KB2 nahm sein Deckungsanteil bis 1985 auf 40 % zu, fiel aber in den 90er Jahren auf etwa 10 % wieder ab (Tab. 5). In den 1979 neu eingerichteten Brandparzellen kommt er jedoch nur in Spuren vor. Sehr bemerkenswerte Zunahmen verzeichnete auch *Carex caryophyllea* in den älteren Brandparzellen, aber in KB2 mehr als in KB1. Auch diese Art kommt in den jüngeren Parzellen nur in KB2 (DQ 14) mit geringen, aber stetigen Anteilen vor. Häufiger zeigen auch die anderen Arten mit steigender Abundanz höhere Deckungsgrade in den DQ'en der bis zu 6 Jahre älteren Parzellen; Ausnahmen davon sind *Hypericum maculatum* und *Galium mollugo*, ebenso *Festuca rubra commutata* aus der Gruppe der Arten ohne eindeutiges Verhalten dem Brennen gegenüber. Einige Sippen aus dieser Gruppe weisen sogar eine deutlich sichtbar werdende Dynamik auf, die sich entweder in überdurchschnittlichen Steigerungs- oder Verlustraten im Verlauf der Versuchsdurchführung äußert.

Der eigentliche Verlierer in allen Brennparzellen – wenn auch auf jeweils unterschiedlichem Niveau – ist *Arrhenatherum elatius* (Tab. 5), der in den übrigen Nutzungsvarianten einschließlich der ungestörten Sukzession seine meist dominierende Rolle bewahren konnte.

3.3 Veränderungen der Krautschicht auf den (wechsel-)feuchten bis nassen Standorten in Fischweier (Albtal/nördl. Schwarzwald)

Das Feuchteregime der Standorte im Albtal und damit auch die Ausgangsgesellschaften des Grünlandes bei Fisch-

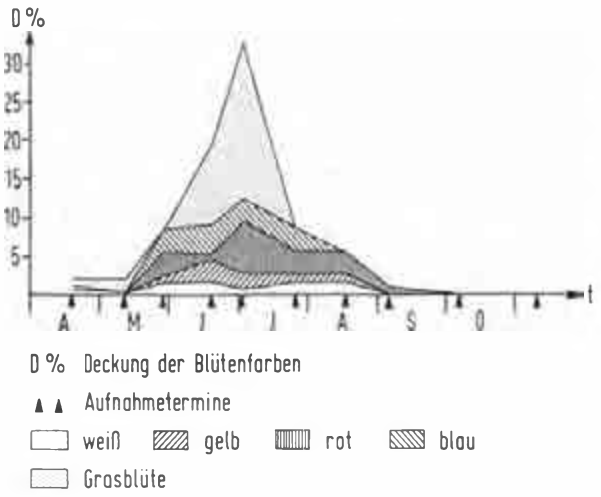


Abb. 3. Im Gegensatz zu Oberstetten dominiert in den Halbtrokkenrasen von Rangendingen im Jahre 1983 auf der jährlich kontrolliert gebrannten Parzelle (DQ 2) die Grasblüte. Sie wird durch die verstärkt fruktifizierende Fiederzwenke (Brachypodium pinnatum) und die Aufrechte Trespe (Bromus erectus) gebildet. Aber von Mai bis September sind, wenn auch nur mit geringen Deckungsgraden, auch weiße, gelbe, rote und blaue Blütenfarben beteiligt (nach Kalmund 1985).

weier werden durch das von der Alb gebildete Talprofil bestimmt. Auf dem Rücken des flußbegleitenden breiten Uferwalls stockte auf den sandig-lehmigen Auensedimenten der Braunerde-Gleye ein Alchemillo-Arrhenatheretum polygonetosum (*Schiefer* 1981); dort sind die Dauerquadrate (DQ) 3 (KB1) und DQ 16 (KB2) angelegt worden (vgl. Tab. 6). Leicht zum östlichen Talrand abfallend, folgen Gleye mit einer *Polygonum bistorta-Caltha palustris*-Wiese, z. T. in der Fazies von *Carex bizoides*, mit dem DQ 8 (KB1) und DQ 15 (KB2). Am Rande des Talgrundes mit einem nur bedingt funktionierenden Entwässerungsgraben haben sich Naßgleye, z. T. mit Anmoor-Decke, ausgebildet; dort stockte – z. T. in ähnlicher Artenzusammensetzung bis 1994 – ein *Caricetum gracilis*, Subassoziation von *Caltha palustris* und in der Variante von *Filipendula ulmaria* (DQ 13, KB1; Tab. 6).

Das jährliche Brennen (KB1) hat vor allen Dingen in den drei letzten Jahren (1994–1996) eine durchgreifende Veränderung der ursprünglich den Standortsverhältnissen entsprechenden Zonierung der Pflanzengesellschaften herbeigeführt. *Phalaris arundinacea* hat Jahr für Jahr eine größere Fläche beherrscht, heute dominiert das Rohrglanzgras auf der gesamten Parzelle. Tabelle 6 zeichnet diese Entwicklung in den DQ'en von KB1 bis 1994 noch gar nicht nach; denn auf den feuchten bis nassen Standorten hat das Rohrglanzgras erst kürzlich alle dort früher vorherrschenden Arten durch seine Fähigkeit zur raschen Polycormonbildung unterdrückt. Es gilt im übrigen auch hier, daß die DQ'e keineswegs für die Entwicklung auf der gesamten Fläche repräsentativ sind (vgl. *Schreiber* 1993, *Schreiber* et al. 1996).

In KB2 entsprechen die DQ'e noch weitgehend dem oben skizzierten Bild (Tab. 6). Es gibt praktisch keine Art, die nur oder besonders durch das Brennen jedes 2. Jahr gefördert worden wäre. Scheinbar könnte man *Carex brizoides* dazu zählen (Tab. 6), aber das Seegras – wie es in Süddeutschland heißt – hat sich gleichermaßen in dieser standörtlichen Zone auch in anderen Parzellen, vor allem in der ungestörten Sukzession, z. T. bis zur alleinigen Vorherrschaft durchgesetzt. Dennoch ist der Gesamtbestand sehr stark von KB1 unterschieden: Es gibt nur auf dem Uferwall dichte Polycormone von *Phalaris arundinacea*, im übrigen ist die Vegetationsabfolge bis 1995 der Sukzessionsparzelle sehr ähnlich; in den nassen Bereichen am östlichen Talrand herrscht eine seggenreiche Mädesüßflur vor. Erst 1996 wurde deutlich, daß der *Carex brizoides*-Gürtel durch das vom Uferwall vordringende Rohrglanzgras zunehmend eingeengt wurde; darüber hinaus sind in der Mädesüßflur die ersten Exemplare dieses Grases über den Bestand hinausgewachsen. Es bleibt abzuwarten, ob sich schließlich in KB2 in den nächsten Jahren die gleiche Entwicklung durchsetzt, wie sie für KB1 geschildert wurde.

Auch die Rolle vom Wiesenknöterich (*Polygonum bistorta*), die er in den Pflanzenbestandsaufnahmen von KB1 und KB2 spielt, bedarf einer weiteren Beobachtung; als Rhizomgeophyt besitzt er eigentlich alle Voraussetzungen zur Durchsetzung bei beiden Brenn-

Tab. 5. Artenliste der Brennparzellen von Ettenheimmünster. Auswahl von Arten der Pflanzenbestandsaufnahmen mit mindestens 1 % Deckung zwischen 1975–1994 (aus Kaufmann 1994). KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; KB2 = Brennen jedes 2. Jahr; (0) = zwischenzeitliche Höchst- und Tiefstwerte; DQ = Dauerquadrat

Art	KB1 DQ 2	KB1 DQ 12	KB2 DQ 11	KB2 DQ 14
	1975 1994	1981 1994	1978 1994	1981 1994
Agrostis tenuis	10 - (60) - 40	0 - +	15 - (40) - 10	-
Carex caryophyllea	1 - (10) - 20	-	8 - 50	r - 3
Luzula campestis	8 - (3) - 10	r - +	5 - 15	1 - (+) - 3
Galium mollugo	1 - (5) - 1	5 - (15) - 10	3 - 10 - 1	3 - 15
Hypericum maculatum	+ - (8) - 5	3 - (20) - 8	0 - (5) - 1	3 - 10
Holcus lanatus	8 - (10) - 3	8 - 15	3 - (8) - 3	8 - 15
Achillea millefolium	1 - (7) - 5	1 - 10	3 - (40) - 8	+ - (3) - 1
Anthoxanthum odoratum	3 - 1	1 - 3	1 - 3	1 - 8
Rumex acetosella	0 - 8	-	0 - 3	-
Angelica sylvestris	0 - 3	-	0 - (3) - 1	0 - r
Festuca rubra commutata	10 - (25) - 10	20 - 25	40 - (8) - 20	10 - (20) - 15
Rumex acetosella	8 - 1	10 - (3) - 10	5 - 3	8 - (1) - 10
Calaamintha clinopodium	-	3 - (15) - 3	-	+ - 1
Ranunculus acris	1 - (3) - +	3 - (5) - 3	1 - 1	5 - (3) - 5
Poa pratensis	+ - +	5 - 8	-	1 - (15) - 1
Lotus corniculatus	5 - 5	-	1 - (5) - +	0 - (r) - 0
Lathyrus pratensis	+ - (5) - +	5 - (1) - 5	(+) - 1	3 - (1) - 5
Ajuga reptans	1 - (r) - +	3 - +	+ - (3) - 1	r - (1) - 5
Centaurea jacea	3 - (1) - 5	1 - 1	3 - (5) - 3	+ - r
Lychnis flos-cuculi		1 - (0) - 1		+ - 3
Arrhenatherum elatius	15 - +	25 - 10	3 - (5) - 1	50 - 30
Veronica chamaedris	3 - (8) - 5	75 - (15) - 25	1 - (15) - 5	50 - (60) - 40
Sträucher:				
Rubus fruticosus	-	-	-	0 - 1
Artenzahlen:				
Versuchsbeginn	35	33	29	29
Verluste	-5	-5	-3	-6
Gewinne	+10	+5	+8	+8
Artenbilanz	**+5**	**0**	**+5**	**+2**

Tab. 6. Artenliste der Brennparzellen von Fischweier. Auswahl von Arten der Pflanzenbestandsaufnahmen mit mindestens 1 % Deckung zwischen 1975–1994 (aus Kaufmann 1994). KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; KB2 = Brennen jedes 2. Jahr; (0) = zwischenzeitliche Höchst- und Tiefstwerte; DQ = Dauerquadrat

Art	KB1 DQ 3	KB1 DQ 8	KB1 DQ 13	KB2 DQ 16	KB2 DQ 15
	1975 1994	1975 1994	1976 1994	1979 1994	1979 1994
Polygonum bistorta	20 - (90) - 60	70 - (90) - 80	60 - (8) - 15	90 - (30) - 40	70 - (80) - 40
Filipendula ulmaria	+ - (15) - 8	5 - (35) - 20	25 - (75) - 50	20 - (10) - 50	50 - 85
Phalaris arundinacea	0 - 1	0 - 75	1 - (15) - 8	+ - 25	-
Carex gracilis	-	0 - (1) - +	60 - 90	-	1 - 5
Iris pseudacoris	-	1 - (5) - 3	0 - (5) - 3	-	1 - (3) - 1
Convolvulus sepium	0 - 3	+ - 5	-	+ - 3	0 - +
Stachys palustris	-	+ - (20) - 3	-	0 - (3) - 1	- r -
Stellaria holostea	0 - 5	-	-	-	-
Arrhenatherum elatius	30 - 20	-	-	5 - (+) - 8	+ - 0
Sanguisorba officinalis	8 - 15	5 - 1	-	3 - (8) - +	3 - 0
Galium mollugo	3 - (15) - 8	(+) - 0	+ - 0	5 - (10) - 1	-
Alopecurus pratensis	+ - 1	3 - (5) - 1	-	5 - 3	1 - 5
Agrostis tenuis	0 - 1	0 - (r) - 0	-	3 - (8) - 0	-
Ajuga reptans	1 - (3) - 1	0 - (1) - 0	-	-	0 - (+) - 0
Stellaria graminea	+ - +	-	-	r - 0	-
Galium aparine	-	-	-	0 - r	-
Festuca rubra comm.	10 - (1) - 3	25 - (30) - +	+ - (1) - 0	3 - (5) - +	5 - 0
Holcus lanatus	10 - 1	15 - (30) - 1	0 - (1) - 0	8 - (0) - r	3 - 0
Dactylis glomerata	3 - (10) - 1	+ - 0	-	90 - (30) - 40	-
Lysimachia nummularia	10 - (15) - +	+ - 0	-	r - 0	3 - 0
Agrostis canina	0 - (1) - +	+ - (3) - 0	-	-	20 - 0
Cirsium palustre	1 - +	1 - (3) - 0	0 - (1) - 0	3 - (0) - 1	1 - (5) - 0
Anemone nemorosa	1 - (3) - +	3 - 0	5 - 1	+ - 0	0 - (8) - +
Artenzahlen:					
Versuchsbeginn	45	37	22	32	30
Verluste	-24	-28	-12	-13	-22
Gewinne	+13	+8	+1	+6	+2
Artenbilanz	**-11**	**-20**	**-11**	**-7**	**-20**

Varianten. Tabelle 6 läßt jedoch den Eindruck entstehen, das er bei KB2 nicht mehr so konkurrenzfähig ist und dort z.T. dramatische Verluste hinnehmen mußte. Auch der Glatthafer, das Knaulgras und das Wollige Honiggras scheinen durch das Brennen auf diesen Standorten insgesamt z.T. starke Einbußen zu erleiden (Tab. 6).

3.4 Veränderungen der Krautschicht in den kühlen Hochlagen des Südschwarzwaldes bei Bernau

Die südexponierten, grusig-lehmigen, sehr tiefgründig-humosen Böden der etwa um 1150 m ü. NN liegenden Südhanglagen von Bernau-Innerlehen trugen die in diesem Gebiet sehr verbreiteten Flügelginsterweiden (*Schiefer* 1981).

Sie haben sich im Bereich der jährlich gebrannten Parzelle (KB1) im Prinzip bis heute halten können. Der Flügelginster (*Genista sagittalis*) hat sogar kräftig zugelegt, auch *Achillea millefolium, Viola canina* und *Nardus stricta* zeugen von einer deutlichen Förderung, die zwischenzeitlich auch *Agrostis tenuis* erfaßt hatte (Tab. 7). Viele andere Arten des Bestandes weisen meist nur schwache Zunahmen oder ein mehr oder weniger unverändertes Verhalten auf. Am stärksten hat *Festuca rubra commutata* Einbußen zu beklagen, die übrigen Arten mit Abnahmen liegen im Prinzip in einem Bereich, den man z.T. auch als Schätzfehler durch die verschiedenen Bearbeiter interpretieren kann.

Auch auf der erst 1978 abgetrennten Parzelle KB2 hat der Flügelginster eine deutliche Förderung erfahren. Auffällig ist der hohe Deckungsanteil von *Avenella flexuosa*, der sich zwischenzeitlich sogar nochmals fast verdoppelt hat. Im Spätsommer fällt diese Parzelle durch den dichten, hohen und strohgelben Bestand der oberirdisch bereits abgestorbenen Drahtschmiele auf, deren weit ausladende feingliedrige Rispen sich im Winde wiegen. Sie verdecken den Blick auf den Hauptbestandsbildner im Dauerquadrat, die Blaubeere. Warum *Avenella flexuosa* in der Brandparzelle KB1 bereits von Anfang an einen so unterschiedlichen, niedrigen Deckungsanteil besitzt (Tab. 7), entzieht sich einer Erklärung. Zumindest ist die Drahtschmiele dort durch das jährliche Brennen zwar nicht beeinträchtigt, allerdings auch nicht, wie in KB2, zu einer starken Vermehrung angeregt worden; mit ca. 30 % Deckung ist sie dort nämlich nach der Blaubeere die dominanteste Art.

Die auffälligste Zunahme in KB2 fand jedoch bei *Vaccinium myrtillus* statt, worauf bei den Gehölzen nochmals eingegangen werden soll. *Festuca rubra commutata* hat – bei einer zwischenzeitlich kräftigen Steigerung seines Deckungsanteils – inzwischen wieder einen Gleichstand zu den Ausgangsbedingungen erreicht, aber der Verlust ist auch hier offensichtlich; ähnlich ist es bei *Agrostis tenuis, Galium harcynicum* und *Potentilla erecta*.

3.5 Gehölze auf den Brandparzellen

Unter keiner der beiden Varianten des Kontrollierten Brennens (KB1, KB2) haben sich bisher in 5 von 6 Versuchsanlagen Bäume erfolgreich etablieren können, obwohl sich in zahlreichen Sukzessionsparzellen Bäume oder gar Vorwälder entwickelt haben (*Schreiber* 1993, 1997). Eine Ausnahme bildet der Uferwall von Fischweier ausgerechnet in KB1: dort hat sich trotz jährlichen Brennens eine inzwischen etwa 2 m hohe *Alnus incana* schon vor längerer Zeit ansamen können. Offenbar ist es auch zu keiner auffälligen Rindenverletzung an der Stammbasis oder im Geäst des Jungbaumes durch das Feuer gekommen.

Anders sieht es hingegen bei den Sträuchern aus. Es sind nur zwei Arten, die unter dem Feuerregime des Brennens jedes 2. Jahr einwandern und sich dort halten oder gar weiter vermehren konnten: *Rosa canina* und *Prunus spinosa* (Tab. 2a, Tab. 3), zwei Arten, die hinsichtlich der Ausbreitungsstrategien durchaus nicht völlig übereinstimmen. Zwar werden beide Arten endozoochor (ornithochor) verbreitet (*Kollmann* 1992, 1994). Und nur so sind die völlig

Art	KB1 DQ 7			KB2 DQ 8		
	1975		1994	1975		1994
Genista sagittalis	3	-	25	3	-	15
Avenella flexuosa	0	-	1	38	-(60)-	30
Vaccinium myrtillus	+	-	+	19	-(50)-	40
Agrostis tenuis	9	-(50)-	15	3	-(30)-	3
Achillea millefolium	1	-	40	1	-(3)-	1
Plantago lanceolata	1	-	8	0	-(+)-	r
Nardus stricta	1	-(10)-	8	1	-(5)-	+
Potentilla erecta	3	-(15)-	5	3	-(10)-	5
Hieracium pilosella	+	-(8)-	5	0	-(+)-	r
Viola canina	3	-	15	3	-(8)-	+
Rumex acetosella	1	-(5)-	3	0	-	1
Anthoxanthum odoratum	0	-	3	1	-	+
Briza media	1	-	3	0	-(3)-	0
Veronica chamaedris	1	-(5)-	3	0	-(+)-	0
Carex caryophyllea	0	-(3)-	1	0	-(3)-	+
Campanula rotundifolia	+	-(3)-	1	0	-(1)-	+
Lotus corniculatus	0	-(1)-	+		-	
Chrysanthemum ircutianum	0	-	1		-	
Galium harcynicum	9	-(15)-	10	3	-(25)-	3
Rumex acetosa	+	-(1)-	+	0	-(+)-	r
Luzula campestris	0	-(3)-	1	3	-(+)-	1
Veronica officinalis	1	-(5)-	+	+	-(0)-	+
Thymus chamaedris	1	-	+	0	-	1
Stellaria graminea	1	-(+)-	1	1	-(+)-	1
Poa pratensis	+	-(1)-	+	0	-(1)-	+
Carlina acaulis	+	-(3)-	+	+	-	0
Trifolium repens	+	-	1	0	-(+)-	0
Festuca rubra commutata	38	-(8)-	20	3	-(25)-	3
Ranunculus acris	+	-(1)-	0	0	-(+)-	0
Alchemilla monticola	+	-(3)-	0	0	-(+)-	0
Artenzahlen:						
Versuchsbeginn	33			22		
Verluste	-4			-4		
Gewinne	+3			+7		
Artenbilanz	**-1**			**+3**		

Tab. 7. Artenliste der Brennparzellen von Bernau. Auswahl von Arten der Pflanzenbestandsaufnahmen mit mindestens 1 % Deckung zwischen 1975–1994 (aus Kaufmann 1994). KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; KB2 = Brennen jedes 2. Jahr; (0) = zwischenzeitliche Höchst- und Tiefstwerte; DQ = Dauerquadrat

isolierten Vorkommen beider Arten auf den Brennparzellen KB2 von Oberstetten und St. Johann zu erklären. Bei *Rosa canina* handelt es sich um z. T. schon 15 Jahre alte, stark bestockte Einzelpflanzen; bei *Prunus spinosa* hat sich möglicherweise von einem erfolgreich gekeimten Individuum aus inzwischen ein Polycormon gebildet, der durch die Deckungsangaben in Tabelle 2a, DQ 14 von Oberstetten eher zu gering ausgefallen ist, da sich größere Teile außerhalb des DQ'es befinden. Beide Arten haben nur beim Kontrollierten Brennen jedes 2. Jahr überdauern oder sich neu etablieren können.

In Rangendingen (Tab. 4) sind weder Bäume noch Sträucher, sondern nur Halbsträucher wie *Genista tinctoria* oder *Hypericum perforatum* (letztere Art unbedeutend) gefördert worden. Der Färberginster erreichte in KB1 sogar bis 1994 etwa 20 % Deckung, während er beim Brennen jedes 2. Jahr völlig verschwunden ist.

In den Hochlagen des Südschwarzwaldes haben sich auf den Sukzessionsflächen Zwergstrauchheiden entwikkelt (*Schreiber* 1997). In ähnlicher Weise konnte sich *Vaccinium myrtillus* in Bernau unter dem KB2-Regime ausdehnen. Es ist schwer zu sagen, ob diese Art durch Samenverbreitung oder Sproßkoloniewachstum in die Fläche gelangt ist. Jedenfalls scheint nur das jährliche Brennen – neben dem jährlich zweimaligen Mulchen (vgl. *Schreiber* 1996; 1997) – eine erfolgreiche Verhinderung der *Vaccinium*-Verheidung zu bewirken. Trotz einer Schädigung der nicht im Winter abgestorbenen sowie der verholzten Sproßteile findet im späten Frühjahr in KB2 an den durch die Brandspuren noch lange geschwärzten Blaubeeren ein kräftiger Neuaustrieb statt, der nur bei genauer Kontrolle in der Vegetationsperiode unter dem frisch gebildeten Blätterdach die Überreste des Abbrennens erkennen läßt.

Grundsätzlich muß festgehalten werden, daß Bäume, Sträucher, Zwerg- und Halbsträucher nur unter *jährlichem Brandregime* im Prinzip aus den Grünlandbrachen ferngehalten werden können.

3.6 Artendynamik

Vergleicht man die Artenbilanz der Pflanzenbestandsaufnahmen zwischen dem Versuchsbeginn 1975 (–1978) mit dem letzten Jahr der Bestandsaufnahme 1994 (Tab. 2–7), so fallen eigentlich nur zwei Anlagen deutlich aus dem Rahmen: Oberstetten mit Zunahmen vor allem in KB2 (Kontrolliertes Brennen jedes 2. Jahr) mit 9 Arten, andererseits Fischweier mit alarmierenden Abnahmen zwischen etwa 10 bis 20 Arten. In allen übrigen Brennparzellen halten sich Zu- und Abnahmen in relativ engen Grenzen.

Zwar scheint in Oberstetten, St. Johann und Bernau das Brennen jedes 2. Jahr einen leichten Zuwachs gegenüber dem Brennen jedes Jahr anzudeuten, aber weder Rangendingen, noch Ettenheimmünster oder gar Fischweier passen in diese Vorstellung; man kann deshalb keine allgemeingültige Aussage in dieser Richtung formulieren!

Die Veränderungen im Artenspektrum sind allerdings bemerkenswert, wenn man die Verluste und Gewinne in den Tabellen vergleicht. Bis auf die Brennparzellen in Bernau hat der Feuereinsatz in allen anderen Anlagen einen mehr oder weniger starken Artenwechsel verursacht, der sich nur bedingt in den Auszugstabellen 2–7 widerspiegelt, da der größere Teil dieser Arten nur mit <1 % Deckung an dem Arteninventar beteiligt war oder ist. Allerdings sagen diese Zahlen nichts über den pflanzensoziologischen oder Naturschutz-Wert der betreffenden Arten aus. Insgesamt muß man aber sagen, daß in der Regel „interessantere" Arten eher unter den Abgängen als unter den Zugängen zu finden sind.

Vergleicht man die gegenwärtig (1994) erreichten Artenzahlen der Brennparzellen mit anderen Nutzungsalternativen in den jeweiligen Versuchen (Tab. 8), so stehen sie in der Regel zwischen den ungestörten Sukzessionen und den 2× jährlich gemulchten Parzellen. Aber auch hier gibt es Ausnahmen: Die höchsten Artenzahlen in Oberstetten und St. Johann werden in KB2 erreicht, während die absoluten Tiefstwerte auf den Gleyen der Brennparzellen in Fischweier mit etwa 10 Arten im Dauerquadrat zu verzeichnen sind. Hier haben sich unter der Vorherrschaft von *Filipendula ulmaria, Carex gracilis* und *Polygonum bistorta* und einem rasch steigenden Anteil von *Phalaris arundinacea* extreme Dominanzbestände entwickelt, die noch keinen Gleichgewichtszustand erkennen lassen.

Tab. 8. Artenzahlen der Brennparzellen in den Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg im Jahr 1994 im Vergleich zu anderen Nutzungsalternativen (US = Ungestörte Sukzession; KB1 = Kontrolliertes Brennen jährlich; KB2 = Kontrolliertes Brennen jedes 2. Jahr; 2M = Mulchen 2 × jährlich). Nach Kaufmann (1994)

Nr.	Versuchsfläche	US	KB1	KB2	2M
1	Oberstetten,				
	Terrasse	22	37	-	44
	Hang	31/37	44	55	48
2	Sankt Johann	41	50	56	44/52
			45	48	
3	Rangendingen	35/39	29	31	52
			33	22	
4	Ettenheimmünster	27	40	34	37
			33	31	
5	Bernau	21/19	32	25	34/29
9	Fischweier,				
	Braunerdegley	33	34	25	47
	Gley	21	11	10	30
	Naßgley	20	17	-	-

3.7 Die Entwicklung von Ameisenhügeln auf den Brandparzellen

Die Sukzessionsparzellen sind bekannt dafür, daß sich dort z. T. in großem Umfang Ameisenhügel bilden und zu mehr oder weniger großen Haufen entwikkeln können (vgl. *Schreiber* 1997). Fehlende mechanische Maßnahmen, wie Mähen, Mulchen oder Abschleppen der Weiden, bewahren sie – wie z. B. auf den Hochweiden des Schweizer Jura (*Schreiber* 1970) – vor der Zerstörung. Ähnlich verhält es sich auf den Brandparzellen. Ja, hier sind durch die starke Absorption der Strahlung auf den geschwärzten Brandparzellen die Bedingungen infolge einer rascheren Erwärmung der Bodenoberfläche und oberen Bodenschichten im Frühjahr eher noch günstiger. Das winterliche Brennen dagegen verursacht kaum eine Erhöhung der Bodentemperatur und keine Störung der sozialen Winterruhe der Ameisen. Frühzeitiger können sie aber mit ihren Aktivitäten beginnen, müssen es aber auch, weil die Frühjahrsentwicklung der Pflanzendecke ebenfalls durch die raschere Erwärmung der gebrannten und geschwärzten Oberfläche beschleunigt wird.

Trotz dieser günstigen Voraussetzungen sind aber keineswegs alle Brandparzellen gleichermaßen durch einen dichten Besatz mit Ameisenhügeln

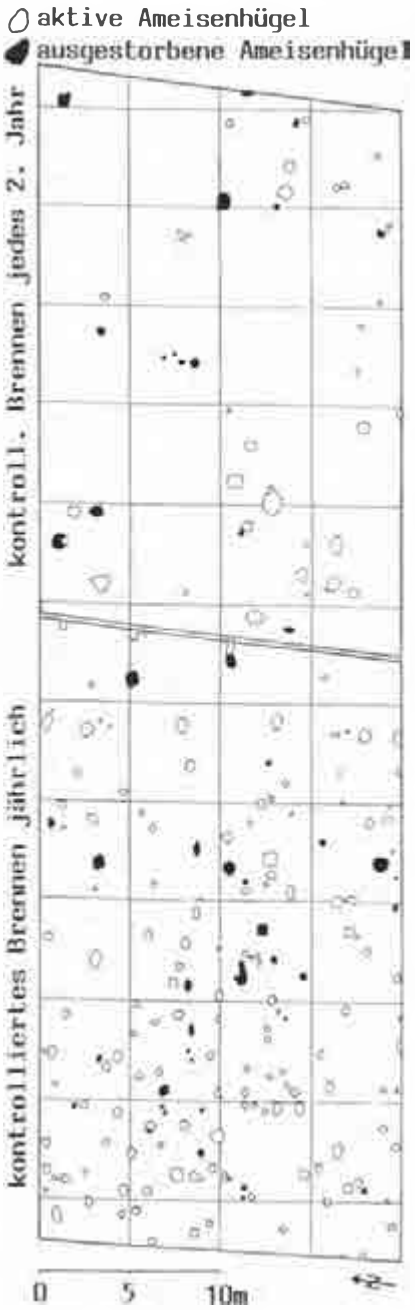


Abb. 4. Ameisenkolonien haben auf den Brandparzellen in St. Johann zahlreiche Hügel gebaut. Auffällig ist ihre besonders starke Häufung beim kontrollierten Brennen jedes 2. Jahr auf den Weide-Halbtrockenrasen (Kartierung im Juni 1990 durch eine Studentengruppe).

ausgezeichnet. St. Johann mit seinen Rendzinen auf der Mittleren Kuppenalb nimmt eindeutig eine Spitzenstellung ein (vgl. Abb. 4). Vor allem in KB1 ist eine sehr hohe Anzahl von Ameisenhügeln zu erkennen!

Alle übrigen Brandparzellen weisen einen deutlich geringeren Besatz an Ameisenbauten auf. In Fischweier haben sich zwar auf dem Uferwall Ameisen ansiedeln können, die feuchteren und nassen Flächen sind dagegen – wie bei der ungestörten Sukzession – völlig frei von Ameisenhügeln, obwohl erfahrungsgemäß einige Arten unter bestimmten Umständen auch auf solchen Standorten erfolgreich Kolonien gründen können.

4. Diskussion

Es gibt offenbar nur wenige Arten, die eindeutig durch das Brennen gefördert werden und als dominante Arten mit Recht auch als Pyrophyten bezeichnet werden können. Außerdem scheinen auch die Standortsverhältnisse eine bedeutsame Rolle zu spielen. Denn die starke Ausbreitung von *Brachypodium pinnatum* findet z. B. nur im Bereich der Kalk-Halbtrockenrasen statt; schon auf der trockenen Flanke der Glatthaferwiesen ist möglicherweise durch die Düngungswirkung der verbleibenden Asche auf den Grünlandbeständen und die sich damit verändernden Konkurrenzverhältnisse seine Ausbreitung beschränkt (Oberstetten). Hingegen wird sein Gegenspieler *Bromus erectus* viel weniger durch das Feuer in Mitleidenschaft gezogen, als man früher annehmen mußte. Die erste rasche Ausdehnung der Fiederzwenke schien zunächst auf den Brandparzellen, vor allem bei jährlichem Brennen, die Ausbildung von geschlossenen, u. U. fast reinrasigen *Brachypodium*-Beständen anzudeuten. Heute sind solche Flächen z. T. sogar schon reich an Blütenpflanzen, wie z. B. *Salvia pratensis* oder *Origanum vulgare*.

Auf mehr oder weniger frischen Standorten konnte *Agropyron repens* (vgl. Oberstetten, Tab. 2b) – sofern er überhaupt in Grünlandbeständen vorkommt! – die Rolle des Leitpyrophyten übernehmen. Auf Magerrasen tritt u. U. auch *Agrostis tenuis* an seine Stelle. In höheren Lagen ist diese Art außerdem starker Konkurrent anderer Arten auf leistungsfähigen Standorten (*Klapp* und *von Boberfeld* 1990) und hat sich dort in den Brandparzellen, vor allem bei jährlichem Brennen, durchsetzen können (Ettenheimmünster, Bernau).

Auf feuchten bis nassen Standorten macht offensichtlich *Phalaris arundinacea* im Laufe der Zeit das Rennen, zunächst oder überhaupt (?) begleitet von *Polygonum bistorta*.

Es ist denkbar – aber die Beobachtungszeit reicht für eine abgesicherte Aussage bei weitem nicht aus! –, daß mit zunehmender Bodenfeuchte vor allem bei jährlichem Brennen die Zahl blühender Kräuter im Laufe der Zeit immer weiter zurückgeht und Gräser die Dominanz erreichen. Jedenfalls scheint sich aus den ebenfalls sehr blütenreichen Beständen von Fischweier ein sehr dominanter Rohrglanzgras-Bestand zu entwickeln, während – bis jetzt – die frischen bis trockenen Standorte entweder immer noch oder inzwischen wieder einen weitaus größeren Struktur- und Artenreichtum aufweisen und durchaus nicht immer von Gräsern dominiert sind.

Die jährliche teilweise, z. T. sogar vollständige Vernichtung der Streuauflage durch das Brennen scheint im Gegensatz zu ersten Erfahrungen (*Schiefer* 1982) einige Rosettenpflanzen durchaus zu begünstigen. So ist z. B. in Oberstetten die starke Förderung von *Taraxacum officinalis* in Tabelle 2b (Terrasse) besonders auffällig; allerdings, so könnte man argumentieren, wird diese Art aber mit ihrer langen Pfahlwurzel durch das Abbrennen wohl auch nie stark geschädigt werden können, selbst wenn der aktuell angelegte Vegetationskegel in Mitleidenschaft gezogen werden sollte. Trotzdem zeigt *Taraxacum* in verschiedenen Brandparzellen auch deutliche Verluste, auf die bereits *Schiefer* (1992) hingewiesen hat.

Auch Leguminosen scheinen eher zu den geförderten Arten zu gehören (vgl. *Daubenmike* 1968, *Goldammer* 1978, *Schiefer* 1983), wie bereits die Auszugstabellen 2–7 auch nach 20jährigem Feuereinsatz belegen.

Durch das Kontrollierte Brennen hat es bis heute keine reinen Pyrophytenbestände gegeben. Darüber hinaus ist keine einzige Art auf allen Brandparzellen erfolgreich gewesen, obwohl man sagen kann, daß Rhizompflanzen im Prinzip durchaus begünstigt werden (vgl. *Schiefer* 1983, *Briemle* und *Schreiber* 1994). *Brachypodium pinnatum* ist nur in Halbtrockenrasen, kaum in korrespondierenden Gesellschaften gefördert worden, ein Reinbestand hat sich bisher nirgends entwickelt, denn *Bromus erectus* ist auf diesen Flächen

immer noch und z.T. mit beachtlichem Deckungsanteil vorhanden. *Phalaris arundinacea* kann sich – vermutlich nur, sofern bereits im Bestand vorhanden? – dagegen auf (wechsel-)feuchten bis nassen Standorten ausbreiten. Dort scheint die Art aber wohl doch in der Lage zu sein, bei jährlichem kontrollierten Brennen auch über einen größeren Feuchtegradienten hinweg sehr hohe Dominanzen zu erreichen und künftig vielleicht sogar mehr oder weniger reine Rohrglanzgras-Bestände auszubilden. Ob *Agrostis tenuis* sich generell auf mehr oder weniger frischen Standorten oder nur auf solchen in höheren Lagen wird durchsetzen können, muß abgewartet werden. *Arrhenatherum elatius* hat auch nicht auf allen Brandparzellen nur mehr oder weniger starke Verluste hinnehmen müssen. Auch alle übrigen, hier nicht mehr namentlich genannte Arten scheinen in dieses Bild zu passen. Stärkere Zu- oder Abnahmen scheinen ohnehin fast nur bei den weniger spektakulären Arten der Ausstattung der Wirtschaftsgrünlandgesellschaften – allerdings älterer Prägung – stattzufinden.

Die Konsequenz daraus ist: Es läßt sich kein eigentliches Schema herausarbeiten, weder für KB1 noch KB2. Letztlich ist auch hier – wie im übrigen auch bei der ungestörten Sukzession (*Schreiber* 1997) – jede einzelne Parzelle mit ihrem spezifischen Artenbestand einmalig in Zeit und Raum! Selbst die später angelegten Brandparzellen in St. Johann und Ettenheimmünster zeigen trotz gleicher Standortsverhältnisse und gleicher Brenntechnik (gleiche betreuende Techniker!) nur eine sehr bedingte Ähnlichkeit zu den nur einige Jahre früher angelegten Parzellen (vgl. Tab. 3, 5).

Gegen eine Gehölzentwicklung auf Grünlandstandorten ist das jährliche Brennen mit gutem Erfolg anzuwenden – aber nur über einen langen Zeitraum! Diese Maßnahme kann zwar auf Grund mancher Zufälligkeit beim Brennvorgang nicht als absolut zuverlässig angesehen werden (vgl. Fischweier), wenn es einer höherwüchsigen Gehölzart gelingt, durchzukommen und unter der beschattenden Krone immer weniger brennbare Phytomasse entstehen kann. Hingegen können in einem „Ruhejahr" zwischen dem Brennen offenbar genügend Reservestoffe gebildet und bevorratet werden, so daß z.B. die oberirdisch abgebrannten Rosen aus dem nicht geschädigten Wurzelhals immer wieder neue Triebe auszubilden vermögen.

Die Schlehe ist ohnehin nicht allein durch mehrmalige Brände zu vernichten. Wir haben durch ein sehr heißes Ringfeuer in Rangendingen 1978 zwar den größten Teil eines älteren, etwa 10 m^2 großen Schlehenpolycormons zerstört, im Folgejahr hat dieser Polycormon jedoch seine Grundfläche durch intensive Rhizombildung und mehrere Neuaustriebe an fast jedem Wurzelstrang vervielfacht. Nur jährlich über einen langen Zeitraum gelegte Brände vermögen die Schlehe fernzuhalten, wie z.B. in Oberstetten, in einem Gebiet mit sehr starkem Schlehenwuchs, der dort fast allgegenwärtig ist (vgl. *Schreiber* 1997). Dabei bleibt die Frage offen, ob man durch jährliches Brennen auch bereits existierende ältere Schlehenbestände vertreiben kann – wir haben zumindest keine Versuche dazu anstellen können. Da ganz offensichtlich trotz des seiner Natur nach sehr heißen Ringfeuers (vgl. *Goldammer* 1978) auch eine vollständige Zerstörung des Sproßsystems bei der Schlehe nicht zu erreichen ist, sind Sproß und Wurzeln im Frühjahr austriebsfähig und können bis zum nächsten Brand möglicherweise über eine lange Zeit ausreichend Assimilate bilden und Reservestoffe für ein Überleben einlagern. Ähnliches passierte mir mit *Salix viminalis* bei regelmäßigem jährlichen Brennen über einen Zeitraum von 5 Jahren in den Rieselfeldern von Münster.

5. Konsequenzen

Brachgefallene, aber noch gehölzfreie Grünlandbrachen lassen sich durch jährliches Kontrolliertes Brennen als Grünlandbestände ohne großen Artenverlust in Struktur und Grünlandartenausstattung erhalten (vgl. auch *Briemle* und *Schreiber* 1994). Neben Verlusten haben wir auch Artenzunahmen zu verzeichnen (vgl. Tab. 2–7, 8). In der Artenbilanz stehen die Brandparzellen insgesamt zwischen den 2× jährlich gemulchten Parzellen und den Sukzessionsflächen, die ebenfalls gleichermaßen Verluste wie Zunahmen aufweisen können (*Schreiber* 1997).

Nicht nur aus Sicherheitsgründen, sondern besonders unter zoologischen Gesichtspunkten empfiehlt sich nur das Brennen auf relativ schmalen, handtuchartigen Flächen – wie das Heidebrennen im Schottischen Hochland. Das gewährleistet eine Mosaikstruktur, wie sie auch für andere Pflegemaßnahmen gelten sollte. Und nur auf diese Weise ist eine rasche Besiedlung durch Insekten und andere Tiergruppen aus dem unmittelbaren Umland gewährleistet; die Immigration wird möglicherweise durch das Brennen sogar forciert, zumindest dann, wenn im Rahmen der üblichen Populationsschwankungen bei einem Aufschwingen der Populationsrate ein verstärkter Druck entsteht, den die entsprechende Brandparzelle auffangen kann.

Die Technik des Kontrollierten Brennens kann verantwortungsvoll nur durch Übung weitergegeben werden; die Kenntnis der Theorie allein genügt nicht. Wenn das Kontrollierte Brennen – nicht das Flämmen! – als Landschaftspflegemaßnahme eingesetzt werden soll, ist dies nur durch ausgebildetes Personal sinnvoll. Naturschutz und Landschaftspflege sind deshalb gut beraten, wenn sie, wie für die Ausbildung als Baumwart o.ä., das Absolvieren eines Lehrgangs und das Ablegen einer Prüfung in „Kontrolliertem Brennen" verlangen, ehe die Betreffenden den Feuereinsatz in dem gewünschtem Umfang und den vorgegebenen Rahmenbedingungen praktizieren dürfen.

6. Literatur

Briemle, G., Schreiber, K.-F., 1994: Zur Frage der Beeinflussung pflanzlicher Lebens- und Wuchsformen durch unterschiedliche Landschaftspflegemaßnahmen. – Tuexenia 14, Göttingen, 229–244.

Bundesregierung (Hg.), 1976: Agrarbericht 1976. Agrar- und ernährungspolitischer Bericht der Bundesregierung. – Bundestagsdrucksache 7/4680.

Daubenmire, R., 1968: Ecology of Fire in Graslands. – Advances in Ecological Research 5, 209–266.

Gatter, W., 1996: Das Abflämmverbot als Rückgangsursache von Singvögeln? – Orn. Anz. 35, 163–171.

Görs, S., 1974: Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergießen. –

Das Taubergießengebiet, Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 7, 355–399.

Goldammer, J. G., 1978: Feuerökologie und Feuer-Management. – VW-Symp. Feuerökologie, Freiburg 1977. Freiburger Waldschutz-Abh. Bd. 1, H. 2, 150 S.

Handke, K., 1988: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Würtemberg. – Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftökologie Münster 8, 157 S.

Hülß, D., 1991: Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen – 16 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Vervielf. Manuskr. Inst. Pflanzenbau u. Grünland, Fachber. Grünlandlehre, Univ. Hohenheim, 89 S. + Tab.

Hülß, D., 1995: Generative Diasporenbanken in verschiedenen Pflegemaßnahmen ausgesetzten Grünlandbrachen Baden-Württembergs. – Diss. Univ. Hohenheim, 193 S.

Kalmund, P., 1985: Phänologische Entwicklung von Pflanzenbeständen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster, 151 S. + Anhang.

Kaufmann, B., 1994: Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen – 19 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg – „Ökologische Untersuchungen der boden- und vegetationskundlichen Veränderungen unterschiedlich behandelter Brachflächen in Baden-Württemberg zur Erfassung der Nährstoff- und Artendynamik" – Teil Vegetation. – Verviel. Manuskr., Inst. Pflanzenbau u. Grünland, FG Grünlandlehre, Univ. Hohenheim, 258 S.

Klapp, E., Opitz von Boberfeld, W., 1990: Taschenbuch der Gräser. – 12. Aufl., Berlin, 282 S.

Kollmann, J., 1992: Gebüschentwicklung in Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls. – Natur u. Landschaft 67, 20–26.

Kollmann, J. 1994: Ausbreitungsökologie endozoochorer Gehölzarten. – Veröff. Projekt „Angew. Ökol." (PAÖ) 9, Karlsruhe, 212 S.

Lauter, P., Schauser, U.-H., 1984: Der Einfluß von Wildbränden auf Böden und deren Regenwurmfauna im Languedoc. – Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster, 183 S.

Mattern, H., 1965: Abgebrannte Grasraine, verkohlte Hecken – das Frühjahrsbild unserer Heimat. – Blätter Schwäb. Albver. 71, 45–46.

Meisel, K., 1975: 275 000 ha Sozialbrache in der BRD. – Umschau 75, 541–543.

Neitzke, A., 1991: Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachesystemen. – Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster 13, 2 Bde, 140 S. + Abb./Tab. Bd.

Otto, U., 1978: Der Einsatz des „Kontrollierten Brennens" in der Landschaftspflege unter besonderer Berücksichtigung der bei der Technik auftretenden Flämmtemperaturen. – Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster, 125 S.

Schiefer, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22, Karlsruhe, 325 S.

Schiefer, J., 1982: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme? – Natur u. Landschaft 57, 264–268.

Schiefer, J., 1983: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Vegetation und Standort auf verschiedenen Brache-Versuchsflächen. – Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 259–276.

Schreiber, K.-F., 1962: Über die standortsbedingte und geographische Variabilität der Glatthaferwiesen in Südwestdeutschland. – Ber. geobot. Inst. ETH, Stiftg Rübel, Zürich 33, 65–128.

Schreiber, K.-F., 1969: Beobachtungen über die Entstehung von „Buckelweiden" auf den Hochflächen des Schweizer Jura. – Erdkunde 23, 280–290.

Schreiber, K.-F., 1977: Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. – Verhdl. Ges. Ökologie, Göttingen 1976. Den Haag, 251–263.

Schreiber, K.-F., 1981: Das kontrollierte Brennen von Brachland – Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine Zwischenbilanz über feuerökologische Untersuchungen. – Angew. Botanik 55, 255–275.

Schreiber, K.-F., 1983: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Vegetation und Standort auf verschiedenen Brache-Versuchsflächen. – Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 259–276.

Schreiber, K.-F., 1993: Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. – Phytocoenologia 23, Volume in Honour of Heinz Ellenberg, 539–560.

Schreiber, K.-F., 1995: Renaturierung von Grünland – Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. – Ber. R.-Tüxen-Ges. 7, 111–139.

Schreiber, K.-F., 1996: Ziegenhaltung im Schwarzwald. – Themenh. Naturschutzfonds: Landschaftspflege im Wandel. Stuttgart, 34–35.

Schreiber, K.-F., 1997: Wandel von Artenzusammensetzung, Bedeckung und Struktur der Vegetation in den Sukzessionsparzellen der Grünland-Bracheversuche in Baden-Württemberg – Eine Bilanz nach mehr als 20 Jahren. – Verviel. Manuskr., Abschlußbericht PAÖ – Projekt 209430.01, Landesanst. Umweltschutz Bad.-Württ., Inst. Ökol. Naturschutz, Karlsruhe, 176 S.

Schreiber, K.-F. unter Mitwirkung von Ch. Diedrich und A. Ptacek, 1996: Wandel von Artenzusammensetzung, Bedeckung und Struktur in Sukzessionsparzellen der Bracheversuche Baden-Württemberg im Laufe der Vegetationsperiode. – Veröff. PAÖ 16, Karlsruhe, 391–404.

Ven, J. A. van der, 1978: Streichholz oder Mähmaschine? – Symp. „Feuerökologie", Freiburg 1977. Freiburger Waldschutz-Abh. hg. Forstzool. Inst. Freiburg i. Br., Bd. 1, H. 1, 141–155.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. K.-F. Schreiber
Institut für Landschaftsökologie der
Westfälischen Wilhelms-Universität
Robert-Koch-Straße 26
48149 Münster

Zur Wirbellosen-Fauna regelmäßig gebrannter Brachflächen in Baden-Württemberg 1983/84

von Klaus Handke

1. Einführung

Obwohl Feuer in vielen Ökosystemen einen wichtigen Faktor darstellt (*Goldammer* und *Gossow* in diesem Band) und sicherlich auch in Mitteleuropa natürlich vorgekommen ist (z.B. durch Blitzschlag), wird der Einsatz von „Kontrolliertem Brennen" im Naturschutz überwiegend sehr kritisch gesehen. Eine große Rolle spielen dabei tierökologische Argumente (*Crawford* und *Harwood* 1964, *Lunau* und *Rupp* 1983). Kontrolliertes Brennen wird daher kaum als Pflegemaßnahme eingesetzt, und natürliche Brände, wie im April 1996 in der Lüneburger Heide (*Lütkepohl* in diesem Band), sind sehr selten und überwiegend auf Truppenübungsplätze beschränkt. Es überrascht daher nicht, daß es kaum tierökologische Untersuchungen zu den Auswirkungen von Bränden in der Bundesrepublik gibt. Seit Ende der 70er/Anfang der 80er Jahre ist die Erforschung zu diesem Thema praktisch zum Erliegen gekommen (*Brabetz* 1977, *Bauchhenss* 1980, *Hoffmann* 1980, *Lunau* und *Rupp* 1983).

Seit 1974 werden in Baden-Württemberg in einem „Brache-Versuchsprogramm" der baden-württembergischen Landesregierung zur Pflege und Offenhaltung von Brachflächen die Veränderungen der Böden und Pflanzenbestände in unterschiedlich behandelten Parzellen untersucht (u.a. *Schreiber* 1980, *Schiefer* 1981 u. 1982, *Neitzke* 1991).

Dieses Versuchsprogramm gab die Möglichkeit, auf bereits bodenkundlich und vegetationskundlich gut untersuchten, relativ ungestörten und landschaftlich sehr unterschiedlichen Flächen, weiterführende zoologische Untersuchungen unter folgender Fragestellung durchzuführen:

- Wie setzt sich die Fauna verschiedener Brachen unter Berücksichtigung ausgewählter Tiergruppen zusammen?
- Welchen Einfluß können die Pflegemaßnahmen „Brennen einmal jährlich", „Mulchen zweimal jährlich" und „Extensive Beweidung" auf die epigäische Fauna haben?
- Welche Bedeutung haben Brachflächen für verschiedene Tiergruppen?

Ergebnisse zu diesen Fragestellungen wurden bereits bei *Handke* (1988) und *Schreiber* und *Handke* (1985) veröffentlicht. An dieser Stelle sollen die Ergebnisse der Brand-Parzellen dargestellt werden. Diese Flächen sind mit einer Größe von jeweils 0,1 bis 0,2 ha nur sehr klein, wurden aber über einen Zeitraum von mindestens 10 Jahren regelmäßig jährlich gebrannt. Es war daher zu erwarten, daß sich auf diesen Flächen eine typische Brand-Fauna eingestellt hat. Es sollte geklärt werden, welche Arten auf den Brand-Parzellen vorkommen, ob es zu einer Abnahme von Arten- und Individuenzahlen kommt, ob es Besonderheiten in der Zusammmensetzung dieser Fauna gibt und welche Bedeutung diese Flächen für das Vorkommen seltener und gefährdeter Arten haben.

Für die Bestimmung der Spinnen bedanke ich mich bei Herrn Andeas Malten, Dreieich.

2. Untersuchungsgebiete

2.1 Allgemeine Übersicht

Die fünf Untersuchungsgebiete liegen über ganz Baden-Württemberg verstreut in den Naturräumen Schwarzwald, Neckar- und Mainland und Schwäbische Alb (siehe *Schreiber* in diesem Band). Die vegetationskundlichen, edaphischen und klimatischen Bedingungen auf diesen Flächen sind sehr unterschiedlich (siehe Tab. 1).

Die Beschreibung der Flächen richtet sich weitgehend nach den Untersuchungen von *Schiefer* (1981) und ist in den Tabellen 1 und 2 zusammengestellt. Eine genaue Beschreibung der Untersuchungsflächen findet sich bei *Schreiber* (in diesem Band).

Der Witterungsablauf ist bei *Handke* (1988) für die Untersuchungsjahre 1983/84 dargestellt.

3. Methodik und Material

Die Untersuchung war auf zwei Jahre angelegt. Dabei wurde jede Probefläche auf 14 bis 18 Exkursionen kontrolliert.

Die Geländearbeiten mußten unter zwei Einschränkungen durchgeführt werden. Zum einen war es wichtig, die Flächen nicht nachhaltig, z.B. durch Zerstörung der Vegetation oder größere Veränderungen im Boden zu zerstören, da der „Brachecharakter" dieser Flächen erhalten bleiben sollte, zum anderen mußte sich der Zeitaufwand für diese Flächen im vernünftigen Rahmen bewegen.

Ich verwendete daher eine Kombi-

Tab. 1. Die bearbeiteten Brache-Versuchsflächen in Baden-Württemberg mit Angaben zur Lage und zu wichtigen Standortbedingungen (nach Schreiber 1977 und Schiefer 1981)

Nr.	Versuchsfläche	Landschaft	Höhe [m NN]	Jahres-mitteltemp. [°C]	Nieder-schläge [mm]	vorherrschende Ausgangsvegetation
1.	**Oberstetten**	Taubergebiet	380	8,5-9,0	700	Salbei-Glatthafer-Wiesen
2.	**Rangendingen**	südwestl. Keuperlandschaft	460	8,0	750	Halbtrockenrasen, Klee-Odermenning-Saum
3.	**Ettenheim**	westl. mittl. Schwarzwald	290	8,0-8,5	900	typische Glatthaferwiese
4.	**Fischweier**	Albtal, Nordschwarzwald	220	8,0-8,5	950	Großseggenried, Sumpfdotterblumenwiese
5.	**Bernau**	südl. Hochschwarzwald	1100	5,5	1800	Flügelginsterweiden, Ginsterheiden

Tab. 2. Übersicht über die fünf ausgewählten Versuchsflächen mit Angaben zu den untersuchten Parzellen (nach Schiefer 1981)

Versuchsfläche	Größe	Exposition	Böden	Vorgeschichte	Vegetation	Umgebung
Oberstetten	1,5 ha	SW (20-30 %)	kalkhaltiger Terra-fusca-Rigosol aus lehmig-tonigem Muschelkalkgestein und kalkhaltige Terra-fusca aus lehmig-toniger Kalksteinfließerde pH: 6,9-7,4	US1: bis 1925 Weinberg, danach bis 1968 Grünland US2: bis 1959 Acker, danach bis 1974 Extensivweide. Die übrigen 2 Parzellen waren bis 1965 Acker, danach bis 1974 Grünland.	Dauco-Arrhenatheretum, Kriechfinger-Queckenbestand	Im Tal Grünland, an den Hängen kleinflächiger Wechsel aus Grünland, Lesesteinwällen, Brachen und Aufforstungen mit Nadelholz
Rangendingen	1,1 ha	SSO (5-25 %)	tiefgründige Redzina-Pelosole und kalkhaltige Pelosole auf Gipskeuper pH: 6,1-6,8	US2 wurde bis 1946 als Mähwiese genutzt, danach Brache mit natürlich angesamtem Kiefernbestand. Die übrigen Parzellen waren einmahdige Wiesen, die bis 1967 bzw. 1974 genutzt wurden.	Mesobrometum-arrhenatheretosum	Fichtenhochwald, Kiefernbestand, Äcker, extensiv genutzte Wiese
Ettenheim	0,65 ha	O (25-35 %)	tief- bis mittelgrundige basenarme Braunerden auf mittlerem Buntsandstein pH: Oberboden 4,8; Unterboden 4,1	bis 1965 zweimahdige Wiese, danach bis 1974 1x jährlich gemäht aus landschaftspflegerischen Gründen	Dauco-Arrhenatheretum typicum	Buchenmischwald, Grünland mit Obstbäumen, Brachflächen mit Adlerfarn und Mädesüß und Großseggen
Fischweier	0,92 ha	NW (3-12 %)	Mosaik aus Braunerde-Gley, Niedermoor, Braunerde-Oxygley und nassem Gley aus tiefgründigen Auensedimenten	bis 1968 Nutzung als 1-2mahdige Wiese, 1968-1974 1x jährlich gemulcht	Alchemillo-Arrhenatheretum polygonetosum, Wiesenknöterich Sumpfdotterblumenwiese, Juncion-acutiflori, Angelico-Caricetum acutiflori, Caricetum gracilis	Brachen, Viehweiden, Wiese
Bernau	1,25 ha	SSO (20-35 %)	humose Braunerden auf St.-Blasien-Granit	Die beweidete Parzelle wurde bis Versuchsbeginn so genutzt. Die übrige Fläche wurde bis 1968 beweidet und lag danach brach.	Festuco-Genistelletum trifolietosum	Buchen-Fichten-Wälder, Weiden

nation aus verschiedenen Methoden, die in Tabelle 3 aufgeführt sind.

Die Methoden sind bei *Handke* (1988) ausführlich beschrieben und werden hier nur kurz vorgestellt:

■ Barberfallen: In jeder Parzelle wurden von Mitte März bis Anfang November jeweils 5 Plastikbecher mit einem Durchmesser von 7 cm eingegraben. Alle Fallen waren mit einem Dach geschützt.

Die Leerung erfolgte im Abstand von 2 bis 4 Wochen. Die Fangflüssigkeit war verdünntes Formalin.

Tab. 3. Übersicht über die in fünf Brand-Parzellen in Baden-Württemberg untersuchten Tiergruppen und die eingesetzten Erfassungsmethoden

Tiergruppe	Barber-fallen	Netz-fänge	Frei-fänge	Beobachtungen
Säugetiere (Mammalia)	X			X
Vögel (Aves)				X
Reptilien/ Amphibien (Reptilia, Amphibia)	X		X	X
Tagfalter (Rhophalocera etc.) x1		X	X	X
Heuschrecken (Saltatoria) x2	X	X	X	X
Zikaden (Homoptera)	X	X		
Wanzen (Heteroptera)	X	X	X	X
Laufkäfer (Carabidae)	X	(X)	X	X
Kurzflügler (Staphylinidae)	X	X	X	
sonstige Käfer (Coleoptera) x3	X	X	X	X
Ameisen (Formicidae)	X			
Tausendfüßer (Myriopoda)	X		X	
Asseln (Isopoda)	X		X	
Weberknechte (Opilioida)	X	X	X	
Spinnen (Araneida)	X	X	X	
Landschnecken (Gastropoda)	X		X	X

x1 = Erfassung aller Tiere Linientaxierung; x2 = Quadratmethode; x3 = Köderfallen

■ Netzfänge: Mit einem Streifnetz von 32 cm Durchmesser fing ich pflanzenbewohnende Insekten, Spinnen und Weberknechte. Von Mitte Juli bis September 1983 und auf allen Exkursionen des folgenden Jahres „käscherte" ich auf allen Parzellen, in denen auch Barberfallen exponiert waren, die Vegetation mit mind. 50 Käscherschlägen, die von unten nach oben geführt wurden, ab. Dabei wurden die Parzellen der Länge nach abgeschritten.

■ Heuschreckenfänge mit der Quadratmethode: Um einen groben Überblick über die Heuschreckenbestände der Brachflächen zu erhalten, benutzte ich die „Quadratmethode" (siehe auch *Detzel* 1984). Dazu wurde je nach Größe der Parzellen im August 1983 zwei- bis dreimal ein mit Stoff bespanntes, 70 cm hohes und 2 × 2 m großes Quadrat von zwei Personen aufgestellt und die darin gefangenen Tiere gezählt und bestimmt.

■ Freifänge: Mit einem Käscher (Durchmesser 32 cm), einer Pinzette und einem Exhaustor (*Balogh* 1958) fing ich auf fast jeder Exkursion zusätzlich Insekten, Tausendfüßer, Schnecken, Weberknechte, Spinnen etc. beim Absuchen von Blüten und Pflanzen und beim Umdrehen von Steinen und abgestorbenem Holz.

■ Auswertung: Für diese Arbeit werden die Ergebnisse von Heuschrecken, Laufkäfern, Kurzflüglern, Doppelfüßern, Ameisen, Weberknechten und Spinnen vorgestellt.

4. Ergebnisse

4.1 Arteninventar

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die in den fünf Brand-Parzellen registrierten Artenzahlen einiger Tiergruppen im Vergleich zu den Sukzessions-Parzellen. Besonders artenreich sind mit 168 Arten die Spinnen vertreten. Deutlich wird, daß sich im Vergleich zu den Sukzessions-Parzellen nur sehr geringe Unterschiede ergeben. Dies zeigt sich auch bei einem Vergleich der Artenzahlen von Brand- und Sukzessions-Parzellen auf den einzelnen fünf Probestellen (Abb. 1). Gegenüber den Sukzessions-Parzellen wesentlich niedrigere Artenzahlen ergaben sich lediglich bei den Doppelfüßern in Oberstetten, den Laufkäfern und Kurzflüglern in Rangendingen, den Heuschrecken in Ettenheim und den Kurzflüglern und Spinnen in Bernau. In Oberstetten waren Spinnen, Kurzflügler und Laufkäfer hingegen mit mehr Arten in der Brand-Parzelle vertreten.

4.2 Häufigkeiten/Individuenzahlen

In Tabelle 5 ist dargestellt, in welchen Parzellen die untersuchten Tiergruppen am häufigsten in den Barberfallen-Untersuchungen nachgewiesen wurden. Dabei zeigte es sich, daß mit Ausnahme von Rangendingen in jeder anderen Versuchsfläche einzelne Tiergruppen die Brand-Parzellen am stärksten besiedelt haben: Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügler in Oberstetten, Kurzflügler, Spinnen und Weberknechte in Ettenheim, Ameisen, Weberknechte und Asseln in Fischweier, Hundert- und Doppelfüßer in Bernau. Auch wenn Verallgemeinerungen auf den sehr unterschiedlichen Versuchsflächen schwierig sind, zeigt sich folgender Trend: Räuberische Gruppen, wie Spinnen, Ameisen, Laufkäfer und Kurzflügler, bevorzugen in den meisten Gebieten die gepflegten Parzellen (Mulchen und Brennen), während die Streubewohner, wie Asseln, Doppelfüßer sowie die Gehäuseschnecken, die in Tabelle 5 wegen ihrer geringen Individuenzahl nicht dargestellt sind, die Sukzessions-Parzellen bevorzugen. Blütenbesuchende Tagfalter und Widderchen waren in den meisten Probeflächen auf den in der Regel sehr blütenreichen Brand-Parzellen häufiger (*Handke* 1988).

4.3 Eigenständigkeit der Brand-Parzellen

Um zu prüfen, ob sich auf den Brand-Parzellen eine eigenständige Fauna eingestellt hat, wurde für zwei artenreiche Wirbellosengruppen (Spinnen und Laufkäfer) die Dominantenidentität (RENKONEN-Zahl) berechnet (siehe Tab. 6). Gegenübergestellt wurden dabei die Mulch- und Sukzessions-Parzellen. In Oberstetten und Rangendingen war die Übereinstimmung bei beiden Tiergruppen mit der Mulch-Parzelle am höchsten. Allerdings zeigt sich eine relativ geringe Ähnlichkeit in Rangendingen. In den übrigen drei Probeflächen sind die Übereinstimmungen zwischen allen Versuchsparzellen sehr hoch. Mit Ausnahme der Spinnen in Fischweier liegen die Werte im Bereich von 52,4 bis maximal 85,5 %. Auf diesen drei Probeflächen kommen Spinnen und Laufkäfer teilweise in ähnlicher Häufigkeit auf den Versuchsflächen vor. Es hat sich keine sehr eigenständige Brand-Fauna herausgebildet.

Tab. 4. Übersicht über die in den Brand- und Sukzessions-Parzellen in Baden-Württemberg 1983/84 registrierten Artenzahlen ausgewählter Tiergruppen. Berücksichtigt sind fünf Probeflächen: Oberstetten, Rangendingen, Ettenheim, Fischweier und Bernau

	Brand-Parzellen	Sukzessions-Parzellen
Tagfalter/Widderchen	60	62
Heuschrecken	24	27
Laufkäfer	65	72
Doppelfüßer	12	13
Hundertfüßer	7	10
Spinnen	168	179

Tab. 5. Übersicht über die bevorzugten Pflegevarianten ausgewählter Tiergruppen auf fünf Brachflächen in Baden-Württemberg. Deutliche Unterschiede der Individuenzahlen werden mit • dargestellt (Barberfallenuntersuchungen Mitte März bis Mitte November 1983)
S = Sukzession; M = Mulchen; B = Brennen

	Oberstetten				Rangendingen				Ettenheim			Fischweier			Bernau		
	S1	S2	M	B	S1	S2	M	B	S	M	B	S	M	B	S	M	B
Heuschrecken			•				•			•			•				
Laufkäfer				•			•						•			•	
Kurzflügler				•							•		•				
Hundertfüßer					•												•
Doppelfüßer									•			•			•		•
Ameisen							•		•					•		•	
Spinnen			•	•			•				•		•			•	
Weberknechte			•		•	•				•	•	•		•		•	
Asseln	•				•	•			•			•		•			

Tab. 6. Faunistische Ähnlichkeit der Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften auf Brand-Parzellen mit Sukzessions- und Mulch-Parzellen auf fünf Probeflächen in Baden-Württemberg (RENKONEN-Zahl = Dominantenidentität)

	Oberstetten			Rangendingen			Ettenheim		Fischweier		Bernau	
	S1	S2	M	S1	S2	M	S	M	S	M	S	M
Laufkäfer	36,5	29,2	56,2	28,9	15,4	41,2	78,6	71,7	60,2	56,0	65,8	85,5
Spinnen	46,9	43,3	72,4	28,1	14,4	46,6	79,2	53,9	52,4	45,3	62,9	54,2

Abb. 1. Übersicht über die Artenzahlen einiger Tiergruppen auf verschiedenen Brachflächen in Baden-Württemberg; angegeben sind die Gesamtartenzahl und die Artenzahlen für Sukzessions- und Brand-Parzellen.

Tab. 7. Größenklassen der Carabiden (in % der gefangenen Individuen) auf verschieden gepflegten Parzellen auf Brachen in Baden-Württemberg (nach Baehr 1984)
1 = < 3 mm; 2 = 3–6 mm; 3 = 6–9 mm; 4 = 9–12 mm; 5 = 12–15 mm; 6 = 15–20 mm; 7 = > 20 mm

	Größenklassen						
	1	2	3	4	5	6	7
alle Exemplare	1,61	5,11	17,88	39,25	17,30	4,99	13,92
ungestörte Sukzession	2,58	8,75	18,69	20,81	14,05	10,93	24,19
Kontrolliertes Brennen 1xjährlich	2,42	4,66	25,00	28,27	21,37	2,60	15,68
Mulchen 2xjährlich	0,82	2,89	13,25	60,02	12,52	2,50	8,00
Extensive Beweidung	0,13	4,91	13,73	42,95	27,58	5,16	6,30

4.4 Charakteristische Eigenschaften der Brache-Fauna

Vorkommen typischer Arten

Bei den Untersuchungen zeigte es sich, daß nur wenige Arten fast ausschließlich die Brand-Parzellen besiedeln. Dazu gehören die Dornschrecke *Tetrix nutans* auf den Probeflächen Oberstetten und Rangendingen, die Spinnen *Haplodrassus minor, Hahnia nava* und *Centromerita bicolor*, die Laufkäfer *Notiophilus germiyi, Brachinus explodens* und *Platynus dorsalis* und die Kurzflügler *Olophrom assimile, Philonthus coruscus, Platydracus latebricola* und *Xanthilinus lineralis* in Oberstetten. In den übrigen Probeflächen bestehen viele Gemeinsamkeiten zwischen Brand- und Mulch-Parzellen.

Vorkommen unterschiedlich großer Laufkäfer

In Tabelle 7 ist das Vorkommen unterschiedlich großer Laufkäfer (Einteilung in Größenklassen n. *Baehr* 1984) auf den verschieden gepflegten Brache-Parzellen dargestellt. Dabei wird die Zwischenstellung der Brand-Parzellen zwischen gemulchten und Sukzessions-Parzellen deutlich. In den Sukzessions-Parzellen sind größere Laufkäfer häufiger. Allein 35 % aller gefangenen Käfer sind über 15 mm groß gegenüber ca. 18 % in den Brand- und 10 % in den Mulch-Parzellen. Kleinere Laufkäfer (unter 12 mm) sind hingegen in den Mulch-Parzellen häufiger mit 77 % gegenüber 60,3 % in den Brand- und 50,8 % in den Sukzessions-Parzellen.

Vorkommen thermophiler Arten

Es wäre zu erwarten gewesen, daß durch das regelmäßige Brennen auf den fünf Probeflächen wärmeliebende Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa gefördert werden. In Tabelle 8 sind die Vorkommen der 32 häufigsten Laufkäferarten auf den Brand-Parzellen der fünf Versuchsflächen dargestellt. Nur wenige Arten, wie *Brachinus crepitans, B. explodens, Ophonus azureus, Harpalus dimidiatus* und *Pterostichus macer*, haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa und sind charakteristisch für Trockenstandorte. Ihr Vorkommen ist

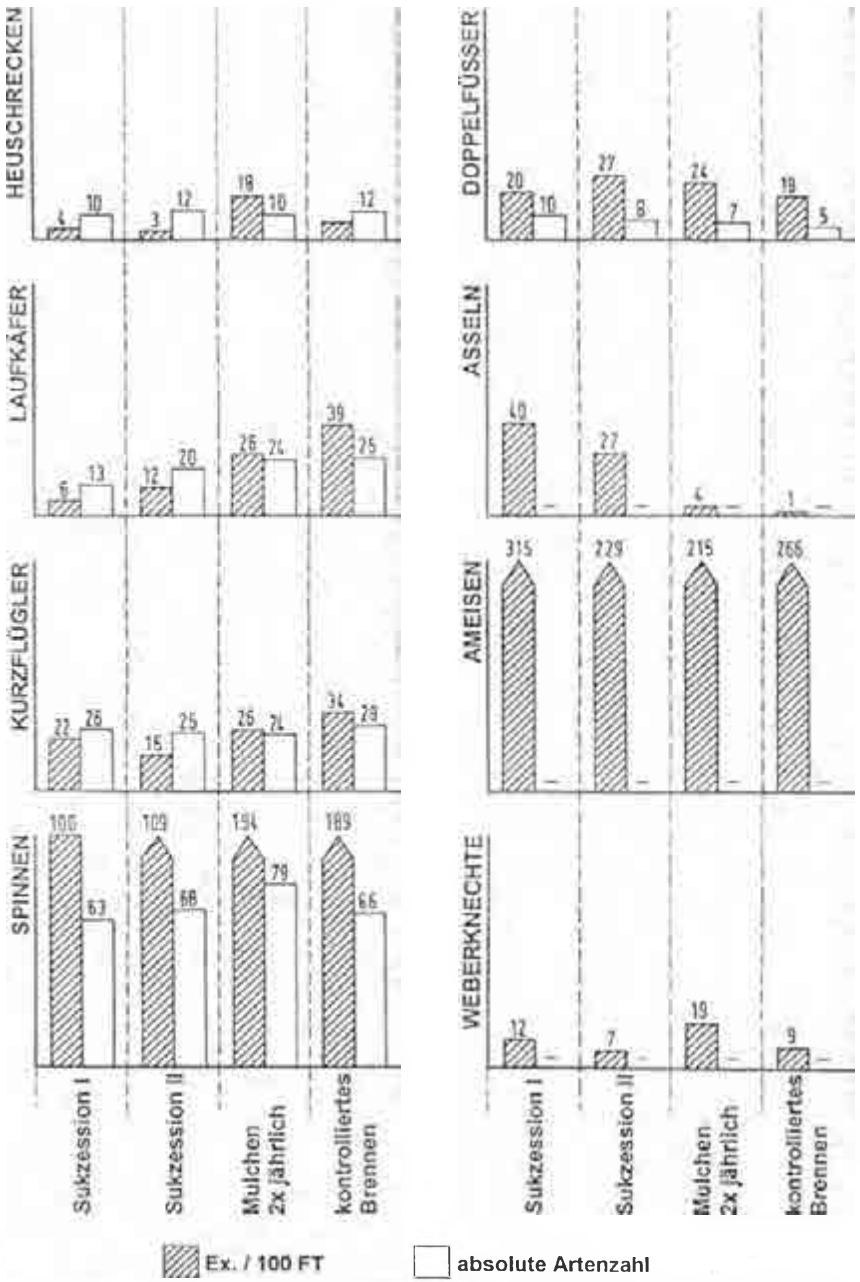


Abb. 2. Artenzahlen und Individuenzahlen (Ex. / 100 FT aus Barberfallenfängen) verschiedener Tiergruppen und Pflegevarianten für die Probefläche Oberstetten / Taubergebiet (Kalk/Salbei-Glatthaferwiesen 380 m NN).

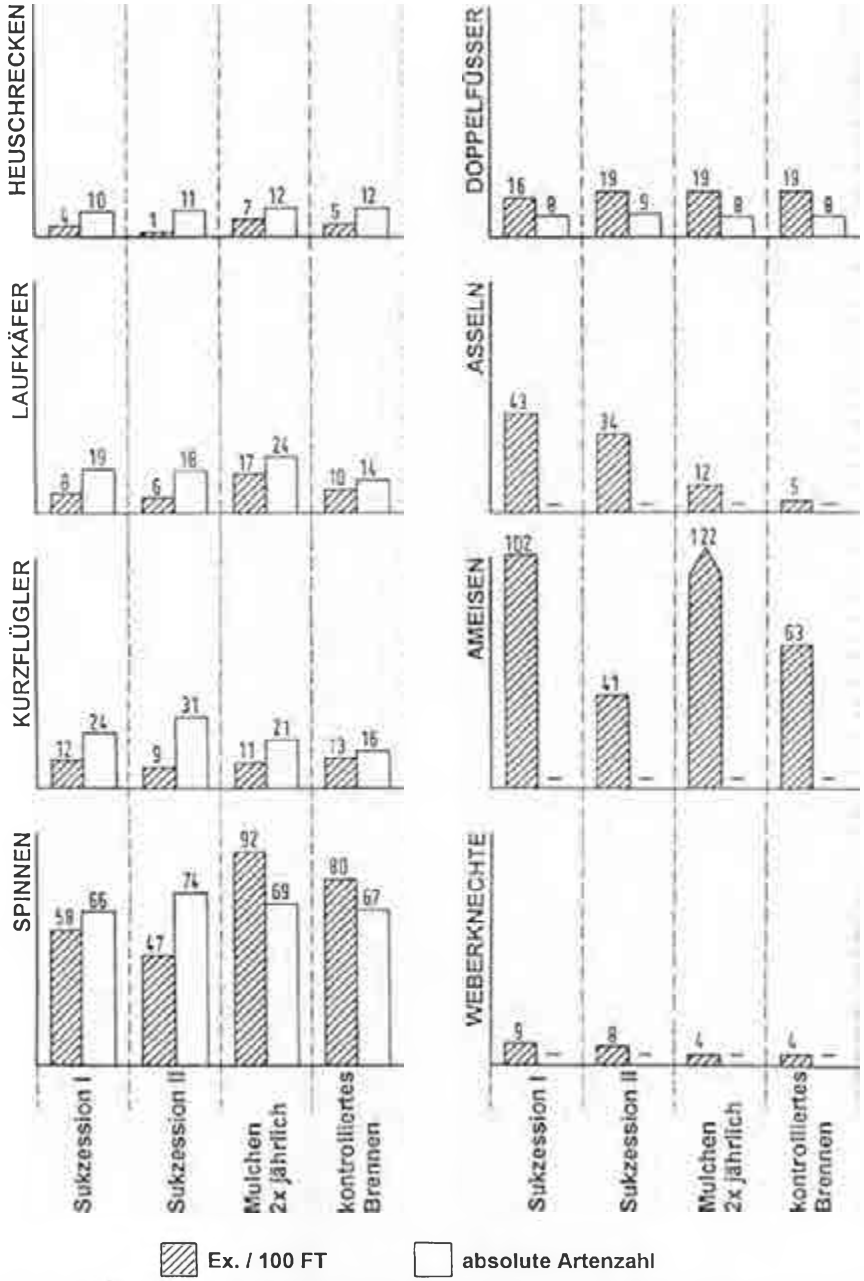


Abb. 3. Artenzahlen und Individuenzahlen (Ex. / 100 FT aus Barberfallenfängen) verschiedener Tiergruppen und Pflegevarianten für die Probefläche Rangendingen / südwestl. Keuperlandschaft (Kalk, Halbtrockenrasen 460 m NN).

auch auf die klimatisch wärmsten Probeflächen Oberstetten und Rangendingen beschränkt. Auf den übrigen Probeflächen dominieren Arten, die Feuchtgebiete und mesophile Wald- und Grünlandstandorte charakterisieren. Es kommt also allgemein nicht zu einer Förderung thermophiler Arten auf den Brand-Parzellen.

4.5 Zur Fauna einzelner Versuchsflächen

In den Abbildungen 2 und 3 sind die Arten- und Individuenzahlen der Barberfallenfänge in den Sukzessions-, Mulch- und Brand-Parzellen für Heuschrecken, Laufkäfer, Kurzflügler, Spinnen, Doppelfüßer, Asseln, Ameisen und Weberknechte zusammengestellt. In *Oberstetten/Taubergebiet* gelten etwa 10 % der 590 registrierten Arten (siehe *Handke* 1988, *Handke* und *Schreiber* 1985) als selten bzw. gefährdet. Davon wurden die meisten Arten auf der Brand-Parzelle nachgewiesen, z. B. die Ameisenassel *Platyarthrus hoffmannseggi*, die Bockkäfer *Dorcadion fuliginator* und *Agapanthia violacea*, die Blattkäfer *Hypocassida subferruginea* und *Pilemostoma fastuosa*, der Blatthornkäfer *Onthophagus verticicornis* und die Spinne *Haplodrassus minor*. Auffällig war ein hoher Anteil wärmeliebender Arten auf der Brand-Parzelle (z. B. Individuenanteil 75,3 % bei den Laufkäfern gegenüber 31–36 % auf den Sukzessions-Parzellen). Die meisten Tiergruppen waren auf der Brand-Parzelle besonders häufig (Ausnahme Spinnen und Asseln) (siehe Abb. 2). In der Brand-Parzelle fand sich eine sehr eigenständige Fauna, wie Tabelle 9 am Beispiel der Laufkäfer und Spinnen zeigt.

Tab. 8. Repräsentanz der 32 häufigsten Carabidenarten (N ≥ 8 Exemplare) auf den fünf Brand-Parzellen auf Brachen in Baden-Württemberg (nach Handke 1988) (%-Anteil der einzelnen Parzellen an der Summe aller gefangenen Tiere einer Art)
Verbreitungstyp: e = europäisch; m = mitteleuropäisch; mm = mitteleuropäisch-montan; n = nordisch; s = südeuropäisch

Art	Verbreitungstyp	Oberstetten	Rangendingen	Ettenheim	Fischweier	Bernau
1. *Poecilus versicolor*	e	2	1	29	33	14
2. *Carabus cancellatus*	e	5	42	51	1	-
3. *Amara lunicollis*	n	2	-	46	9	4
4. *Amara convexior*	e	76	-	9	6	9
5. *Brachinus crepitans*	s	100	-	-	-	-
6. *Platynus dorsalis*	e	100	-	-	-	-
7. *Brachinus explodens*	s	100	-	-	-	-
8. *Harpalus tardus*	e	100	-	-	-	-
9. *Notiophilus germiyi*	n	100	-	-	-	-
10. *Ophonus azureus*	s	100	-	-	-	-
11. *Carabus convexus*	e	100	-	-	-	-
12. *Calathus melanocephalus*	e	75	-	-	-	25
13. *Harpalus rubripes*	e	99	1	-	-	-
14. *Harpalus dimidiatus*	s	96	4	-	-	-
15. *Poecilus cupreus*	e	54	41	5	-	-
16. *Pterostichus macer*	s	-	100	-	-	-
17. *Carabus violaceus*	n	-	46	46	-	8
18. *Abax parallelus*	m	-	5	90	-	5
19. *Carabus coriaceus*	e	-	18	73	-	-
20. *Carabus nemoralis*	n	-	-	79	15	2
21. *Harpalus latus*	n	-	-	8	4	28
22. *Abax ater*	e	-	-	69	5	5
23. *Amara communis*	e	-	-	-	97	-
24. *Bembidion mannerheimii*	n	-	-	-	100	-
25. *Bembidion biguttatum*	e	-	-	-	100	-
26. *Pterostichus strenuus*	e	-	-	-	89	-
27. *Agonum fuliginosum*	e	-	-	-	100	-
28. *Pterostichus melanarius*	e	-	-	-	-	96
29. *Molops elatus*	mm	7	-	-	-	79
30. *Carabus auronitens*	mm	-	-	-	-	100
31. *Pterostichus pumilio*	mm	-	-	-	-	100
32. *Pterostichus burmeisteri*	mm	-	-	-	-	100

In *Rangendingen / südwestl. Keuperlandschaft* wurden vergleichsweise wenige seltene/gefährdete und thermophile Arten nachgewiesen. Die meisten dieser Arten konzentrieren sich auf die Mulch-Parzelle. In der Brand-Parzelle fehlt eine eigenständige Fauna. Keine Artengruppe ist besonders häufig in der Brand-Parzelle. Im Vergleich zu den Sukzessions-Parzellen sind Weberknechte und Asseln auf den Brand-Parzellen seltener und Laufkäfer und Kurzflügler mit weniger Arten vertreten. Im Vergleich zur Mulch-Parzelle sind Ameisen und Asseln seltener und Laufkäfer und Kurzflügler deutlich artenärmer (siehe Abb. 3).

In *Ettenheim / westl. mittlerer Schwarzwald* sind die Unterschiede zwischen gemulchter und gebrannter Parzelle sehr gering. Weberknechte sind häufiger in der Mulch-Parzelle, Ameisen in der gebrannten Parzelle. Die Ähnlichkeit der Artengemeinschaften der meisten Tiergrupen ist zwischen Brand- und Sukzessions-Parzelle größer als zwischen Mulch- und Brand-Parzelle (siehe Tab. 6).

Eine ähnliche Tendenz ergibt sich auch für die Probefläche *Fischweier/Albtal-Nordschwarzwald*. Auch hier haben Brand- und Sukzessions-Parzellen große Gemeinsamkeiten. Auffällig ist, daß hier Ameisen und Asseln in der Brand-Parzelle sehr häufig sind. Heuschrecken, Spinnen und Laufkäfer bevorzugen die gemulchte Fläche.

Auch in *Bernau/Südschwarzwald* sind Spinnen und Laufkäfer am häufigsten in der gemulchten Parzelle. Sukzessions- und Brand-Parzellen zeigen sehr ähnliche Artengemeinschaften (siehe Tab. 6). Wichtig ist, daß die dort vorkommenden seltenen montanen Tierarten, z. B. die Heuschrecken *Steno-*

Tab. 9. Übersicht über das Vorkommen gefährdeter Spinnen- und Laufkäferarten auf den fünf untersuchten Brand-Parzellen in Baden-Württemberg (Quelle: Platen et al. 1996, Trautner et al. 1997, Trautner 1992)
Angaben in absoluten Zahlen; Arten, die schwerpunktmäßig die Brand-Parzellen besiedeln, sind fett gedruckt; Arten, die nur in den Brand-Parzellen nachgewiesen wurden, sind unterstrichen.

Art	Rote Liste BRD	Rote Liste BW	Oberstetten	Rangendingen	Ettenheim	Fischweier	Bernau
Laufkäfer (Carabidae)							
1. *Carabus convexus*	3	3	**8**				
2. *C. arvensis*	-	3					5
3. *Notiophilus germinyi*	3		**12**				
4. *Harpalus rufipalpis*		3					1
5. *Ophonus melleti*	3	3	5				
6. *Bradycellus caucasicus*	3	3					7
7. *Pterostichus macer*		3		**8**			
8. *Demetrias monostigma*		3				1	
9. *Cymindis humeralis*	3						1
Spinnen (Araneidae)							
1. *Araneus alsine*	3	3	1				
2. *Maro minutus*	3					**1**	
3. *Silomotopus bonessi*	3	3		5			
4. *Alopecosa accentuata*		3	77	1			
5. *A. trabalis*		3	**42**				
6. *A. leopardus*		3				1	
7. *Pardosa nigriceps*	3		5				
8. *Trochosa robusta*	3	3	**38**	**13**			
9. *Dolomedes fimbriatus*	3	3			1		
10. *Agroeca cuprea*	3		9				
11. *Scolina palliardi*	3			2			
12. *Chiracanthius dumetorus*	3	2	1				
13. *Haplodrassus holcznskii*	3	3	2				
14. *H. minor*	2		7				
15. *Micaria formecaria*	3	3	**5**				
16. *Oxyptila scabricola*	3	3	1				
17. *Xysticus acerbus*	3	3				1	
18. *X. lineatus*					1		
Arten			14	6	1	4	4
Exemplare			213	33	1	4	14

bothrus stigmaticus und *Staurodorus scalaris* sowie die Laufkäfer *Bradycellus caucasicus* und *Cymindis humeralis*, auch die Brand-Parzellen besiedeln.

5. Diskussion der Ergebnisse

Eine Zusammenstellung der Literatur zu den Auswirkungen des Brennens auf die Fauna ergab ein sehr heterogenes Bild, das wohl im wesentlichen durch die unterschiedlichen Erfassungs- und Brennmethoden hervorgerufen wird (*Tester* und *Marshall* 1961, *Crawford* und *Harwood* 1964, *Cancelado* und *Yonke* 1970, *Hurst* 1970, *Huhta* 1971, *Brabetz* 1977, *Buck* 1979, *Bauchhenss* 1980, *Hoffmann* 1980, *Lunau* und *Rupp* 1983, *Boer* 1983, *Mabelis* 1983, *Made* 1983, *Turin* 1983). Nach *Riess* (1976) ist die Wirkung des Feuers im starken Maße von der Streumenge und der Streufeuchtigkeit, der Luftfeuchtigkeit und der Lufttemperatur, der Windgeschwindigkeit und der Möglichkeit für Tiere, sich im Holz oder unter Steinen zu verstecken, abhängig.

Deshalb können auch die Auswirkungen des Brennens von Jahr zu Jahr stark variieren. Nach *Bauchhenss* (1980) kommen durch kurzfristige Untersuchungen die Auswirkungen nicht eindeutig zum Vorschein, da sie zu stark von natürlichen Faktoren (z.B. Populationsschwankungen, Witterung) beeinflußt werden.

Auch für die fünf untersuchten Parzellen in Baden-Württemberg ergibt sich aus den einjährigen Barberfallenergebnissen ein recht heterogenes, schwierig zu interpretierendes Bild. Übereinstimmend mit vielen Untersuchungen (z.B. *Crawford* und *Harwood* 1964) ist mit einem Rückgang von Raupen und Puppen vieler Tierarten, die in der Vegetation überwintern, zu rechnen. Auch Heuschrecken, wie *Chrysochraon dispar oder Phaneroptera falcata*, die ihre Eier in Blättern oder Pflanzenstengeln ablegen, werden wohl mit Sicherheit geschädigt. Auf der Probefläche Oberstetten konnte ich unmittelbar nach dem Brennen im März die Parzelle absuchen und fand dabei vor allem verbrannte Schmetterlingsraupen. Nicht bestätigen läßt sich die negative Auswirkung auf die Ameisen-Fauna, wie sie von *Turin* (1983) und *Mabelis* (1983) angenommen wird. Im Gegenteil, besonders auf den Brand-Parzellen von Oberstetten, Rangendingen und Fischweier fallen die zahlreichen bewohnten Ameisenhügel unmittelbar nach dem Brennen sehr auf. Auch *Buck* (1979) berichtet, daß Ameisen einen Waldbrand bei Celle gut überstanden. Bezeichnend ist im Sommer das zahlreiche Auftreten von Schmetterlingen (Imagines) auf den sehr blütenreichen Brand-Parzellen von Oberstetten und Rangendingen. Diese Flächen können als Nahrungsgebiete für Tagfalter und Widderchen von Bedeutung sein.

Sehr auffällig und aus tierökologischer Sicht auch positiv zu werten ist die epigäische Fauna der Brand-Parzelle von Oberstetten. Unter der Einschränkung, nicht genau zu wissen, ob und wieviele Tiere zuwandern, hat sich auf keiner anderen Parzelle eine so interessante thermophile Kurzflügler-, Laufkäfer- und Spinnen-Fauna eingestellt! Zu den seltenen (thermophilen/xerophilen) Arten gehören die Spinne *Haplodrassus minor*, die Laufkäfer *Notiophilus germiyi* und *Harpalus dimidiatus*, die Kurzflügler *Olophrum assimile* und *Platydracus latebricola*, der Blattkäfer

Pilemostoma fastuosa sowie die Blatthornkäfer *Onthophagus vacca* und *O. verticicornis*. Deutlich seltener sind hingegen die Asseln, Chilopoden und Diplopoden auf den gebrannten Flächen. Unter den Heuschrecken zeigt die Dornschrecke *Tetrix nutans*, ähnlich wie in Rangendingen, eine Präferenz für die Brand-Parzelle.

In Rangendingen läßt sich hingegen bei der epigäischen Fauna kein positiver Effekt feststellen. Auch hier fehlen Asseln und Chilopoden fast ganz. Bei keiner Tiergruppe zeigt sich eine Bevorzugung der gebrannten Fläche. Möglicherweise wurde hier unsachgemäß (zu heiß) gebrannt. 1983 hat hier eine Streuschicht fast völlig gefehlt. Ab Juli war an zahlreichen Stellen der Oberboden freigelegt, so daß die Tiere hier keine Versteckmöglichkeiten mehr vorfanden.

Auf den übrigen Brand-Parzellen scheint eine charakteristische „Brand-Fauna" zu fehlen. In Ettenheim, Bernau und insbesondere in Fischweier besteht die größte Ähnlichkeit mit der Fauna der Sukzessions-Parzellen. In Fischweier wird die Streu nicht vollständig verbrannt, so daß hier die Asselfänge ähnlich hoch wie in der Sukzessions-Parzelle ausfallen.

Auf allen Brand-Parzellen wurden seltene bzw. gefährdete Tierarten registriert (siehe Tab. 9). Dabei wird allerdings deutlich, daß die meisten Arten auf der Brand-Parzelle in Oberstetten nachgewiesen wurden. Hier gab es eine Reihe von Arten, die nur dort vorkamen. In Rangendingen wurden die meisten gefährdeten Arten außerhalb der Brand-Parzelle registriert, wahrscheinlich eine Folge des zu heißen Brennens.

Abb. 4. Probefläche Oberstetten im Taubergebiet im November 1993; hier leben viele seltene thermophile Wirbellosenarten, insbesondere auf der regelmäßig gebrannten Parzelle.

Abb. 5. Probefläche Rangendingen in der Keuperlandschaft im Juli 1983.

Abb. 6. Die Brand-Parzelle auf der Probefläche Rangendingen im Spätherbst 1983; hier kam es zu einem heißen Feuer; die Streu ist fast vollständig verbrannt; Asseln und Weberknechte sind fast verschwunden; Laufkäfer und Kurzflügler waren nur mit wenigen Arten vertreten. Es kam nicht zu einer Förderung seltener thermophiler Arten.

6. Konsequenzen

Im Gegensatz zur weit verbreiteten Meinung im Naturschutz führte das regelmäßige, kleinflächig durchgeführte und kontrollierte Brennen auf den meisten Flächen nicht zu einer starken Veränderung der Fauna. Lediglich auf einer einzigen Fläche (Rangendingen), auf der heiß gebrannt wurde, kam es zu einem Ausfall der Asseln und zu einer Artenverarmung einzelner Tiergruppen. Meines Erachtens ist jede Pflegemaßnahme auf den Brachflächen für einige Tiergruppen bzw. Arten ein katastrophaler Eingriff, der zum Tod vieler Individuen führt. Dies betrifft auch das Mulchen bzw. die Beweidung. Werden solche Eingriffe kleinflächig durchgeführt, kann es aber schnell zu einer Zuwanderung aus der Umgebung kommen. Das Ausbreitungsvermögen vieler Tierarten in unserer Kulturlandschaft wird immer noch unterschätzt (*Handke* in Vorber.). Man sollte das

Abb. 7. Probefläche Ettenheim im westlichen mittleren Schwarzwald im Oktober 1983; auf dieser Probefläche sind die Unterschiede zwischen den Tiergemeinschaften der Sukzessions-, Brand- und Mulch-Parzelle gering.

Abb. 8. Probefläche Fischweier im Albtal/ Nordschwarzwald im Juli 1983; hier besteht zwischen den Tiergemeinschaften der Brand- und Sukzessionsparzelle große Übereinstimmung; Auf der Brand-Parzelle wurde nur ein geringer Teil der Streu verbrannt; Asseln und Ameisen waren sehr häufig.

Abb. 9. Probefläche Benau im südlichen Hochschwarzwald im Juni 1983; auch hier besiedelten sehr ähnliche Artengemeinschaften die Sukzessions- und Brand-Parzellen; Seltene montane Tierarten, wie die Heuschrecke Stenobothrus stigmaticus und Stauroderus scalaris, werden auch durch die Brand-Parzelle gefördert.

Thema Brennen nicht zu emotional sehen. Kontrolliertes Brennen ist ein Beitrag zur Offenhaltung der Landschaft und kann – zumindest kleinflächig und in bestimmten Naturräumen – auch seltene und gefährdete Arten fördern, wie z.B. thermophile Spinnen- und Käferarten im Taubergebiet und montane Heuschreckenarten im Südschwarzwald. Im Vergleich zum Mulchen oder zur Beweidung ist aber auf den meisten von uns untersuchten Flächen keine besonders positive Auswirkung auf die Fauna zu erkennen. Es hängt im Einzelfall von den Möglichkeiten und Leitbildern des Naturschutzes ab, für welche Maßnahme man sich entscheidet. Will man bestimmte Flächen weiterhin offen halten und bestehen keine Möglichkeiten, solche Flächen zu mulchen oder zu beweiden, kann das kalte Brennen, kleinflächig durchgeführt, durchaus als sinnvolle Alternative in Betracht gezogen werden. Dabei sollten allerdings einige Randbedingungen beachtet werden (vgl. *Schreiber* in diesem Band). Die Streuauflage darf nur im oberen Bereich abgetrocknet sein, damit sie nicht vollständig abbrennt. Das Feuer sollte bei möglichst niedriger Lufttemperatur (unter 10 °C) durchgeführt werden. Die Luftfeuchtigkeit sollte möglichst nicht unter 70 % liegen. Das Feuer sollte als „Mitwindfeuer" angelegt und möglichst bei geringer Windgeschwindigkeit durchgeführt werden.

In Anbetracht der wenigen Untersuchungen zu den Auswirkungen von Brennen auf die Fauna, meist kleinflächig wie in dieser Arbeit oder nur auf wenige Arten beschränkt, erscheint es sinnvoll, solche Auswirkungen auch großräumiger (z.B. in der Lüneburger Heide oder auf Truppenübungsplätzen) zu untersuchen. Nur so läßt sich klären, ob Brennen auch großflächig eine Alternative zur Offenhaltung der Landschaft sein kann.

Zusammenfassung

1983 und 1984 wurde in Baden-Württemberg auf fünf Probeflächen (Salbei-Glatthaferwiese, Halbtrockenrasen, Glatthaferwiese, Großseggenried/ Sumpfdotterblumenwiese und Flügelginsterweide) die Wirbellosenfauna regelmäßig gebrannter Parzellen im Vergleich zu gemulchten und Sukzessions-

flächen untersucht. Für viele Tiergruppen ergaben sich – in Abhängigkeit von Standort und Durchführung der Feuer – erhebliche Unterschiede; Verallgemeinerungen sind nur bedingt möglich. Es gibt aber einige charakteristische Eigenschaften von Brandparzellen:

- Große Laufkäfer (Typ Carabus) sind seltener als in Sukzessionsparzellen.
- Allgemein sind Brandparzellen blütenreicher und damit auch attraktiver für Tagfalter und Widderchen; es gibt Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Brandparzellen (z. B. Dornschrecken, Feldgrille, xerophile Laufkäfer).
- Bei den Individuenzahlen ergaben sich nur bei Asseln und Doppelfüßern deutlich niedrigere Zahlen im Vergleich zu den Sukzessionsparzellen.
- Am geringsten sind Unterschiede zwischen gepflegten Parzellen auf den hochgelegenen Schwarzwaldflächen und in montanen Glatthaferwiesen.
- Am größten sind die Unterschiede auf den sehr trockenen Flächen.
- Die meisten seltenen und gefährdeten Arten traten in der Brandparzelle Oberstetten auf.
- Brennen ist ein Beitrag zur Offenhaltung der Landschaft und kann – zumindest kleinflächig – in bestimmten Naturräumen auch seltene und gefährdete Arten fördern.

Literatur

Baehr, M., 1984: Die Carabiden des Lautertals bei Münsingen (Insecta, Coleoptera). Ein Querschnitt durch ein Flußtal der Schwäbischen Alb. 5. Beitrag z. Faunistik d. württ. Carabidae. – Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 57/58, 341–374.

Balogh, J., 1958: Lebensgemeinschaften der Landtiere. – Budapest und Berlin.

Bauchhenss, J., 1980: Auswirkungen des Abflämmens auf die Bodenfauna einer Grünlandfläche im Spessart. – Bayer. Landw. Jb. 57, SH 1, 100–114.

Boer, P. J., den, 1983: Mieren (Hymenoptera: Formicidae). I. – Natuurhist. Maandblad 72 (4), 73–84.

Brabetz, E., 1977: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Spinnen und Schnecken einer Brachfläche im Hochspessart. – Diplomarbeit, Erlangen.

Buck, C.-H., 1979: Auswirkungen eines Waldbrandes auf Tiere und Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Mäuse und Arthropoden. – Drosera I (2), 63–80.

Cancelado, R., Yonke, T. R., 1970: Effect of Prairie on Insect Populations. – Journ. Kansas Ent. Soc. 43, 274–281. Manhattan, Kansas.

Crawford, C. S., Harwood, R. F., 1964: Bionomics and control of insects affecting Washington grass seed fields. – Tech. Bull. agric. Exp. Stn. Wash. St. 44.

Detzel, P., 1984: Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 59/60, 345–360.

Handke, K., 1988: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – Arb. Ber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster 8, 157 S.

Handke, K., Schreiber, K.-F., 1985: Faunistisch ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. – Münstersche geograph. Arbeiten 20, 155–186.

Hoffmann, B., 1980: Vergleichende ökologische Untersuchungen über die Einflüsse des kontrollierten Brennens auf die Arthropodenfauna einer Riedwiese im Federsee-Gebiet (Süd-Württemberg). – Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 51/52, 691–714.

Huhta, V., 1971: Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. – Ann. Zool. Fennici, 483–542.

Hurst, G. A., 1970: The effects of controlled burning on arthropod density and biomass in relation to bobwithe quail habitats on a right way. – Proc. Tall. Timbers Conf. Ecol. Animal Control by Habit. Manag., 173–183.

Lunau, K., Rupp, L., 1983: Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna – Fragestellungen und erste Ergebnisse. In Goldammer, J. G. (Hrsg.): DFG-Symposium „Feuerökologie". – Freiburger Waldschutz-Abhandlungen 4, 277–297.

Mabelis, A. A., 1983: Mieren (Hymenoptera: Formicidae) – II. – Natuurhist. Maandblad 72 (2), 33–37.

Made, J. G. van der, 1983: Dagvlinders, wegwijzers voor een geintegreerd beheer van kalkgraslanden. – Publ. natuurhist. – Gen. Limburg XXXIII (1–2), 20–24.

Neitzke, A., 1991: Vegetationsdynamik in Grünlandökosystemen. – Arb. Ber. Lehrst. Landschaftsökol. Münster 13.

Ost, G., 1979: Auswirkungen der Mahd auf die Artenmannigfaltigkeit (Diversität) eines Seggenriedes am Federsee. – Veröff. Natursch. Landsch.pfl. Bad.-Württ. 49/50, 407–439.

Platen, R., Blick, T., Sacher, P., Malten, A., 1996): Rote Liste der Webspinnen Deutschlands (Arachnida: Araneae). – Arachnol. Mitt. 11, 5–31.

Riess, W., 1976: Umweltfaktor Feuer – Gelenkter Einsatz in der Landschaftspflege. – Verh. Ges. Ökologie Göttingen 1975, 267–273.

Schiefer, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege 22, Karlsruhe.

Schiefer, J., 1982: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme. – Natur u. Landsch. 57, 264–268.

Schreiber, K.-F., 1977: Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – Verh. Ges. Ökologie Göttingen 1976, 251–263.

Schreiber, K.-F., 1980: Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. – Verh. Ges. Ökol. Weihenstephan 1979, 185–203.

Tester, J. R., Marshall, W. H., 1961: A study of certain plant and animal interrelations on a native prairie in Northwestern Minnesota. – Occ. Pap. Univ. Minn. Mus. nat. Hist. 8.

Turin, H., 1983: Loopkevers (Coleoptera Carabidae) van kalkgraslanden en hellingbossen. – Natuurhist. Maandblad 72 (4), 73–83.

Trautner, J., 1992: Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer (Col., Carabidae). – Weikersheim.

Trautner, J., Müller-Motzfeld, G., Bräunicke, M., 1997: Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand September 1996. – Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (9), 261–273.

Anschrift des Verfassers

Dr. Klaus Handke
Delmestraße 28 · D-27777 Ganderkesee

Erfahrungen mit dem Feuereinsatz im Neustädter Moor

von Friedhelm Niemeyer

Historische Entwicklung

Das Neustädter Moor ist mit ca. 1600 ha Größe eines von 15 größeren Hochmooren der Diepholzer Moorniederung. Auf etwa 24000 ha des gut 100000 ha großen Naturraumes sind Hochmoore gewachsen. Sie sind jedoch durch Entwässerung, land- und forstwirtschaftliche Kultivierung, bäuerlichen Handtorfstich und industriellen Torfabbau weitgehend gestört oder zerstört worden.

Viele dieser Hochmoore, häufig mit großen Sandheiden umgeben, wurden jahrhundertelang von kleinen Bauernschäfereien beweidet, u.a. um den wertvollen Schafsdung für den Ackerbau zu nutzen. Nur kleinwüchsige, sehr genügsame Schafe, die Heidschnucken, konnten dazu dienen. So auch bis heute die Weiße hornlose Heidschnucke, kurz Moorschnucke genannt.

Nach Aufteilung von Allmenden an die Gemeindebewohner, Einführung des „Kunstdüngers" und infolge der agrarstrukturellen Entwicklung ging die Heidschnuckenhaltung bis auf einzelne Herden zurück.

Die Schafbeweidung war angesichts der kargen Bodenverhältnisse stets mit dem Bemühen um eine bessere Futtergrundlage verbunden. Einzige Möglichkeit der Schäfer war es, die überalterte und abgestorbene Pflanzendecke ausgangs des Winters bis z.T. weit ins Frühjahr hinein abzubrennen. Die wiederaustreibende Vegetation bot dank vorübergehend erhöhter Mineralstoffgehalte ein begehrtes Schaffutter.

Entdeckung für den Naturschutz

Mit dem Rückgang naturnaher Moor- und Heideflächen auf Restbestände und dem damit verbundenen Anstieg der Zahl gefährdeter Tier- und Pflanzenarten setzten in der Diepholzer Moorniederung Ende der sechziger Jahre die ersten Moorschutzaktionen ein.

Bestandskartierungen der Naturschützer belegten sofort, daß dort, wo noch Hüteschafhaltungen in Verbindung mit dem Abbrennen von Moor und Heide existierten, die ökologische Substanz vergleichsweise gut erhalten geblieben war, besonders augenfällig in der Vogelwelt.

Bestandsgefährdete Brutvogelarten wie Birkhuhn, Goldregenpfeifer, Großer Brachvogel, Kiebitz, Raubwürger, Steinschmätzer reagierten auf abgebrannte Flächen positiv. Sie wählten ihre Brutreviere in engem Bezug zu frisch gebrannten und vor wenigen Jahren gebrannten Flächen. Sowohl die günstige Vegetationsstruktur im Hinblick auf Übersichlichkeit, Belaufbarkeit und Deckung als auch die Nahrungsgrundlage spielten dabei eine entscheidende Rolle.

Aufgrund dieser Erfahrung unterstützten Mitglieder der Faunistischen Arbeitsgemeinschaft Moore (FAM) verbliebene Schäfer darin, Teilflächen bis Ende Februar abzubrennen – das Kontrollierte Brennen war als gezielte Naturschutzmaßnahme in der Diepholzer Moorniederung entdeckt.

Kontrolliertes Brennen (KB) als Naturschutzmaßnahme

Seit den siebziger Jahren wird im Neustädter Moor vom Naturschutz Kontrolliertes Brennen durchgeführt. In Abstimmung mit den zuständigen Naturschutzbehörden führten zunächst Mitglieder der FAM, seit 1983 auch Mitarbeiter des BUND-Projektes Diepholzer Moorniederung KB durch.

Ziele sind, einerseits geeignete Biotopbedingungen für gefährdete Tierarten insbesondere Vogelarten zu erhalten und andererseits die Voraussetzungen für optimale Beweidungseffekte wie Kurzrasigkeit und Nährstoffaustrag zu schaffen. Die Offenlandschaft soll erhalten, Verbuschungs- und Vergrasungstendenzen zugunsten von Heide- und Wollgrasstadien zurückgehalten werden.

In keinem anderen Gebiet Niedersachsens wird u.W. so lange und ohne Unterbrechung KB als Naturschutzmaßnahme angewendet wie im Neustädter Moor.

In Jahren besonders kritischer Sicht durch Teile des Naturschutzes, auch begründet in einer rechtlich engen Vorgabe des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes, war die Erhaltung geeigneter Brutreviere für den vom Aussterben bedrohten Goldregenpfeifer einziger akzeptierter Grund für eine Ausnahmegenehmigung zum KB.

Inzwischen wird der Einsatz des KB im niedersächsischen Naturschutz auf breiterer Ebene von Fachkreisen mitgetragen. Vielleicht ist das verringerte Finanzpotential der Naturschutzverwaltung zur Durchführung von alternativen (mechanischen) Pflegemethoden mit ein Grund zur Öffnung gegenüber dem kostengünstigen KB.

Im übrigen wurde gelegentlich ehrlicherweise eingeräumt, daß mechanische Alternativen keineswegs schonender sein müssen. In der Öffentlichkeit und in Fachkreisen werden sie allerdings nicht so kontrovers und emotional diskutiert.

Vorbereitung und Ablauf der Durchführung

Aufgrund der guten Ortskenntnis und eines Betreuungsvertrages mit dem Land Niedersachsen, vertreten durch die Bezirksregierung Hannover – Obere Naturschutzbehörde, schlägt der BUND jährlich aktualisierte Zielgebiete zum KB vor.

Nach grundsätzlicher Abstimmung mit der Oberen Naturschutzbehörde Hannover, der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Diepholz und dem NLÖ-Naturschutz verschickt der BUND an sämtliche zu benachrichtigenden Stellen, Verwaltungen und Personen, darunter Feuerwehren, Polizeidienststellen, Flugsicherung, Gemeinden, Jagdpächter, Naturschutzbeauftragte eine schriftliche Vorankündigung mit Hintergrundinformationen und kartographisch dargestellten Zielgebieten. Erst wenn Witterung und vereinbarte Randbedingungen KB zulassen, werden die betreffenden Stellen telefonisch unmittelbar vor dem Einsatz (vormittags) informiert. Meist erst gegen Mittag läßt die Witterung KB zu.

Als vereinbarte Rahmenbedingungen gelten insbesondere die zeitliche Begrenzung auf die Monate Januar und

Februar, hohe Bodenfeuchtigkeit möglichst mit gefrorenem Boden und Tageshöchsttemperatur von maximal 5 Grad Celsius.

Die einzelnen Brandflächen sollen nicht größer als 2 bis 3 ha sein, ausnahmsweise auch um 5 ha. Mehrere Brandflächen sollen in der Summe pro Jahr nicht mehr als 1 bis 2 % der Gesamtmoorfläche betragen, bezogen auf das Neustädter Moor also nicht mehr als gut 30 ha Brandfläche pro Jahr.

So können etwaige kurzfristig entstehende Schäden ökologischer und pedologischer Art in engsten Grenzen gehalten werden.

Die abzubrennende Fläche wird zunächst durch einen Brandschutzstreifen gesichert, d. h. an Gräben, Wegen oder Vegetationsgrenzen wird mit Hilfe eines Gasbrenners die Zielfläche gegen den Wind vorsichtig in Brand gesteckt. Dabei entstehendes Mitwindfeuer wird mit Hilfe von Birkenastpatschen ausgeschlagen. Sobald der Sicherheitsstreifen und die beiden Seiten der Zielfläche ebenfalls gebrannt und gesichert sind kann die Zielfläche abschließend mit dem entfachten Mitwindfeuer zügig abbrennen. Das häufig schnellaufende und schwer zu kontrollierende Mitwindfeuer läuft am Sicherheitsstreifen aus. Mehrere solcher Teilflächen können pro Tag gebrannt werden. Am zeitaufwendigsten ist die Herstellung der Sicherheitsstreifen.

Zielgebiete innerhalb des Gesamtmoores waren bis Anfang der neunziger Jahre traditionelle Goldregenpfeiferreviere im zentralen baumfreien Bereich, z. T. artenreiche Moorheiden in heiler Haut.

Nach Rückgang des Goldregenpfeiferbrutbestandes trotz weiteren Angebots von Brandflächen, nachhaltiger Wiedervernässung des Hochmoorkerns und einsetzender Regenerationserscheinungen wurde der Schwerpunkt des KBs in die mehr wechselfeuchten Randbereiche verlagert, die durch Wiedervernässung allein z. Z. nicht hinreichend stabilisiert werden können. Diese Bereiche sind durch Besenheide, Pfeifengras und Scheidiges Wollgras geprägt, häufig verbunden mit einem erheblichen Verbirkungsdruck.

Zur Offenhaltung und gleichzeitigen Unterstützung der Regeneration benachbarter Hochmoorflächen wird

Abb. 1. Mit einem Gasbrenner wird die Pfeifengrasfläche an einer guten Leitlinie entzündet.

Abb. 2. Das Mitwindfeuer läuft auf den zuvor gebrannten Sicherheitsstreifen am nächsten Weg zu.

Abb. 3. Wenige Wochen nach dem Kontrollierten Abbrennen: die Blütentriebe des Wollgrasbultes rechts unten treiben aus, der Pfeifengrasbult links oben treibt erst viel später.

Abb. 4. In der Moorheide erscheint zunächst ein grasiger Aspekt durch Austreiben des Scheidigen Wollgrases. Die geschädigte Jungbirke treibt mit Stockausschlag wieder aus (schwieriges Kurzhalten durch Schafbeweidung).

auf absehbare Zeit KB in Verbindung mit Hüteschafbeweidung erforderlich sein, wenn der avifaunistische Wert nach gegenwärtig angelegten Wertmaßstäben erhalten bleiben soll.

KB wird nur in Verbindung mit anschließendem Beweiden (durch Schafe) als sinnvoll erachtet.

Auswirkungen in der Vegetation

Durch KB werden bei Heidearten, Wollgras und Jungbirken (bis 1 m Höhe) erhebliche *lebende* oberirdische Pflanzenteile abgebrannt oder durch Hitzeeinwirkung geschädigt, bei Pfeifengras keine.

Sämtliche bis Ende Februar vom KB betroffenen gebietsprägenden Pflanzenarten treiben im Frühjahr wieder aus, d. h. nachhaltige Schäden sind nicht erkennbar.

Allerdings variiert die kurz- bis mittelfristige Entwicklung der verschiedenen Arten z. T. erheblich.

Bei einer *Moorheide* (Scheidiges Wollgras, Glockenheide, Jungbirken sowie geringfügig Besenheide, Rosmarinheide und Moosbeere) wechselt der optische Eindruck von einer *Heide*vegeta-

Abb. 5. Pfeifengrasbulte, gebrannt – nicht gebrannt.

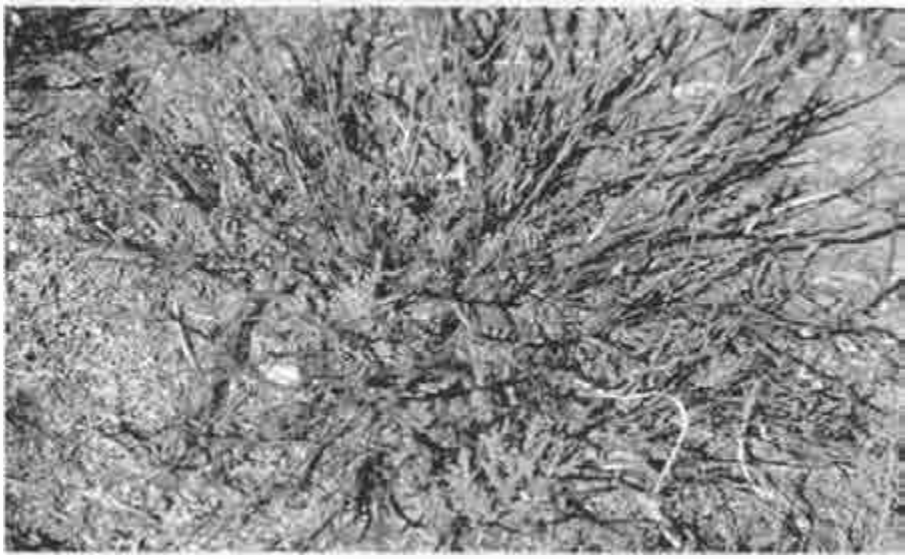


Abb. 6. Abgebrannter Besenheidestrauch mit Verjüngung aus dem Wurzelstock.

Abb. 7. Intensives Abweiden von zuvor abgebranntem Pfeifengras mit Moorschnucken schafft hohen Nährstoffentzug.

tion vor dem Brennen zu einer *grasigen* Vegetation in den ersten drei Vegetationsperioden.

Der grasdominierte Aspekt wird durch das schnelle Wiederaustreiben des *Scheidigen Wollgrases* bewirkt. Bei genauem Hinsehen in den sehr lückigen Aufwuchs fällt jedoch in der ersten Vegetationsperiode das massenhafte Austreiben von Besen- und Glockenheide auf. Erst ab drittem bis viertem Jahr wird die Heide wieder aspektbildend.

In der zweiten Vegetationsperiode nach dem Brennen schiebt Scheidiges Wollgras verstärkt Blütentriebe, Ausdruck der freigesetzten Nährstoffe infolge des Brandes.

Abgebranntes *Pfeifengras* treibt wesentlich früher und intensiver aus als nicht abgebranntes. Es bringt anschließend deutlich mehr Biomasse hervor als nicht abgebranntes. Der gewünschte Verdrängungseffekt tritt ohne zusätzliche Maßnahme wie Beweiden mit Schafen nicht ein. Insofern kann vor dem KB von Pfeifengras allein (ohne Beweidung) nur abgeraten werden, wenn man es nicht fördern will.

Besenheide auf Torf und Sand treibt nach dem Abbrennen aus dem Wurzelstock aus, freigelegte Samen, begünstigt durch den vorausgegangenen Hitzestreß und reduzierte Rohhumusauflage, keimen verstärkt. Die Neutriebe sind ein begehrtes Futter für Schafe wie für Wildtiere. Leider werden beim Fressen der Sämlingsspitzen häufig die ganzen Pflanzen herausgerissen. Dies kann vermieden werden, indem die Beweidung erst später im Jahr einsetzt, wenn sich die Wurzeln der Heidepflänzchen genügend stark verankert haben.

Von der *Glockenheide*, eigentlich keine Futterpflanze für Schafe, werden die frischen Triebe in den ersten Monaten nach dem KB ausnahmsweise von Schafen aufgenommen, besonders in mineralischen und anmoorigen Bereichen, wo rasenartiger Aufwuchs entsteht. In Mischbeständen aus Besen- und Glockenheide entwickelt sich Glokkenheide unter Beweidungsdruck relativ ungestört, während Besenheide kurz abgefressen wird.

Abgebrannte und durch Hitzeeinwirkung geschädigte *Moorbirken* treiben meist per Stockausschlag wieder aus, ähnlich wie bei abgesägten Birken. Im Hinblick auf einen gewünschten Pflegeeffekt kann sich das Abbrennen

Abb. 8. Kontrolliert gebrannte und danach sehr gut beweidete Pfeifengrasfläche.

als ungünstiger erweisen, da die Stockausschläge im Schutz verkohlter Jungbirkenäste von Schafen nicht hinreichend gut verbissen werden können. Der Wurzelstock stirbt nicht ab. In den nachfolgenden Jahren bleibt eine intensive Schafbeweidung zur Offenhaltung notwendig.

Im Unterschied dazu wird der Stockausschlag einer abgesägten Birke so gut verbissen, daß der Wurzelstock abstirbt.

Auswirkungen in Verbindung mit Schafbeweidung

Aus avifaunistischer Sicht und Zielsetzung wird angestrebt, die für bestimmte Vogelarten günstige Vegetationsstruktur nach dem KB möglichst lange zu erhalten, indem Moorschnukken den Aufwuchs abweiden. Je nach vorhandenen Pflanzenarten und Besiedlung der Brandfläche mit bestandsgefährdeten Brutvogelarten wird die Beweidung durchgeführt (Beweidungsplan, ständige Betreuung).

Speziell bei Birkenstockausschlag und Pfeifengras soll durch Schafbeweidung ein starker Verdrängungseffekt entstehen. Am effektivsten hat sich eine Beweidungsstrategie erwiesen, nach der der Aufwuchs pro Teilfläche innerhalb von ein bis zwei Tagen vollständig abgeweidet und nach einer Ruhephase von 10 bis 14 Tagen erneut intensiv beweidet wird. Dieses Prinzip in der Vegetationsperiode konsequent angewendet, führt zum Absterben von Birkenwurzelstöcken und Pfeifengrasbulten. Bulte des Scheidigen Wollgrases überstehen den Beweidungsdruck gut und werden letztlich begünstigt.

Abb. 9. Mechanische Alternativen zum Kontrollierten Brennen wie das Mulchen mit Abtransport sind aufwendiger und häufig nicht minder naturverträglich, zumal das Bultenrelief dabei stark nivelliert wird. Abbildungen von F. Niemeyer.

In Kombination von KB und Schafbeweidung lassen sich erhebliche Nährstoffausträge erzielen. Dabei muß das Übernachten der Schafe außerhalb der Beweidungsflächen erfolgen, wie es auch sonst bei der Moorbeweidung üblich ist.

Vorausgesetzt, die tägliche Beweidung (Hüteschafbeweidung) findet in acht Stunden statt und die Exkrementeausscheidung der Schafe ist über 24 Stunden etwa gleichverteilt, wovon annähernd ausgegangen werden kann, dann verbleiben vom aufgenommen Futter etwa ein Drittel im Weidegebiet, wogegen zwei Drittel als Nährstoffaustrag gerechnet werden können.

Auswirkungen in der Fauna

Bei größeren Säugetieren (Rehe, Schafe) und Brutvogelarten sind die Effekte nach KB von Moorflächen am besten zu sehen und untersucht.

Das frische nährstoffhaltigere Grün wird von Pflanzenfressern bevorzugt aufgenommen.

Die Kurzrasigkeit nach KB war bis Mitte der achtziger Jahre im Neustädter Moor Voraussetzung für das Brutvorkommen des vom Aussterben bedrohten *Goldregenpfeifers*. Danach wurden Brandflächen praktisch nicht mehr angenommen, vermutlich, da der Brutbestand (aus nicht näher bekannten Gründen, die außerhalb der Brutreviere vermutet werden) stark verringert war. Die letzten niedersächsischen Brutpaare brüten z.Z. auf Frästorf- und Bunkerdeablageflächen der industriellen Abtorfung.

Birkhühner nutzten frische Brandflächen im Frühjahr häufig als Balzplatz, später auch zur Nahrungssuche. Da die im Februar/März gern und massenhaft gefressenen Blüten des Scheidigen Wollgrases erst ein Jahr später verstärkt austreiben, verschiebt sich entsprechend die Bedeutung hinsichtlich dieser Birkhuhnnahrung. Austriebzeitpunkt, Menge und Nährstoffgehalt der Wollgrasblüten beeinflussen nach Aussagen von Birkhuhnkennern die Kondition der Birkhennen und damit den Erfolg des Brutgeschäftes. Kleinflächiges Brennen erhöht die für Birkhühner so wichtige Strukturvielfalt des ganzjährig genutzten Lebensraumes.

Gefährdete Brutvogelarten wie *Großer Brachvogel, Kiebitz, Raubwürger, Neuntöter, Steinschmätzer* und *Schwarzkehlchen* profitieren ebenfalls vom KB.

Nachteile haben vorübergehend *Wiesenpieper* und *Krickente*, da ihre Nestanlage mangels Deckung erschwert wird.

Abgebrannte Flächen, vor allem Pfeifengras, fallen als Schlafplatz für *Kornweihen* und *Sumpfohreulen* aus, ihr Wert für die Nahrungsuche steigt dagegen an.

Der *Einfluß des Kontrollierten Brennens auf die in der Vegetationsschicht überwinternde Makrofauna* wurde im Neustädter Moor 1987 von der Universität Bremen, Prof. Dr. G. *Weidemann*, im Auftrag des Landes Niedersachsen, vertreten durch die Bezirksregierung Hannover – Obere Naturschutzbehörde – untersucht.

Danach findet eine signifikante Schädigung durch KB nur bei einigen Gruppen der gesamten Überwinterungsfauna statt, bei Spinnen, Lepidopteralarven und Hymenopteren. Nach wenigen Jahren sind betroffene Arten wiedereingewandert, wenn die Brandfläche entsprechend klein gehalten wird und eine Wiederbesiedlung aus benachbarten Flächen ermöglicht wird.

Fazit

Kontrolliertes Brennen ist die unter Naturschutzgesichtspunkten weiterentwickelte Form des Abbrennens von Moor und Heide früherer Schäfer.

Kontrolliertes Brennen ist in Kombination mit anderen Pflegemaßnahmen sehr gut geeignet, Moorheiden und weitergehende Moordegenerationsstadien hinreichend naturverträglich und kostengünstig offenzuhalten.

So können auch die Habitatansprüche vieler gefährdeter Tierarten, besonders Vogelarten, erhalten bzw. wiederhergestellt werden.

Kontrolliertes Brennen darf das übergeordnete Ziel der Hochmoorregeneration nicht gefährden.

Die Hochmoore, Beispiel Neustädter Moor, sind groß genug und meist so sehr durch (ehemalige) Nutzungen differenziert, daß ein Zielkonflikt in dieser Hinsicht relativ leicht zu lösen ist.

Literatur

Universität Bremen, Prof. Weidemann, 1987: Untersuchung über den Einfluß des Kontrollierten Brennens auf die in der Vegetationsschicht überwinternde Makrofauna im Neustädter Moor/Landkreis Diepholz. – Erarbeitet von M. Puschnig u. J. Schettler-Wiegel. Im Auftrag des Landes Niedersachsen, vertreten durch die Bezirksregierung Hannover – Obere Naturschutzbehörde.

Anschrift des Verfassers

Friedhelm Niemeyer
Biologe
BUND-Projekt
Diepholzer Moorniederung
Langer Berg 15
49419 Wagenfeld

Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen Calluna-Heiden nach Brand

von Josef Müller, Irene Vagts und Eike Frese

1. Einleitung

Wiederherstellung und Erhaltung anthropo-zoogener Sandheiden sind unter veränderten Bewirtschaftungs- und Umweltbedingungen (Ende der Plaggenwirtschaft, Eutrophierung und Vergrasung) zunehmend schwierig. Ursprünglich aus Eichen-Birken- und armen Buchenwälder auf grundwasserfernen Standorten entstanden, erreichte die aspektbildende Gesellschaft der Sandheide (Genisto-Callunetum) im letzten Jahrhundert ihre größte und heute kaum vorstellbare Ausdehnung. Ihre Entwicklung und rapide Veränderung wurde seitdem in zahlreichen Dokumentationen illustriert (*Tüxen* 1968, *Hübotter* und *Preising* 1983, *Buchwald* 1984, *Völksen* 1993, *Hüppe* 1993, *Lindemann 1993, Leuschner* und *Immenroth* 1994, *Ellenberg* 1996). Demnach sind die Calluna-Heiden heute auf „Heide-Reste" reduziert – in ansehnlichen Beständen noch im Bereich der Lüneburger Heide und hier vor allem im NSG Lüneburger Heide erhalten, dem „noch bedeutendsten und vollkommensten Heide-Naturschutzgebiet in Norddeutschland" (*Preising* 1993). Auch dieses Kulturerbe ist durch den Bewirtschaftungswandel, die zunehmende Nährstoffanreicherung und daraus resultierende Sukzessionsprozesse bedroht, die durch Pflege-Ersatzmaßnahmen nur unzureichend aufgefangen werden können.

Anschaulich haben *Steubing* und *Buchwald* (1989), *Steubing* 1993 und kürzlich *Ellenberg* (1996) die maßgeblichen und möglichen ökologischen Ursachen des Vegetationswandels dargelegt. *Preising* (1949) charakterisierte die Heiden und die ihnen verwandten Magerrasen als „ausgesprochen anthropo-zoogene Ersatzgesellschaften" kennzeichnend für „Standorte, die einer ausgeprägten und alten Raubwirtschaft durch den Menschen unterliegen". Plastische Schilderungen dieses „öden" Landschaftsbildes verdanken wir auch *Graebner* (1925).

Unbestritten ist die dringende Notwendigkeit von Pflegemaßnahmen, will man die verbliebene Diversität der Heiden erhalten, deren Gesellschafts- und Arteninventar uns bereits *Tüxen* (1937), später *Pott* (1995) und *Ellenberg* (1996) eindrucksvoll vor Augen führten: Variationsreiche Mosaike aus den verschiedenen Heidegesellschaften, bestehend aus Besenheide (*Calluna vulgaris*), Ginster- (*Genista*) und *Vaccinium*-Arten, Bärentraube (*Arctostaphylos*), Bärlapp-Arten (*Lycopodium*), Arnika (*Arnica montana*) und Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*), ebenso Arten der sich „anschließenden Formationen" (*Graebner*), der Feuchtheiden mit Erica, Sonnentau (*Drosera*) oder jener der Sand- und Magerrasen, mit Frühlingsschmiele (*Aira praecox*), Silber- und Borstgras (*Corynephorus canescens, Nardus stricta*). Sie sind ebenso wie kleinräumige Lehmheide-Ausbildungen – räumlich oder zeitlich eng verzahnt mit den trockenen Ginster-Besenheideausbildungen – Ergebnis der „auf das feinste ausgewogenen Bewirtschaftung" früherer Jahrhunderte (Schafhaltung, Ackerbau und Imkerei mitsamt Beweidung und Plaggenhieb; *Tüxen* 1968).

Die Bedeutung annähernd vergleichbarer Erhaltungsmaßnahmen konnte bislang nur auf Kleinstflächen studiert werden (*Müller* et al. 1985, 1993). Das erfolgreichste Pflegeverfahren, manuelles Plaggen in Verbindung mit Beweidung (*Ellenberg* 1996), war großflächig nur im Zusammenhang mit bäuerlicher Erwerbs- und Subsistenzlandwirtschaft lohnend, wird heute aber nicht mehr durchgeführt. Maschinelle Plaggverfahren sind ebenso wie die verschiedenen Mahdvarianten mit hohen Kosten verbunden (Abtransport und Verwendung des Räumgutes) und können allenfalls auf wenigen Flächen durchgeführt werden. Gerade vor dem Hintergrund zunehmender Eutrophierung (*Ellenberg* jun. 1989) ist aber eine auf drastische Nährstoffreduzierung ausgerichtete Pflege für die Erhaltung von Heide-Lebensgemeinschaften unumgänglich.

In Anbetracht dieser nicht unerheblichen Schwierigkeiten und nach wie vor „aktuellen Problemen der Heidepflege" (*NNA* 1993) ist es, wie *Tüxen* (1970) und *Lütkepohl* (1993) betonen, dringend notwendig, auch Brand als Pflegemaßnahme miteinzubeziehen. In der Vergangenheit war Brand zumindest in Norddeutschland für die Heidewirtschaft eher unbedeutend: nur auf den hoffernsten Grundstücken, besonders in schwach besiedelten Teilen der Lüneburger Heide, „wo aus irgendwelchen Gründen die Verjüngung der Heide nicht durch Plaggenhauen erreicht werden konnte, griff man wohl auch zum Feuer" (*Tüxen* 1968). Günstige Auswirkungen des Brandes für die Regeneration der Heide waren den früheren Heidebauern nicht verborgen geblieben, sowohl die Keimung „zahlloser Pflanzen" (*Graebner* 1925) als auch die vegetative Erneuerung wurden beobachtet. Abgesehen von den selteneren spontanen Heidebränden (z.B. 1975–76/1996) hielt sich der Feuereinsatz zur Heidebewirtschaftung aber offensichtlich in Grenzen; das bestätigen auch Berichte zu Anfang des 19. Jhd., wo nach einer passenden guten Fläche zum Heidehauen oft lange gesucht werden mußte und diese „kaum noch zu finden (sind) als daß wir sie abbrennen müßten" (*Peters* zit. in *Graebner* 1925).

Demgegenüber hat Brand als Heidepflege in Großbritannien bereits eine lange Tradition (*Gimingham* 1972, 1992, 1994, *Mallik* und *Gimingham* 1983, *Webb* i.d. Band.). Detaillierte Untersuchungen zum Regenerationsverhalten verschiedener Arten der Heiden, hauptsächlich solche zu *Calluna vulgaris* zeigen die hohe generative Regeneration der Besenheide in den jungen und in den sehr alten Beständen aus dem persistenten Diasporenvorrat im Boden (*Hobbs* et al. 1984). Die vegetative Regeneration verlief in verschiedenen Versuchen am schnellsten in jungen Beständen der Pionier- und Aufbauphase (*Miller* und *Miles* 1970), also jün-

geren Heidestadien innerhalb des von *Gimingham* (1972) beschriebenen *Calluna*-Zyklus. Demgegenüber konnten *Hobbs* und *Gimingham* (1984) in gebrannten 15jährigen und älteren Heiden, d.h. während der Reife- und Abbauphase keine vegetative Erneuerung aus den vorhandenen Sproßbasen mehr beobachten. Vegetative Verjüngung nimmt demnach mit zunehmendem Alter ab. Die Wirkung periodischer und kontrollierter Brände zeigt sich nach diesen Untersuchungen in erfolgreicher Verjüngung vor allem von *Calluna*, aber auch von selteneren Zielarten der Heideökosysteme, die bereits von *Hansen* (1964) in jütländischen Heiden beobachtet werden konnte. Diese ermutigenden Ergebnisse legen auch für die nordwestdeutschen Heiden den Versuch nahe, Brand in Pflegemaßnahmen einzubeziehen, zumal die meisten Ersatzmaßnahmen hinter den Ergebnissen der traditionellen Bewirtschaftung zurückstehen oder nur unter hohem Aufwand zu befriedigenden Ergebnissen führen (*Müller* et al. 1985, 1993).

In NW-Deutschland boten sporadische Brände auf Schießplätzen (TrpÜbPl. Munster) und im NSG Lüneburger Heide Gelegenheit, die Revitalisierung nach völliger Zerstörung der oberirdischen Vegetation zu untersuchen. Im Vergleich zu kontrollierten Bränden in Heiden (*Mirsch* 1996) bietet militärischer Schießbetrieb die Möglichkeit, räumlich wie zeitlich spontane Ereignisse zu betrachten; damit auch die Gelegenheit, entgegen der Empfehlung *Giminghams* („controlled burning"), unvorgesehene und ungesteuerte Prozesse wirkungsbezogen untersuchen zu können.

Das betrifft vor allem die Brandfrequenz und Brandintensität im zentralen Übungsraum F des Truppenübungsplatzes Munster, dort, wo ganzjähriger Artillerie-Schießbetrieb die Wahrscheinlichkeit von Heidebränden jährlich zur Gewißheit macht: 1996 brannten ca. 800 ha des Übungsplatzes. Angesichts der auffälligen Regeneration der Heiden nach Brand stellt sich die Frage nach den Gründen der erfolgreichen Erholung und dabei nach den Lebenseigenschaften der beteiligten Arten. Um die Wirkungen der auf den ersten Blick verheerenden Brände abschätzen zu können, ist ein Blick auf die Verhaltensmuster der Arten hilfreich, die gegenüber Feuer erfolgversprechend für eine Wiederbesiedlung in Frage kommen (Tab. 1). Im Gegensatz zu regelmäßig feuerbeeinflußten Ökosystemen arider Regionen spielen im humiden Klima atlantischer Zwergstrauchheiden die in der linken Spalte der Tabelle aufgelisteten aktiven Vermeidungsstrategien nur eine untergeordnete Rolle. Nur eine relative Resistenz der Baumborke (z.B. *Quercus*-Arten) ist in Betracht zu ziehen. Überraschend ist die erfolgreichste Feuervermeidungsstrategie für Pflanzen, als Geophyten mit unterirdischen Überdauerungsorganen kryptophytisch zu überdauern, eine Strategie, die bereits in mediterranen Regionen für die Regeneration eine überragende Rolle spielt (*Böhling* 1995), in Sandheiden fast unbedeutend.

Gleichwohl bleibt auf der Ebene passiver, vegetativer und generativer Regenerationsstrategien interessant, welche Überlebensmöglichkeiten bei wiederholten und unterschiedlich intensiven Bränden verwirklicht sind. In Anbetracht der Notwendigkeit, neue Maßnahmen zur Erhaltung der Diversität von Heidelebensräumen zu evaluieren, ist auch der nach ersten Erfahrungen naheliegenden Frage nachzugehen, ob Brand – aus geobotanischer Sicht zumindest – die Erhaltungsmaßnahme der Wahl sein kann und welche ökologischen Einschränkungen u.U. der Erneuerung von heidetypischen Lebensgemeinschaften im Wege stehen könnten. Letzteres impliziert wiederum im Lichte gegenwärtiger Heide-Erhaltungsprobleme, die selbst „Kenner auf lange Sicht verleiten können zu resignieren" (*Preising* 1993), ob Brand als Ersatzmaßnahme archaischer Landeskultur unter den evident veränderten Umweltbedingungen ausreicht.

Zur Vermeidung brandterminologischer Schwierigkeiten beruhen Angaben zur Brandintensität nicht auf vorherrschenden bzw. notwendigen Feuertemperaturen oder auf den während kontrollierten Brennens maßgeblichen Brandverfahren (Gegenwind-, Mitwind-, „kaltes" Feuer). Entscheidendes Kriterium sind in der dargestellten Problematik die nährstoffökologische Situation und die Auflagemächtigkeit der Rohhumusschicht. Der Begriff Intensiv-Brand ist demnach auf das Nach-Brand-Ergebnis bezogen, das schließt neben witterungs- und reliefabhängigen Größen, Brandzeitpunkt und Feuertemperatur vor allem die Produktivität und Feuerakzessibilität des Pflanzenbestandes ein. So gesehen ist für einen Intensiv-Brand einer flechtenreichen, offenen rohhumusfreien Initial-Heide ein anderes Feuermanagement vonnöten als für dasselbe Ereignis in einer verbuschten Grasheide mit dicker Rohhumusauflage. Im hier diskutierten Zusammenhang verwenden wir den Begriff ergebnis-, d.h. nährstofforientiert und bezogen auf die verbliebene Rohhumus- und Streuauflage nach Brand.

Tab. 1. Feuertoleranz von Pflanzen und Möglichkeiten ihrer Erneuerung nach Brand.

Autochtone Regeneration oder Neuansiedlung auf Brandflächen:

passiv (Vermeidungstrategie)	aktiv (Regenerationsvermögen)	
* Geophyten	vegetativ:	* oberirdisch (z.B. Stammbasis, Seitenknospen)
* Schwerentflammbarkeit		Thallusrelikte (Kryptogamen)
* Isolierende Borke (Eiche ?)		Soredien (Flechten)
		* unterirdisch
		Rhizome
		Wurzelschößlinge
		Horstnachtriebe
	generativ:	° Keimung aus der Diasporenbank
		° Neu-Einwanderung
		Windverbreitung (Pinus, Betula)
		Tierverbreitung (Wacholder ?)

2. Methoden und Untersuchungsstandorte

Seit 1994 werden auf dem Truppenübungsplatz Munster-Süd Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung nach Brand durchgeführt. Häufige und sporadische, räumlich und zeitlich nicht vorhersehbare Brandereignisse resultieren im 6600 ha großen Übungsplatz aus intensiven Schießübungen mit Artilleriemunition, ergänzt durch nächtliche „Gefechtsfeldbeleuchtung" mit Leuchtmunition, die ebenfalls brandauslösend sein kann. Die Brandbekämpfung durch die Standortverwaltung folgt dem Bestreben, offene, einsehbare Geländestrukturen zu erhalten. In einem Fall kann dies die umgehende Feuerlöschung bedeuten, das Brandareal beschränkt sich nur auf Bruchteile eines Hektars; in verbuschenden Alt-Heidebeständen setzen gezielte Löschungsbemühungen später ein, das Brandausmaß erstreckt sich dementsprechend auf mehrere Hektar. In dem seit über 100 Jahren bestehenden Truppenübungsplatz domieren oligotraphente Pflanzengesellschaften auf pleistozänen Sandablagerungen, örtlich und kleinräumig auch mit höheren Schluffanteilen. Die militärische Nutzung verhinderte großflächige Aufforstungen ebenso wie Umwandlungen in Ackerland. Nährstoffeinträge erfolgen daher nur als atmosphärische Deposition. Regelmäßige Brände, ergänzt durch gezielte Offenhaltung der ausgedehnten Heideflächen, führen zu beträchtlichem Nährstoffaustrag, vor allem Stickstoff, so daß die andernorts vielfach beobachtete Eutrophierung weitgehend unterblieb. Nur so ist zu erklären, daß inmitten des Schießplatzes „der mit Abstand am besten erhaltene Lobelien-Heideweiher Nordwestdeutschlands" (*Vahle* 1995), der Trauener Saal, erhalten geblieben ist, während andernorts diese seltene und gefährdete Pflanzengesellschaft auf ehemals nährstoffärmsten Standorten verschwunden ist.

Der Zustand der Heiden ist vergleichbar dem des Saal: Es ist vor allem die Nährstoffarmut der ausgedehnten Heideflächen, die ein vielfältiges Mosaik unterschiedlicher Heideausbildungen auf verschiedenen Standorten ermöglicht: Feuchte Glockenheide-, Rasenbinsen- und kleinräumige, aber individuenreiche und blühende Ährenlilienbestände (*Narthecium ossifragum*), kennzeichnende Vegetation nasser nährstoffarmer Heidemoore, prägen neben den ausgedehnten *Calluna*-Heiden das Bild der Landschaft. Seltene Arten wie Zypressen-Flachbärlapp (*Diphasium tristachyum*) und Niedrige Schwarzwurzel (*Scorzonera humilis*), Keulen-Bärlapp (*Lycopodium clavatum*) und *Arnica montana*, selbstverständlich und häufiger die beiden Ginsterarten (*Genista pilosa, G. anglica*) sind auf den Besenheideflächen anzutreffen. Insgesamt gedeihen in Munster-Süd mehr als 100 der in Niedersachsen gefährdeten Gefäßpflanzen (*Feder*, NLÖ, mdl. Mitt.). Gemessen an der Vegetationsausbildung des Übungsplatzes Munster Süd ist der Eindruck nicht von der Hand zu weisen, daß manche als Naturschutzgebiete ausgewiesenen „Heide"-Flächen in Nordwestdeutschland, im Vergleich zu den vielfältigen *Calluna*-Sandheiden von Munster, allenfalls noch als Grasheiden bezeichnet werden können.

Vergleichende Beobachtungen konnten auf Heidebrandflächen des TrpÜbPl. Bergen-Hohne gemacht werden. Im Gegensatz zum kleineren Übungsplatz Munster-Süd ist auf dem ausgedehnten Areal in Bergen der feuerauslösende Schießbetrieb reduziert, so daß zur Offenhaltung des Übungsgeländes auch kontrollierte Brände und verschiedene Mahd und Mulchvarianten eingesetzt werden. Über die floristischen und vegetationskundlichen Gegebenheiten haben ausführlich *Kossel* (1975) und *Kaiser* (1995) berichtet.

Am 21. 4. 1996 brannten mit unbekannter Ursache binnen weniger Stunden etwa 400 ha Heideflächen im Zentrum des Naturschutzgebiet Lüneburger Heide bei Niederhaverbeck, dessen Erhaltung und Pflege (vgl. *Lütkepohl* 1993) dem Verein Naturschutzpark zu verdanken ist. Bei hoher windbegünstigter Feuergeschwindigkeit (ca. 1000 m/h) wurden die einzelnen Pflanzenbestände unterschiedlich stark vom Brand betroffen: Während der schönste Wacholderhain des Gebietes völlig zerstört wurde, ebenso die in der Brandschneise wachsenden Kiefern, waren grasreiche Heiden, vor allem Borst- und Pfeifengrasausbildungen des Genisto-Callunetum, vereinzelt auch Eichen und Birken erkennbar weniger stark betroffen.

Auf einigen der jüngeren und exakt datierbaren Brandflächen des TrpÜbPl. Munster und auf jener bei Niederhaverbeck wurden Dauer-Beobachtungsflächen (1–9 m^2) eingerichtet, um die unmittelbare Erneuerung, Entwicklung und Dynamik der Heidevegetation zu studieren. Kleinere Probeflächen (0,25 m^2) dienten der biometrischen Populationserfassung während der Flechtenregeneration. Ergänzend wurden Untersuchungen aus verschiedenen Plaggvarianten herangezogen, die im Rahmen weiterer Heideprojekte bearbeitet werden (*Müller* et al. 1993, *Bronnenhuber* 1993). Die Samenbankuntersuchungen wurden im Gewächshaus unter standardisierten Bedingungen im Auflaufverfahren durchgeführt. Die Keimproben wurden zuvor im Freiland in 0–4 cm Tiefe sowohl als Mischproben als auch als ungestörte Soden- und Streuproben (auf ca. 850 cm^2) gewonnen. Die Artmächtigkeitsschätzung erfolgte als direkte Prozentschätzung, da diese auf den kleinen, gut überschaubaren Flächen genauere Aufnahmen ermöglicht (*Dierschke* 1994). Dominanzwerte kleiner 1 % wurden entweder zu 0,5 % zusammengefaßt oder als Abundanzwerte notiert. Dabei bedeuten 0,1: Keimling; 0,2: 1–3; 0,4: 4–20; 0,6: 21–100; 0,8: >100 Individuen. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten ist angelehnt an *Ellenberg* et al. (1991) und *Oberdorfer* 1994, die der Flechten folgt in einigen Fällen *Hauck* (1996). Zeigerwerte, Lebensform und soziologisches und z.T. das ökologische Verhalten der Arten richten sich nach *Ellenberg* et al. 1991, *Ellenberg* 1996; weitere Lebenseigenschaften sind aus *Müller* (in Vorber.) entnommen.

3. Überlebens- und Besiedlungs-Strategien nach Heidebrand

Die Reaktion von Pflanzen auf Umweltbedingungen, so auch auf Störungen, ist nach *Pfadenhauer* (1993) in hohem Maße aufgrund von Merkmalen zu erklären, die im Lebenszyklus die vegetative und generative Ausbreitung betreffen. *Gimingham* et al. (1981) und *Hobbs* et al. (1984) verwenden für die Beschreibung der Entwicklungsprozesse eine Typisierung der beteiligten Arten nach wesentlichen „vital attributes", mit deren Hilfe der Regenera-

tionserfolg unter den verschiedenen Vor- und Nachbrandbedingungen bestimmt werden kann. Sie unterscheiden dabei in erster Linie nach Lebensformen, die für das Überleben bei Brand bedeutsam sind, und solchen Strategien, die auf eine schnelle Wiederbesiedlung nach Brand ausgerichtet sind. Anders als in Großbritannien spielen auf den armen Podsolen in Nordwestdeutschland Geophyten (*Anemone nemorosa, Lathyrus montanus* u. a.) für die Regeneration gebrannter Heiden keine Rolle. Während die Lebensform in der von *Pfadenhauer* (1993) diskutierten Definition *Raunkiaers* die Gestalt der Pflanze im Hinblick auf ökologische Anpassungen z. B. an Überdauerung ungünstiger Jahreszeiten beschreibt, „wird die Wuchsform, der umfassendere Begriff, als äußere (vorwiegend vegetative) Gestalt von Pflanzen" definiert. Dabei wird deutlich, daß diese mit geringem Aufwand zu beobachtenden „Merkmale des äußeren Erscheinungsbildes einer Pflanze bereits recht brauchbare Hinweise auf ihr Verhalten gegenüber Störungen geben können" (*Pfadenhauer*). Neben Lebens- und Wuchsformen geben auch weitere „ökologisch erhebliche Eigenschaften" (*Wilmanns* 1993) Hinweise auf Verhaltensmuster unter Freilandbedingungen, also z. B. auf die überlebenswichtige Konstitution bei Hitzestress.

Dabei erlangen nach unseren Untersuchungen Lebenseigenschaften der vor dem Brand bereits vorhandenen Arten an Bedeutung, die den Regenerationserfolg durch vegetative Ausbreitungsmöglichkeit aus unbeschädigten Sproßmeristemen sicherstellen. Andererseits bietet die völlige Zerstörung des oberirdischen Bewuchses und ein tiefes Abbrennen der Streu diesen und weiteren Arten die Möglichkeit einer generativen Erneuerung aus dem vorhandenen Diasporenvorrat des Oberbodens, die eine echte Verjüngung darstellt. Ähnlich wie dies *Mallik* und *Gimingham* (1983) und *Hobbs* et al. (1984) für schottische Heiden dargestellt haben, sind nahezu alle Arten, die vor dem Brand zum Gesellschaftsinventar der Heiden gehörten, in der Lage, Brand zu überdauern bzw. nach Brand sich erneut zu etablieren. Eindrucksvoll geht dies aus Tabelle 2 hervor. Hierin sind bemerkenswert viele Arten vor allem auf die Brandflächen von Munster beschränkt. Dies läßt vermuten, daß manche der noch in Heiden vorkommenden Arten unter den gegenwärtigen Umwelt- und Bewirtschaftungsbedingungen gewissermaßen brandbedürftig sein könnten. *Remmert* (1992) bezeichnet alle Ericaceen als typische Brandpflanzen, da sie an ihren natürlichen Standorten starke Anpassung an Brand zeigen.

Tab. 2. Regenerationsverhalten von Pflanzenarten der Heiden nach Brand. Wuchsformensystem nach Ellenberg und Mueller Dombois (1967), Verbreitung und Samenbank nach Grime et al. (1988) und Rothmaler (1988), Regeneration differenziert in: +++ sehr gut, – keine Reg., gen.: Erneuerung durch Keisung, veg.: vegetative Erneuerung (z. T. nach Hansen 1964, Mallik und Gimingham 1983, Hobbs et al. 1984, u. a.); Diasporenbank: t: transiente, d. h. kurzlebige Samenbank, p: persistente Samenbank; Verbreitung: w: Wind-, z: Tierverbreitung; Wuchshöhe: 1: < 10 cm; 2: 10–30 cm; 3: 30–60 cm; 4: 60–100 cm; 5: > 1 m; (jeweils ergänzt durch eigene Beobachtungen; vgl. Müller i. Vorb.).

	Überlebensstrategie		Regeneration bei								
	Lebensform	Wuchsform	Regeneration	Abbrennen der Streu	Streuauflage	Samenbank	Verbreitung	Wuchshöhe	L	F	N
Calluna vulgaris	Z	caesp	+++	gen.	veg.	p	w	3	8	x	1
Genista pilosa	Z	caesp	++	veg.,gen.	veg.	t/p	z	2	7	x	1
Genista anglica	Z	caesp	++	veg.,gen.	veg.	t/p	z	3	8	5	2
Vaccinium myrtillus	Z	caesp rhiz	+++	veg.	veg.	p	z	3	5	x	3
Vaccinium vitis-idaea	Z	caesp rhiz	+++	veg.	veg.	p	z	2	5	4	1
Empetrum nigrum	Z	caesp rhiz	+	gen.	veg.	t	z	2	7	6	2
Arctostaphylos uva-ursi	Z	rept	+	gen.	veg.	(p)	z	1	6	3	2
Deschampsia flexuosa	H	caesp rhiz	+++	-	veg.	t	z/w	2	6	x	3
Festuca tenuifolia	H	caesp	++	-	veg.	t?	z/w	2	7	4	2
Nardus stricta	H	caesp	++	-	veg.	t	z	2	8	x	2
Agrostis tenuis	H	rept rhiz	++	-	veg.	t/p	w	2	7	x	4
Carex pilulifera	H	caesp	+++	-	veg.	p	z	1	5	5	3
Danthonia decumbens	H	caesp	++	-	veg.	p	z	2	8	x	2
Aira praecox	T	brev caesp	+	gen.	-	p	z	1	9	2	1
Ornithopus perpusillus	T	brev rep	+	gen.	-	t?	z	2	7	3	2
Spergula morisonii	T	brev caesp	+	gen.	-	t/p	w	2	9	3	2
Filago minima	T	brev scap	+	gen.	-	p	w	2	9	2	1
Corynephorus canescens	H	caesp	+	gen.	veg.	t/p	w	2	8	2	2
Agrostis vinealis	H	rept rhiz	++	gen.	veg.	t/p	w	2	9	2	1
Rumex acetosella	G,H	rad	++	veg.,gen.	veg.	p	w/z	2	8	4	2
Potentilla erecta	H	caesp rhiz	++	veg.,gen.	veg.	p	w	2	6	x	2
Campanula rotundifolia	H	caesp rhiz	++	veg.	veg.	p	w	2	7	x	2
Galium harcynicum	C,H	herb rept	++	veg.	veg.&gen.	p	w	1	7	5	3
Hieracium pilosella	H	ros stol	+	veg.?	veg.	t/p	w	1	7	4	2
Thymus serpyllum	Z	caesp stol	+	veg.	veg.	t	z	1	7	2	1
Scorzonera humilis	H	sem rhiz	+	veg.,gen.	veg.	t?	w	2	7	7	2
Diphasium tristachyum	C	rept rhiz	++	veg.	veg.	-	w	1	8	5	1
Arnica montana	H	sem rhiz	++	veg.,gen.	veg.	t?	w	3	9	5	2
Antennaria dioica	C	rept rhiz	??	gen.,veg.	?	t?	w	2	8	4	2
Lycopodium clavatum	C	rept stol	+	gen.?	veg.	-	w	2	8	4	2
Betula pendula	P	scap	+	veg.	veg.&gen.	p	w/z	5	7	x	x
Quercus robur	P	scap	+	veg.	veg.	t	z	5	7	x	x
Pinus sylvestris	P	scap	- +	gen.	gen.	t	w	5	7	x	x
Juniperus communis	N	scap	--	-	-	t	z	5	8	4	x
Erica tetralix	Z	caesp	++	gen.	veg.	p	w	3	8	8	2
Trichophorum cespitosum	H	caesp	+	veg.	veg.	t	w	2	8	9	1
Molinia caerulea	H	caesp	+++	gen.	veg.	p	w	4	7	7	1
Juncus squarrosus	H	caesp rhiz	++	veg.	veg.	p	z	1	8	7	1
Narthecium ossifragum	H	rept rhiz	+	gen.?	veg.	t/p	w	2	8	9	1
Lycopodiella inundata	C	rept stol	+	gen.?	veg.	-	w	1	8	9	1
Moose -pleurocarpe	C,H	*u.a.rept stol*	-	gen.?	gen.&veg.		w	1	x	x	x
-acrocarpe	C,H	*u.a.rept rhiz*	+	veg.,gen.	veg.&gen.		w	1	x	x	x
Flechten	Krusten-,becher-u. strauchförmige		+	veg.(,gen.)	veg.		w	1	x	x	x

Die Zwergsträucher *Calluna vulgaris, Genista anglica, G. pilosa, Empetrum nigrum, Vaccinium myrtillus* und *V. vitis-idaea* sind auch nach einem intensiven Brand noch in der Lage, aus basalen oder unterirdischen Sproß-Knospen neue Sproße zu bilden (*Mallik und Gimingham* 1985), was bei alten *Calluna*-Individuen wie erwähnt nur noch eingeschränkt der Fall ist. Bei krautigen Stauden liegen die Erneuerungsknospen in der Regel unterhalb einer Bodentiefe von 0,5–1cm und damit unterhalb der Tiefe, wo letal wirkende Temperaturen herrschen (vgl. *Webb* i.d.Bd.).

Die beste Methode, dem genannten Trend der Vergrasung zu begegnen, sind tiefgreifende Brände, in deren Folge die Erneuerungsknospen der meisten Gräser (*Nardus, Festuca*) und von *Carex pilulifera* zerstört werden, zudem Rohhumus- und Streuschichten völlig verbrennen. Besonders die in trockenen Ginster-Heiden auffällige und unduldsame Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) ist ebenso wie *Agrostis tenuis* und lokale Borstgrasherden stark betroffen, da kurzlebige oder in den Auflagehorizonten konzentrierte Samenbanken zerstört werden, die generative Regeneration somit auf Einwanderung keimfähiger Diasporen angewiesen ist. Sind hingegen auch nur Relikte der Horst- oder Rhizompflanzen unbeschädigt, kann hieraus rasch die vegetative Erneuerung erfolgen. Besonders in feuchten Mulden oder auf bindigerem Substrat, die dementsprechend auch von umgebenden Intensivbränden weniger stark betroffen sind, gelingt es den dort dominierenden Pfeifen- und Borstgrasbeständen aus scheinbar ausgebrannten Horsten nachzutreiben. *Nardus stricta* und *Molinia caerulea* sind zudem durch die vorjährigen Blattlagen, die am Horst verbleiben und nur z.T. abbrennen, geschützt.

Unverbrannte Streuauflagen können abgesehen von wenigen „Streukeimern" (z.B. *Epilobium angustifolium, Galeopsis tetrahit*) nur durch Arten mit vegetativer Regenerationsfähigkeit aus unversehrten Meristemen besiedelt werden. Kurzlebige Arten der Sandrasen (*Aira*-Gruppe) keimen dagegen nur nach intensiven Bränden. Auf dem offenen Boden laufen sie aus der Samenbank auf. Das ist allen persistenten Diasporen möglich, die über viele Jahre keimfähig im Boden verbleiben und nach Entfernung der keimungshinderlichen Streuauflagen zahlreich auf dem offenen Mineralboden keimen können. Unter den Arten, die sowohl nach schwachen wie nach Intensiv-Bränden vor allem vegetativ wieder austreiben, befinden sich solche, die unmittelbar nach dem Brand aus oberirdischen Seitenknospen regenerieren (*Betula* spp.), und andere, die hauptsächlich aus intakten unterirdischen Sproß- und Wurzelteilen austreiben (*Rumex*-Gruppe).

Niedrigwüchsige konkurrenzschwache Rhizomarten wie *Diphasium tristachyum, Scorzonera humilis* und wahrscheinlich auch *Antennaria dioica* überleben das Feuer mit den schon in geringer Tiefe vor Hitzeeinwirkung geschützten Erneuerungsknospen. Sie finden ähnlich wie die bodennah kriechende *Arctostaphylos uva-ursi* oder Rosettenpflanzen wie *Arnica montana* ebenso wie die Therophyten nur in der offenen Nach-Feuer-Vegetation günstige Wuchs- und Ausbreitungsbedingungen. Die Bärentraube, auch von *Gimingham* (1992) als brandgeförderte Art eingestuft, wird dabei weniger durch Brand direkt stimuliert. Als ausgesprochene Pionierart ist sie auf offene Standorte angewiesen, die ihr die traditionelle Beweidungs- und Plaggenwirtschaft reichlich boten. Die letzten in Nordwestdeutschland verbliebenen Standorte verdeutlichen ihre Ansprüche, ebenso wie die umfangreiche Verbreitungsdokumentation von *Garve* (1994) den Rückgang dieser und anderer stark gefährdeter Heidearten infolge des Bewirtschaftungswandels erkennen läßt. Letzte Individuen konnten durch gezielte Zurückdrängung der den Spalierstrauch überwachsenden Heidebüsche erhalten werden oder durch Brand und mechanische Bodenverletzungen neu initiiert werden. Dabei sind oberflächliche Brände ideal, da sie *Arctostaphylos* einerseits Pionierbedingungen verschaffen, aber zugleich die Terminal- und Seitenknospen nicht völlig zerstören, und somit die Erneuerung bodenkriechender Zweige ermöglichen. Die Erneuerung über Samen ist über endozoische Verbreitung der beerenartigen Steinfrüchte möglich; vorausgesetzt die harte Samenschale, die ebenso wie bei *Empetrum nigrum* und *Juniperus* die Keimung unter Versuchsbedingungen verhinderte, wird durch mechanische oder klimatische Einwirkungen aufgebrochen (*Mallik* und *Gimingham* 1985).

Nahezu verschwunden ist *Antennaria dioica*, die in der Lüneburger Heide zu Zeiten von *Tüxen* (1937) und *Preising* (1949) als Verbandskennart noch mit 5 % Stetigkeit in den Vegetationstabellen des Genisto-Callunetum verzeichnet war (*Tüxen*) bzw. als Klassenkennart der Nardo-Callunetea „regelmäßig(!) in den Zwergstrauch-Heiden und Magertriften" auftrat (*Preising*). Da extreme Seltenheit heute als die entscheidende Ursache für ihre fehlende Erneuerung selbst auf offenen Brand- und Störflächen gelten muß, darf angenommen werden, daß sie nur durch gezielte Wiederansiedlung etabliert werden könnte. Die in nährstoffarmen Zwergstrauch-Heiden und Magerrasen gegebene „geringe Raumkonkurrenz" (*Klapp* 1965) erlaubt nämlich „düngerfeindlichen Magerkeitszeigern" (*Oberdorfer* 1994), wozu auch *Arnica* zu zählen ist, den gesamten Lebenszyklus mehrfach zu durchlaufen und jene ansehnlichen Populationen aufzubauen, die heute in den norddeutschen Zwergstrauchheiden nur noch Legende sind. Gewächshausuntersuchungen (unveröff.) zeigen, daß *Antennaria* durchaus in der Lage ist, unmittelbar nach dem Austreuen fruktifizierender Individuen auf offenem Boden zu keimen. In Anbetracht lokaler Verarmung muß daher daran gedacht werden, die für konkurrenzschwache Arten geeigneten Bedingungen nach Brand mit deren gezielter Einbringung zu testen. Das erscheint bei *Arnica* nicht notwendig, da diese seltene Art noch vitale Regenerationspools in den untersuchten Heidelebensräumen besitzt und nach Störungen mit Wahrscheinlichkeit erfolgreicher einzuwandern vermag. Stolonen-Arten wie *Lycopodium clavatum* und *L. inundatum* überstehen ebenso wie oberirdisch sich ausbreitende Moose (*Hypnum jutlandicum, Leucobryum glaucum*) nur schwachen Brand.

Kaum beeinträchtigt sind an den Feuchtegrenzen des Feuers Arten der Heidemoore und der Feuchtheiden – abgesehen von ephemeren Hitzeschäden. So können *Erica tetralix, Trichophorum cespitosum, Eriophorum vaginatum, Molinia caerulea, Narthecium ossifragum* auch intensivere Brände

überleben. Allerdings besteht bei größeren Rohhumus- oder Torfauflagen und oberflächlicher Abtrocknung die Gefahr eines tiefen Ausbrennens, was einige dieser Arten letal schädigt, wie eigene Untersuchungen in gebrannten Regenmooren belegen. Arten, deren Erneuerungsknospen durch dichte Streuauflagen geschützt sind oder deren Horste infolge der Feuchtigkeit nicht ausbrennen (z.B. *Molinia caerulea, Eriophorum vaginatum*), sind bereits wenige Tage nach Brand in der Lage, erneut auszutreiben. Ist angestrebt, durch Brand konkurrenzstarke „unerwünschte" Dominante zurückzudrängen, ist das Intensivbrandverfahren die einzige Methode, mit der zudem neben der Streuschicht auch Rohhumus- und Torfauflagen und damit die Diasporenbank dieser Problempflanzen weitgehend vernichtet werden. *Erica tetralix* und weiteren Arten gelingt es nach Brand ähnlich wie auf geplaggten Feuchtheidestandorten (*Müller* in Vorb.), aus dem hohen persistenten Diasporenvorrat generativ oder aus vegetativen Sproßaustrieben zu regenerieren.

Zu berücksichtigen ist wiederum der höhere Wassergehalt auf Feuchtheidestandorten, will man durch Brand Dominanzbildner (*Molinia*) zurückdrängen und seltenere Zielarten (z.B. *Lycopodiella inundata, Gentiana pneumonanthe*) förden. Nur schwer gelingt es unter diesen Bedingungen, durch Brand feuchte Streuauflagen bis auf den Mineralboden, auf dem die Keimung des Lungenenzians und Etablierung des Bärlapps problemlos erfolgen, mitsamt den Pfeifengrashorsten zu entfernen. Auch großflächige Heidefeuer kamen in den Feuchtheiden des Übungsplatzes Munster rasch zum Stillstand.

Anschaulich bringen die Zeigerwerte die ökologischen Ansprüche der Zielarten zum Ausdruck (Tab. 2): Allen gemeinsam ist ihr hohes Lichtbedürfnis, sieht man von schattenertragenden Vaccinium-Arten ab, die auch in Nadelwäldern gedeihen können. Sie bilden an lokalklimatisch kühleren Stellen zusammen mit *Lycopodium clavatum* und „angereichert mit *Arctostaphylos boreal* anmutende Gesellschaftsausprägungen" (*Pott* 1995). Während erwartungsgemäß die Feuchteamplitude von den Feuchtheiden zu den trockenen Sandrasen und -heiden reicht, ist das Vorkommen nahezu aller Arten auf arme oder extrem nährstoffarme Standorte beschränkt. Daraus wird bereits ersichtlich, welche Veränderungen bei zunehmenden Nährstoffeinträgen zu erwarten und von *Ellenberg* jun. (1989) eindringlich aufgezeigt worden sind.

3.1 Wirkung von Brand auf Flechten und Moose

Flechtenreiche Areale der Lüneburger Heide beschränken sich auf die Gebiete mit Sandtrockenrasen und lückigen Heiden. Die offenen Sandtrockenrasen sind durch exponierte Bedingungen gekennzeichnet. In diesen lückigen Pionierstadien findet man neben Arten der Silbergrasfluren kleine „Igelpolster" der Flechten *Cetraria aculeata* und *C. muricata* oder kompaktere Polster von *Cladonia uncialis*. Diese Flechtenarten verbreiten sich hauptsächlich über Thallusbruchstücke, die mit dem Wind über die offenen Flächen geweht werden, um dann an kleinen Hindernissen (Steine, Moose) verankert weiterwachsen zu können. Als weitere Pionierarten überziehen nur wenige Moose wie *Polytrichum piliferum, Ceratodon purpureus* und *Pohlia nutans* das sandige Substrat. Im Schutze der Moose und der wenigen Phanerogamen (*Corynephorus canescens*) gesellen sich Flechtenarten wie *Cladonia pleurota, C. coccifera*, in späteren Sukzessionsstadien auch verstärkt *Cladonia furcata* hinzu.

In den Lücken der initialen Heiden wächst zwischen jungen *Calluna*-Pflanzen die Krustenflechte *Placynthiella uliginosa*, die mit ihrem schwarzen krustenförmigen Thallus den Boden überzieht. Aber auch Flechtenarten der Sandtrockenrasen sind hier noch anzutreffen (*Daniels* et al. 1993). Vorwiegend findet man in den Heiden jedoch Arten der Gattung *Cladonia*. Dies sind für Flechten recht schnellwüchsige Arten mit strauchförmigem Thallus. Die eigentlichen Rentierflechten sind stark verzweigte Polster, andere *Cladonien* sind stift- oder becherförmig. Alle sind in der Lage, sich über Bruchstücke fortzupflanzen. Einige dieser Arten besitzen auch besondere Verbreitungseinheiten, sogenannte Soredien, bestehend aus Algen- und Pilzknäueln, die die Symbiose integriert weiter verbreiten. Eine generative Vermehrung erfolgt nur durch den Pilzpartner und erfordert für eine neue Symbiose den Kontakt zur Alge. Im Schutze der älteren *Calluna*-Büsche findet man Flechtenarten, die höherer Feuchtigkeit bedürfen und Schatten ertragen, z.B. *Cladonia gracilis, Cladonia arbuscula* und *Cladonia portentosa* (*Vagts* in Vorber.). In älteren geschlossenen Heiden gehen Flechtensynusien stark zurück und werden von pleurocarpen Moosen wie *Pleurozium schreberi, Dicranum scoparium* und *Hypnum jutlandicum* verdrängt.

Durch Brand werden die bestehenden Flechtenpopulationen zwar größtenteils vernichtet. Daher gelten Flechten zu Recht als feuergefährdete Orga-

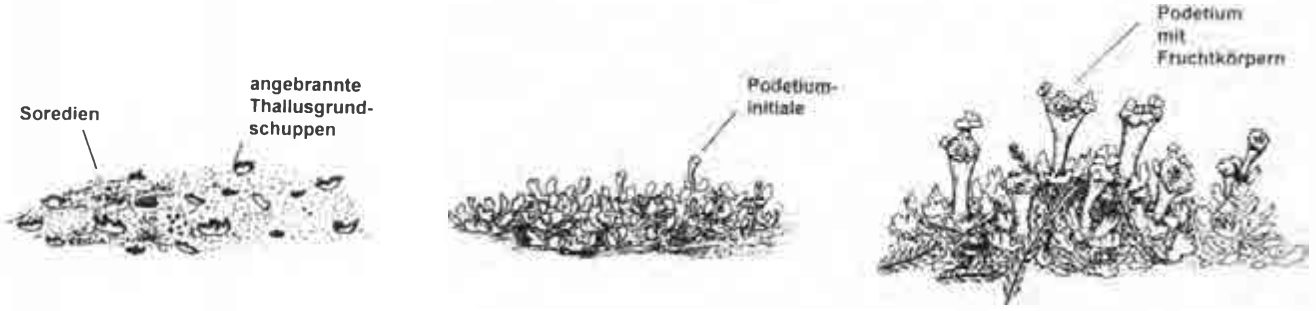


Abb. 1. Erneuerung von Flechten aus Grundschuppen und Soredien. Links: unmittelbar nach dem Brand; Mitte: regenerierte Grundschuppen von Cladonia pleurota mit Podetieninitialen und aus Soredien entwickelte Placynthiella 6–12 Monate nach Brand; rechts: ausgebildete Podetien mit (roten) Apothecien, 1–3 Jahre nach Brand.

nismen (*Muhle* 1974, *Pott* 1995). Untersuchungen auf Dauerquadraten zeigen allerdings, daß viele angekohlte Grundschuppen zurückbleiben, aus denen sich innerhalb eines Jahres bereits wieder Fruchtkörper entwickeln können (z. B. *Cladonia pleurota*). Bedeutsam ist, daß mit der Zerstörung einer dichten Phanerogamenschicht auch Flechtenstandorte neu geschaffen werden können. Entscheidend für die Entwicklung sind die Ausgangsbedingungen unmittelbar nach Brand. Bleiben Teile des Flechtenlagers, nur wenige Grundschuppen oder gar ganze Flechtenthalli erhalten, so entwickeln sich aus diesen Thallusfragmenten sogenannte Regenerationsthalli (Abb. 1). Diese wiederum bilden, wie auch *Hansen* (1964) beobachtete, fruchtende Podetien aus. Bei einer vollständigen Zerstörung der Flechtenthalli und Diasporen durch Brand müssen die Flechten entweder durch Sporen, Bruchstücke oder Soredien erneut einwandern. Flechtenbruchstücke können nur kurze Distanzen zurücklegen, Sporen aus den Fruchtkörpern längere Distanzen. Am leichtesten kann eine Wiederbesiedlung mit Flechten durch Soredien geschehen. So findet man auch häufig in gebrannten Heiden sorediöse Flechtenarten wie *Cladonia pleurota, C. coccifera, C. fimbriata, C. subulata*. Auch Pionierarten, *Placynthiella uliginosa* und weitere Krustenflechten, können sich nach Brand schnell wieder etablieren, da sie, dicht mit dem Substrat verbunden, auch extreme Trockenheit während der Pionierphase nach Brand tolerieren oder den Brand sogar überdauern. Arten wie *Cladonia portentosa* oder *C. arbuscula*, die sich über Bruchstücke oder Sporen verbreiten, sind bei totaler Zerstörung der Flechtenthalli erst zu einem späteren Zeitpunkt zu erwarten.

Entscheidend für eine üppige Entwicklung von Bodenflechten auf Pionier- und Brandstandorten sind die anfänglich fehlende Selektion durch Lichtkonkurrenz der erst später in der Sukzession dominanten höheren Pflanzen (*Müller* et al. 1993). Wichtig für den Einsatz von Brand als Pflegemaßnahme ist der Erhalt flechtenreicher Populationen in der Umgebung gebrannter Flächen, aus denen eine Einwanderung in gebrannte Bereiche erfolgen kann. Wenig wissen wir im Gegensatz zur erfolgreichen Regeneration der Bodenflechten über das Verhalten epilithischer Flechten auf Findlingen. Für kontrollierte Heidebrände empfehlen wir deren weitgehenden Schutz, solange nicht vergleichbare Beobachtungen über ihre Populationsentwicklung nach Brand vorliegen.

Das Verhalten der *Moose* ist vergleichbar mit dem der Flechten. Auch hier kann man Pionierarten von Arten späterer Sukzessionsphasen unterscheiden. Zu den Pionierarten gehören die Moose *Polytrichum piliferum, P. juniperinum, Ceratodon purpureus* und *Pohlia nutans*. Diese Arten breiten sich nach Brand sehr schnell über Sporen oder vegetativ aus. Unterirdisch überlebende Teile von *Polytrichum juniperinum* und *P. piliferum* werden, da bereits unterhalb von 1 cm Bodentiefe die Temperaturen nicht mehr letal wirken, vom Feuer nur durch den Verlust ihrer oberirdischen Biomasse beeinflußt. Erst in späteren Phasen, wenn *Calluna vulgaris* eine dichtere Vegetationsschicht gebildet hat, wachsen pleurocarpe Moose (z. B. *Pleurozium schreberi; Hypnum jutlandicum*) und *Dicranum scoparium* oder *Polytrichum formosum* zu dichten Polstern heran. Diese Arten ertragen das durch den Vegetationschluß von *Calluna* veränderte Mikroklima. Die pleurocarpen Moose können einen schwachen Brand überstehen, indem der zumeist feuchte Kernbereich überlebt. Nach dem Brand vermehren sie sich meist vegetativ (*Hobbs* et al. 1984). Moossynusien alter *Calluna*-Bestände zeigen daher nach schwachem Brand gute Regeneration und bilden erneut eine moosreiche Kryptogamenschicht, in der sich nur wenige Flechtenarten vom höherwüchsigen *Cladina*-Typ behaupten können.

3.2 Regenerationsbedingungen für Juniperus communis

Im Gegensatz zu Birken und Eichen, die nur bei intensivsten Bränden absterben, und im Falle der Birke danach aus basalen Knospen wiederaustreiben können, wird der Wacholder schon bei schwachem Feuer stark geschädigt. *Juniperus communis* als brandempfindlichste Art wurde bei 800 °C völlig abgetötet und trieb auch nach 400 °C Hitzeeinwirkung nur wenige neue Sproße nach (*Mallik* und *Gimingham* 1985). Eindrucksvoll lassen sich diese Phänomene im Wacholderhain bei Niederhaverbeck untersuchen, der im April 1996 fast völlig dem Feuer zum Opfer fiel. Lediglich Individuen, deren oberirdische Teile noch erkennbar unbeschädigte Assimilationsorgane tragen, können sich u. U. vom Hitzestress erholen. Es ist daher nicht verwunderlich, daß *Juniperus communis* auf wiederholt gebrannten Truppenübungsplätzen, in Munster und in Bergen, fehlt oder stark unterrepräsentiert ist (*Kaiser* 1995). Natürliche Ursachen für dessen Fehlen können ausgeschlossen werden, zumal auffällige arealgeographische Zonierungen (vgl. *Ellenberg* 1996) erst nordwestlich einer Linie Verden–Harburg im euatlantischen Bereich existieren und, wie *Hellwig* (1991a) auf kleinem Raum bei Buchholz/Nordheide nachweisen konnte, vermutlich klimatisch bedingt sind. Im nie gebrannten Randbereich des TrpÜbPl. Munster-Süd gedeihen hochwüchsige, nach vorsichtigen Schätzungen über 50 Jahre alte Exemplare. Offen ist bislang, ob und unter welchen Bedingungen *Juniperus* nach Brand sich neu zu etablieren vermag.

Aus den grundlegenden Untersuchungen von *Livingston* (1972) ergibt sich ein differenziertes, zugleich komplexes Etablierungsverhalten des Wacholders. Demnach spielen mehrere keimungs- und etablierungslimitierende Faktoren eine Rolle. Als sogenannter „Wintersteher" bietet *Juniperus* Drosselarten Nahrung. Von ihnen werden die Samen verbreitet. Das lokale Ausstreuen der Samen richtet sich nach vorhandenen exponierten Ansitzen für die Vögel. Überraschend reduziert sich die Keimfähigkeit der Samen während der Darmpassage erheblich; von den verbliebenen und nicht von Nagetieren gefressen Samen keimen überhaupt nur solche, die in Bodenrissen und nicht an der Bodenoberfläche verbleiben. Unumgänglich zur Keimung ist eine Doppelstratifikation, d. h. nach 3monatiger Warmexposition sind anschließend weitere 7 Monate Kaltlagerung erforderlich, bevor – in trockenwarmen Klimabereichen – mangelnde Feuchtigkeit den Keimerfolg zusätzlich begrenzt. Soll wenigstens eine minimale Wahrscheinlichkeit für den Etablierungserfolg bestehen bleiben, sind mikroklimatische und Fraß-Schutzstellen notwendig, in denen junge Säm-

linge heranwachsen können. Erst danach sind Frosttoleranz und Trockenresistenz bedeutsam, die *Juniperus* die weite, auch alpine und kontinentale Verbreitung ermöglichen (*Hegi* 1981).

Zusammengenommen bedeutet dies nichts anderes, als daß kurzfristige Etablierungsereignisse eher die Ausnahme, hohe Verluste aber die Regel sind. Kommen dann noch weitere Einschränkungen hinzu, z.B. feuchtebegünstigter Rostpilzbefall, *Gymnosporangium* (*Hegi* 1991, *Grauwinkel* mdl.) oder durch Wacholder-Blattwespen und Schildwanzen verursachte Schadsymptome (*Pott* 1995), könnten diese in Verbindung mit den im euatlantischen Klima seltener gegebenen Stratifikationsbedingungen die entscheidenden Auslöser für die bemerkenswerte Arealgrenze quer durch Norddeutschland sein. Lokale Verbreitungsgrenzen an Truppenübungsplätzen innerhalb des geschlossenen Wacholderareals sind jedoch brandinduziert. In Anbetracht der erwähnten Etablierungseinschränkungen genügen dabei schon geringe Brandfrequenzen: eine größere wacholderfreie Heidefläche nahe Undeloh brannte alten Dokumenten zufolge vor 70 Jahren – im Gegensatz zur benachbarten *Juniperus*-reichen Heide. Da nur etwa alle 100 Jahre, nach Wacholder-Mastjahren, explosive Bestandeszunahmen stattfinden (*Hellwig* 1991b), reduziert sich die Wahrscheinlichkeit spontaner *Juniperus*-Verjüngung um ein weiteres. Bestätigt wird dies durch fehlenden Jungwuchs in annähernd gleichaltrigen Wacholder-Altbeständen der Lüneburger Heide – eine Beobachtung, die das vorgestellte Wirkungsgefüge plausibel stützt.

Diskontinuierliche Verjüngung, geringe Keimung, hohe Verluste und fehlende Diasporenbank begründen die jüngst von *Bakker* et al. (1996) bestätigte Vermutung, daß *Juniperus communis* nur eine kurzlebige („transient") Samenbank bildet. Ort und Zeit spontaner Wiederansiedlung lassen sich bereits nach einmaligem Brand nicht mit ausreichender Sicherheit voraussagen.

4. Diasporenvorrat nach Brand

Keimungsuntersuchungen in den frisch gebrannten *Calluna*-Heiden belegen den hohen persistenten Samenvorrat von *Calluna vulgaris* (Abb. 2): mehr als 10000 auflaufende Keimlinge/m² liefen im Gewächshausexperiment auf. Nach anderen Untersuchungen dürften in reichen und langlebigen *Calluna*-Diasporenbanken bis zu 50000/m² Samen enthalten sein (vgl. *Bruggink* 1993). Neben vegetativen Sproßaustrieben ist damit vor allem in älteren Heidestadien die Möglichkeit zur generativen Regeneration gewährleistet. Sie erfolgt übereinstimmend mit Ergebnissen von *Hobbs* et al. (1984) hauptsächlich aus der Samenbank und nicht durch Windeintrag. Letzteres ist nach eigenen Beobachtungen auf diasporenverarmten Standorten zumindest als Kurzzeitereignis unbedeutend, trotz fruchtender *Calluna* in der Umgebung. Dabei ist der Vorteil artenreicher Diasporenbanken offensichtlich; diese müssen nicht erst eingetragen werden, sondern können auf den offenen, konkurrenzfreien Nach-Brandstandorten ansehnliche Populationen aufbauen.

Erkennbar ist aus Abbildung 2 die hohe Keimung auf Brandflächen. Im Vergleich zu älteren Plaggstandorten kommt die mit dem Tiefplaggen verbundene Diasporenverarmung deutlich zum Ausdruck, während die flechtenreiche *Calluna*-Heide nur wenig unter der *Calluna*-Brandfläche liegt. Ist angesichts fehlender Wiederholungen in diesem Fall die Aktivierung der *Calluna*-Samenbank durch Hitzewirkung nicht sicher, darf dies im Vergleich verschiedener Brandhorizonte in Übereinstimmung mit *Mallik* und *Gimingham* (1985) und *Ellenberg* (1996) angenommen werden. Die höchste Auflaufrate erfolgt in Proben, die im stark gebrannten Wacholderhain entnommen wurden, gefolgt von denen in der grasreichen *Calluna*-Heide. Die geringste Keimung ist in aufliegender Streu zu verzeichnen, hier keimen wenige *Calluna*-Individuen, zusätzlich sind hier *Betula pendula, Salix caprea, Rumex acetosella* und noch wenige weitere Arten beteiligt. Der Anteil von *Calluna* an der Gesamtkeimung beträgt etwa 90 %, in der Mineralbodenvariante der grasreichen *Calluna*-Heide und in den Wacholderhain-Proben erreicht *Erica tetralix* nennenswerte Anteile. Sie war in der rezenten Vorbrandvegetation nur in der weiteren Umgebung vorhanden, besitzt aber eine hohe persistente Samenbank (Feuchtheiden: 650000 Samen/m²; *Bruggink* 1993), die nach Untersuchungen von *Mallik* und *Gimingham* (1985) nicht der Hitzeaktivierung bedarf. Im Gewächshausversuch kamen bei regelmäßiger Wasserversorgung ihre Wasseransprüche ebenso wie die von *Juncus filiformis*, einer Art der Feuchtwiesen, zum Ausdruck.

Bemerkenswert ist die verhältnismäßig geringe Keimung in der Sode, die, ohne die Bodenstruktur zu stören, mitsamt aufliegender Brandstreu entnommen wurde. Erst nach oberflächlichem Abschälen der Streu erreichte die Keimung jene Werte (Abb. 2c), die auf Mineralboden gemessen wurden. Eindrucksvoll geht in diesem Zusammenhang die dichte, unverbrannte Streuauflage als keimungshemmender Mechanismus hervor, die im Freiland am einfachsten durch intensivere Brände oder, aufwendiger, durch Plaggen zu minimieren ist. An schwach gebrannten, streu- und rohhumusreichen Standorten im Bereich der Probenahme wurde dementsprechend hauptsächlich vegetative Regeneration von *Nardus, Deschampsia, Carex pilulifera* beobachtet. Auf kleinräumig offenem Mineralboden in der Umgebung der Keimprobenahme hingegen wurden 17 Wochen nach dem Brand mehr als 1200 *Calluna*-Keimlinge/m² notiert, ebenso einige Individuen der annuellen *Aira praecox*.

Weitere Untersuchungen auf den wenigen noch vorhandenen Standorten seltener Zielarten der Heidegesellschaften müssen klären, inwieweit deren Etablierung aus der Samenbank erfolgen kann, ob und in welcher Distanz Einwanderung erfolgt und welcher Zeitraum schließlich populationsbiologisch zur Vervollständigung des artspezifischen Lebenszyklus notwendig ist, um das unerläßliche Etablierungs- und Reproduktionsfenster für Pflegemaßnahmen berücksichtigen zu können.

5. Besiedlungsdynamik

Das Besiedlungsgeschehen nach dem Frühjahrsbrand in Niederhaverbeck ist im wesentlichen durch die im Vergleich mit Munster-Süd geringere Brandintensität geprägt. Das schnell laufende Feuer hat weder die Streuauflage großflächig und tief heruntergebrannt noch die Gräser (*Nardus stricta, Deschampsia flexuosa*) merklich geschädigt. Gräser bestimmen mithin das Besiedlungsge-

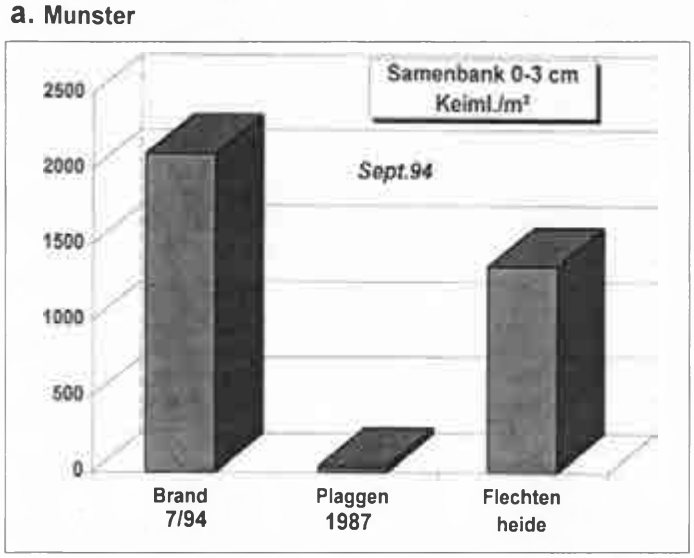
Tab. 3. Vegetationsentwicklung bei unterschiedlicher Brandhäufigkeit. Beide Flächen brannten im April 1996, NHV2 zuvor auch im August 1989.

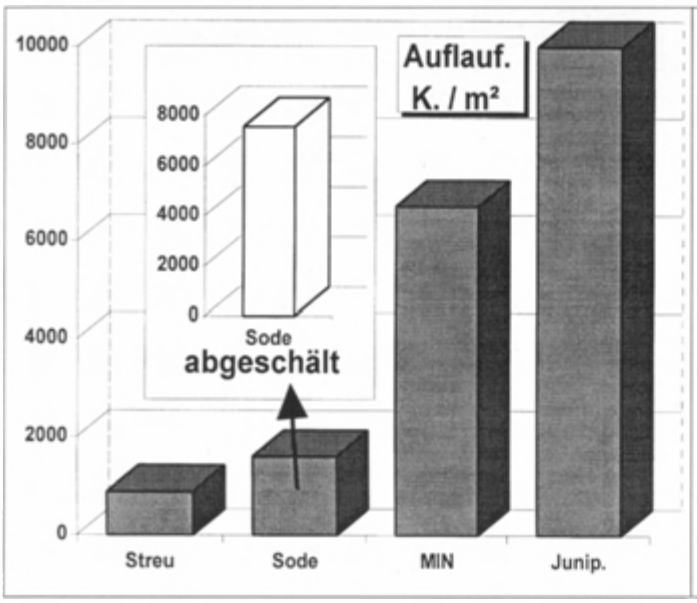
	Brand 4/96		Brand 8/89	4/96
Aufn.	NHV1	NHV1	NHV2	NHV2
Datum	7/95	10/96	7/95	9/96
Gesamtdeckung	100	25	97	3
-Phanerogame	80	25	55	3
-Moose	30	0	25	0
Streu %	100	100	15	0
Calluna vulgaris	60	0.5	50	2
Nardus stricta	15	10	0.4	0.4
Deschampsia flexuosa	5	10	5	0.4
Rumex acetosella		2	0.4	0.4
Carex pilulifera			0.2	0.2
Agrostis tenuis			0.2	0.2
Placynthiella uliginosa			20	
Pohlia nutans			3	
Hypnum jutlandicum	15			
Leucobryum glaucum	15			

schehen auch nach dem Brand (Tab. 3). Die Abhängigkeit der Besiedlungsdynamik von den Vor-Brand-Bedingungen („preburn site characteristics", *Hobbs* und *Gimingham* 1984) zeigt sich anhand einer Probefläche, die nach einem kontrollierten Brand 1989 im April 1996 erneut brannte: Auf der 2 × gebrannten Fläche (NHV 2) war der Anteil der Gräser, ebenso wie die offensichtlich durch den ersten Brand bereits reduzierte Streu- und Rohhumusauflage gering. Ihre Entwicklung bleibt dementsprechend im Vergleich zur vor dem Brand grasdominierten Fläche zurück. Die Moose wurden letal geschädigt und sind auf die Regeneration aus Diasporen angewiesen.

Die Tatsache, daß in Munster-Süd Gräser wie *Festuca tenuifolia* in den Dauerquadraten auch im Bereich eines Sommerbrandes eine stärkere Rolle spielen (Abb. 3b), während sie auf der im Januar gebrannten Dauerbeobachtungsfläche (Abb. 3a) unbedeutend bleiben, zeigt wiederum, daß in erster Linie nicht der Brandzeitpunkt entscheidend für die Vegetationsentwicklung nach Brand ist, sondern die Brandintensität und Vegetationsstruktur vor dem Brand.

Im Gegensatz zu den zentralen, häufig gebrannten Zielgebieten, die nur spärlichen Graswuchs aufweisen, sind die stärker randlich gelegenen Flächen des TrpÜpPl Munster Süd stärker





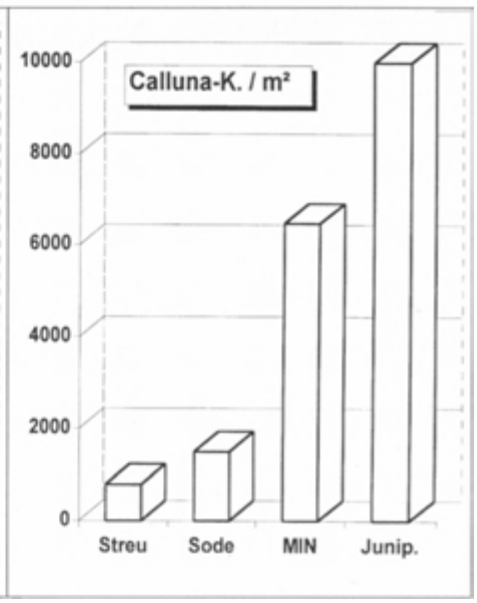


Abb. 2. Aktueller Diasporenvorrat in Sandheiden nach Brand. a): Vergleich von Brand – mit ungebrannten Varianten (Plaggen und flechtenreiche Calluna-Heide; Probenahme September 1994, d. h. 10 Wochen nach Brand bzw. 7 Jahre nach Plaggen in Munster-Süd); b): Vergleich verschiedener Brandhorizonte und Entnahmestandorte, MIN: Mineralboden (Ah-Horizont), Junip. = Wacholderhain 2 Wochen nach Brand 21. 4. 96 mit c) Anteil auflaufender Calluna vulgaris-Individuen; eingeblendet in b ist der 2. Ansatz der Keimungsvariante Sode nach Streuentfernung.

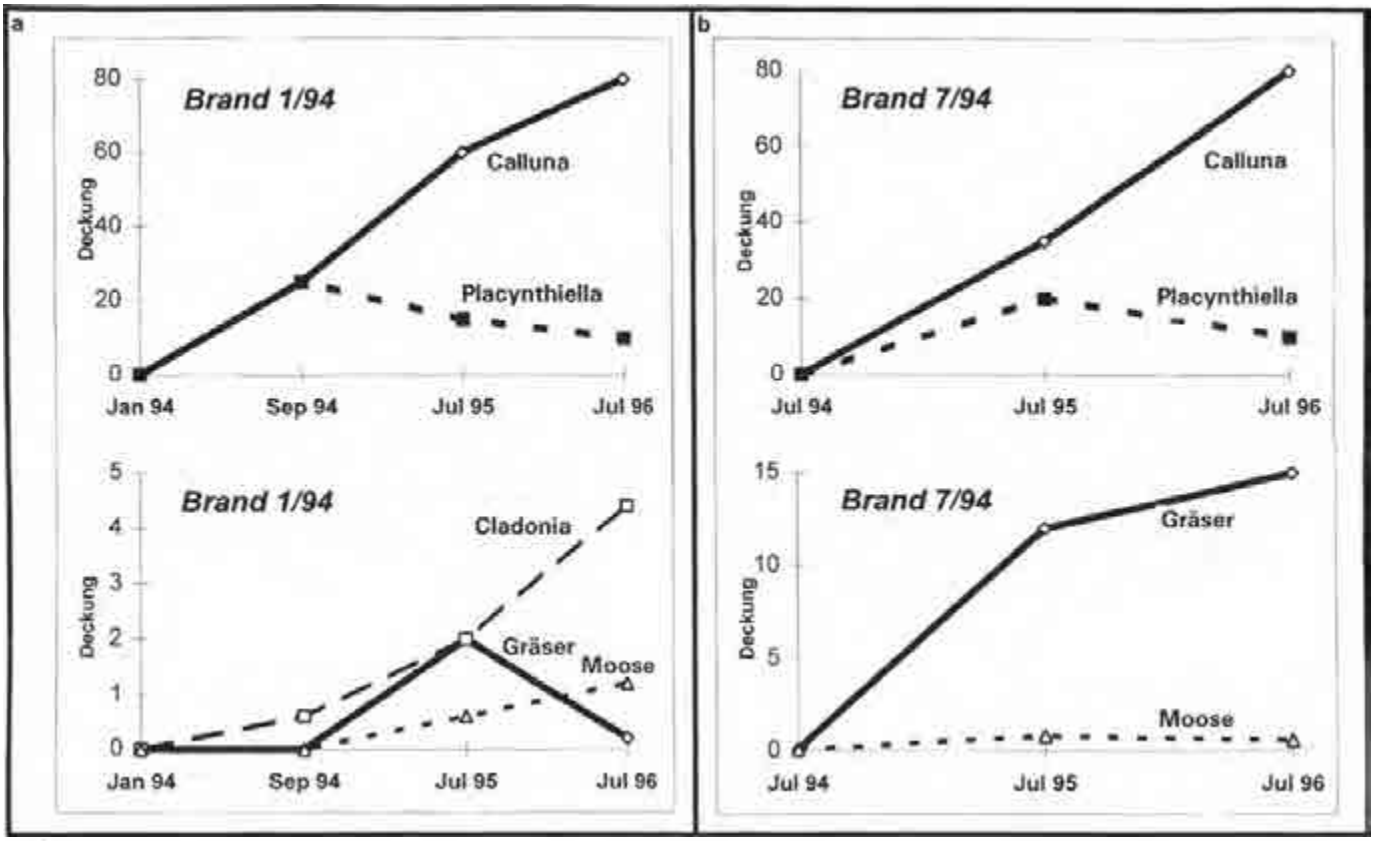


Abb. 3. Vegetationsentwicklung in gebrannten Heide-Dauerquadraten. Vergleich unterschiedlicher Brandzeitpunkte; 1/94: Winter-Brand; 7/94 Sommer-Brand in Munster. Cladonien und Moose (Polytrichum spp.), die geschützt durch ihre Wuchsform den Brand überdauern konnten, breiten sich nach dem Winterbrand auf dem offenen Boden nach einer ersten Placynthiella-(Krustenflechten-)Phase langsam aus. Eine bemerkenswerte vegetative Gräser-(Deschampsia-)Erneuerung kann auch nach Sommer-Bränden erfolgen.

vergrast. Zu entsprechenden Ergebnissen gelangt man auf dem TrpÜbPl. Bergen, wo die wesentlich geringere Brandhäufigkeit freilich schon physiognomisch erkennbar ist: gras- und vor allem birkenreiche Altheiden sind auf größeren Arealen aspektbestimmend, dokumentiert auch durch *Kaiser* (1995), der einen hohen Vergrasungsgrad, insbesondere mit *Deschampsia* und *Molinia*, konstatierte.

Die Wiederbesiedlung der bis auf den Ah-Horizont abgebrannten Flächen verläuft sehr rasch, woran *Calluna* den größten Anteil hat. Da trotz des tiefen Brandes auf Mineralböden, im Gegensatz zu Moorbränden, nicht alle Altpflanzen von *Calluna* zerstört werden, erfolgt die Regeneration sowohl generativ aus der Samenbank als auch vegetativ durch bodennahe Triebe. Dadurch ist sichergestellt, daß bereits im Jahr des Brandes unabhängig von der Witterung eine nennenswerte und stabile Initialbesiedlung erfolgt. Der Vegetationsschluß äußert sich bereits ein Jahr nach dem Brand in einem Deckungsgrad 20–30 % (60–80 % im zweiten Jahr).

Bäume spielen in Munster-Süd, im Gegensatz zu den überalterten Heiden des TrpÜbPl Bergen, obwohl potentielle Samenverbreiter vorhanden sind, keine Rolle, laufen also nicht auf oder sterben wie vereinzelte Kiefernkeimlinge in den Dauerquadraten wieder ab. Nur in den seltener oder nicht gebrannten Heiden ist vermehrtes Birkenaufkommen möglich.

Moose spielen bei der Wiederbesiedlung der häufig gebrannten Flächen ebenfalls keine Rolle, lediglich lokal ist ein spärliches Aufkommen unterirdisch überdauernder *Polytrichum*-Arten zu beobachten. Stellenweise tritt *Ceratodon purpureus* als Erstbesiedler der Offenstellen hervor, die zusammen mit typischen „Brandmoosen", z.B. *Funaria hygrometrica*, auch von *Runge* (1982) auf einem Holzbrandplatz beobachtet wurde; dort dürften allerdings bis in größere Tiefe wirkende Temperaturen für die zögerliche, erst nach fünf Jahren erfolgte Etablierung von *Calluna* verantwortlich gewesen sein.

Für die Erneuerung von niedrigwüchsigen und konkurrenzschwachen Rosetten- und Rhizompflanzen (*Diphasium tristachium, Arnica montana* und vermutlich auch *Antennaria*) herrschen hingegen solange otimale Regenerationsbedingungen, wie offene, also konkurrenzfreie Flächen erhalten bleiben (Abb. 4), was schon *Graebner* (1925), *Mallik* und *Gimingham* (1983) und *Ellenberg* (1996) erkannten.

Mit der rapiden *Calluna*-Zunahme wird jedoch ein Problem unverkennbar: der rasche Vegetationsschluß bedeutet für die lichtbedürftigen „Lückenbüßer" die Einengung ihres überlebensnotwendigen Besiedlungsfensters, für langsamwüchsige und konkurrenzschwache Arten soweit, daß sie nicht zur Fruchtreife gelangen. Da nach *Aerts* (1989) in Heiden die Wettbewerbsfähigkeit um Nährstoffe in entscheidendem Maße die Lichtlimitierung bestimmt, ist leicht abzusehen, daß sogar Arten wie *Calluna vulgaris*, zugleich

Nährstoffarmutszeiger, aber im Experiment auch durch hohe Stickstoffdüngung nicht geschwächt (vgl. *Aerts* und *Heil* 1993), den Lebensraum seltener Mitbewerber begrenzen können. Äußerst monotone *Calluna*-dominierte Heiden beobachtete *Lütkepohl* (1996) auf regelmäßig, alle 5 Jahre, gebrannten Flächen auf einem Schießplatz bei Unterlüß. Abgesehen von der vegetativen Regeneration von *Calluna* sind deren hohe Samenbank und verbesserte Nährstoffnachlieferung im mineralischen Oberboden verantwortlich für ihre rasche Regeneration nach Brand. Zugleich limitieren sie den Revitalisierungserfolg lichtbedürftigerer Arten mit langsamer Populationsentwicklung oder solcher, die nach Brand erst einwandern müssen.

Noch evidenter zeigt sich die Bedeutung der biotischen Anfangsbedingungen nach Brand bei Arten, die durch Ausläuferbildung zu expansivem vegetativen Wachstum befähigt sind. Sie sind, potentiell unsterblich, in der Lage weitgehend unabhängig von generativer Vermehrung, auch nach völliger oberirdischer Schädigung aus unterirdischen Sproß- oder Wurzelmeristemen wieder auszutreiben und vor dem Brand vergleichbare Laubteppiche zu bilden. Das trifft besonders auf die Vaccinium-Arten zu. Solche großflächigen Gründereffekte werden z.T. noch dadurch verstärkt, daß klonales Wachstum über horizontale und vertikale Integration des Gesamtindividuums von kleinsträumigen Standortbedingungen unabhängig ist (*Stöcklin* 1992). Mit dem Muttersproß verbundene Tochtersprosse (Ramets), die unter limitierenden Umweltbedingungen wachsen, profitieren von der Versorgung durch besser positionierte Ramets. Dementsprechend erscheint es nach unseren und den Untersuchungen von *Hobbs* und *Gimingham* (1984) unwahrscheinlich, daß nach den dort zitierten Beobachtungen die Ausbreitung von *Vaccinium myrtillus* und *V. vitis-idaea* nur an Standorten mit geringer *Calluna*-Erneuerung erfolgen kann. Die Populationsentwicklung in Munster-Süd zeigt zumindest in den ersten Jahren nach Brand dominante *Vaccinium vitis-idaea*-Teppiche; *Calluna* hingegen bleibt auffällig zurück. So nimmt auch im verheerend gebrannten alten Wacholderhain von Niederhaverbeck *Vaccinium myrtillus* nach wenigen Monaten bereits wieder große geschlossene Flächen ein, *Calluna vulgaris* keimt daneben nur vereinzelt aus dem potentiell hohen Samenvorrat (vgl. Abb. 2).

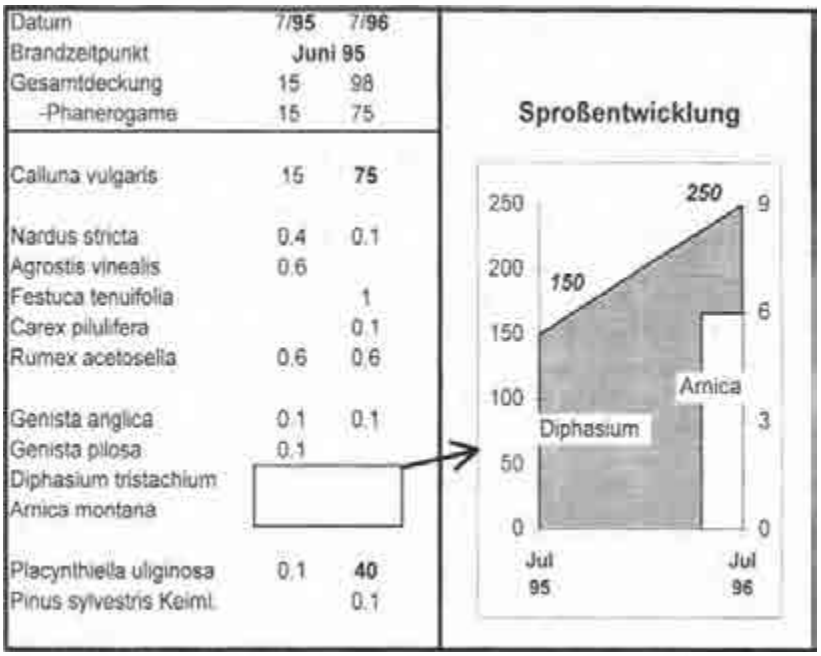


Abb. 4. Nach-Brand-Dynamik in einer im Juni 1995 gebrannten Heide in Munster. Auffällig ist die rasche Regeneration von Calluna und Placynthiella uliginosa. Die anfangs offenen Standortbedingungen bieten jedoch auch noch konkurrenzschwachen Arten wie Arnica und Diphasium Regenerationsmöglichkeiten.

Allen vegetativ sich erneuernden Arten gemeinsam ist im Gegensatz zu Keimlingen die relative Unabhängigkeit von mikroklimatischen und edaphischen Bedingungen, vor allem Trockenstress, unmittelbar nach Brand. Vergleichbar den Ergebnissen von *Hobbs* und *Gimingham* deutet das Fehlen pleurocarper Moose in der Initialsukzession nach Brand auf deren Empfindlichkeit sowie die höhere Brandintensität an solchen Standorten; ähnliches gilt unseren Untersuchungen zufolge auch für *Leucobryum glaucum*, das sich nach Brand nur an wenigen Stellen zu erholen vermag, dort, wo die im Mooskissen gespeicherte Feuchtigkeit ausreichend Schutz gegenüber der Hitze bietet. Die Beobachtungen auf den Brand-Dauerquadraten widerlegen die Vermutung, daß eine rasche Ausbreitung der Krustenflechten *Trapeliopsis granulosa, Placynthiella uliginosa, P. oligotropha* eine Barriere für die Besiedlung durch *Ericaceen*-Keimlinge darstellen könnte (*Hobbs* und *Gimingham* 1984). Auch Populationsstudien auf vielen Kleinflächen in geplaggten Heiden (*Müller* et al. 1993, und unveröff.), wo die genannten Flechten zu den Pionieren zählen, liefern hierfür keine Befunde. In Laborexperimenten definierbare allelopathische Effekte von Flechten auf die Keimung bleiben in Anbetracht der Komplexität biozönotischer Wechselwirkungen unter Freilandbedingungen spekulativ (*Miles* 1981, *Kinder* et al. 1992).

6. Variabilität der Nach-Brand-Entwicklung

Die Nach-Feuer-Entwicklung läßt sich nicht allein durch die Lage der Erneuerungsknospen vorhersagen. Die lokale Diasporenbank als Ergebnis in der Regel unbekannter historischer Entwicklungsprozesse, bzw. die Erreichbarkeit des Standortes durch die z.T. tierverbreiteten Arten bestimmen die Entwicklung ebenso wie die artspezifischen und konkurrenzabhängigen Zuwachsraten. Die Feuerintensität als Ergebnis des Heidezustandes variiert stark mit dem Alter, wobei die höchsten Intensitäten in abgetrockneten, rohhumus- und streureichen Altersstadien erreicht werden, in denen die vegetative Regeneration von *Calluna* ausbleibt (*Hobbs* et al. 1984).

Die Ausbreitung der Arten richtet sich zudem stark nach der Feuerfre-

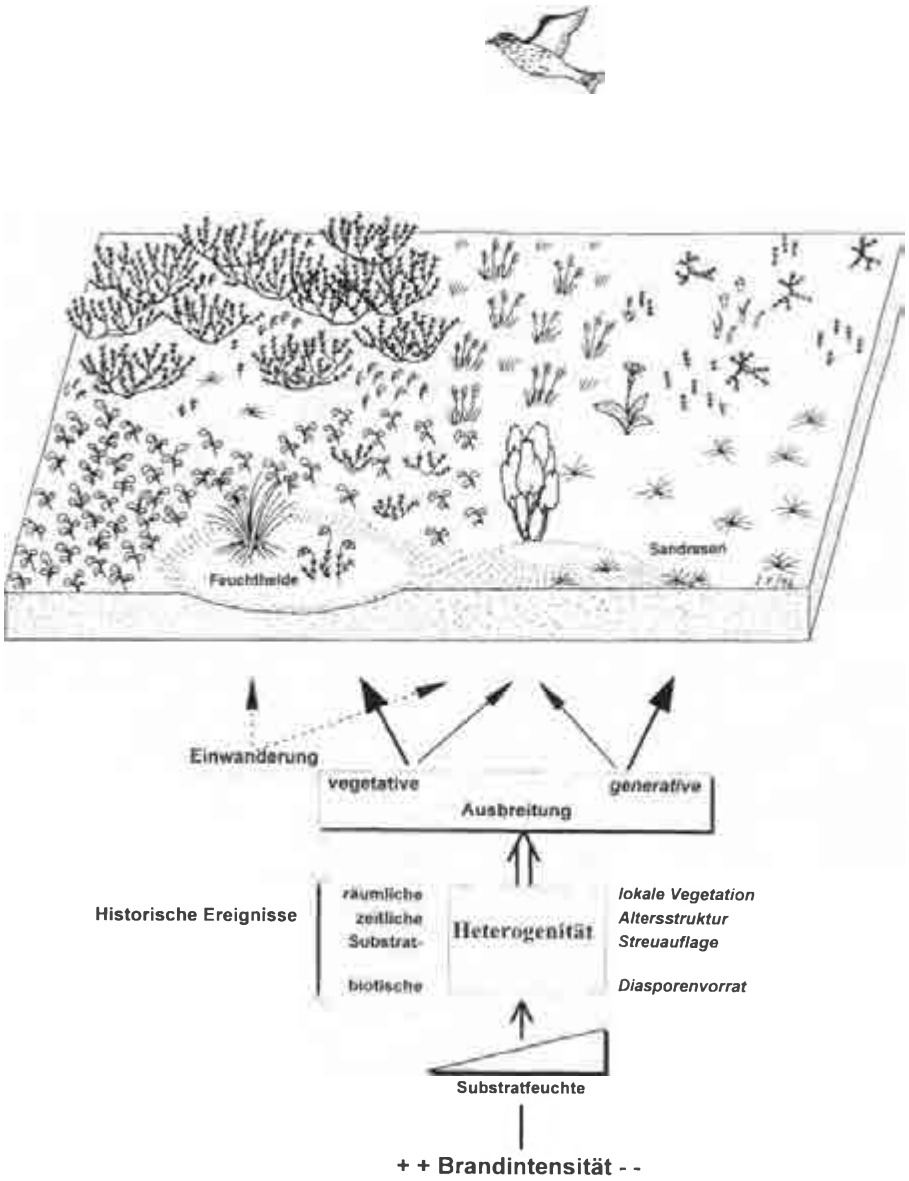


Abb. 5. Variabilität brandinduzierter Vegetationsentwicklung (schematisch). Je nach Brandintensität, Bodenfeuchte, Vornutzungsgeschichte und Regenerationsmöglichkeiten der vorhanden Rhizomrelikte oder Diasporen bestimmen die lokalen Anfangsbedingungen, welche der „multiple pathways" verwirklicht, d. h. wo und welche kleinräumigen Mosaike von Nach-Brand-Sukzessionen gebildet werden (z. B. Sandrasen, Feuchtheide, Borstgrasrasen, Calluna-Initiale, Grasheiden oder Vaccinium-Kohorten).

quenz, also der zur Verfügung stehenden Regenerationszeit. Sind für *Calluna* in nicht immissionseutrophierten Heiden Zyklen von 10–12 Jahren günstig, so sind Arten wie *Antennaria dioica, Scorzonera humilis* und alle Annuellen ebenso wie flechtenreiche Synusien nur in den frühen offenen Phasen anzutreffen oder haben wie *Genista* spp. hier ihre höchste Abundanz. Ungeklärt ist z. T. der Samenbanktyp dieser Arten, dessen Kenntnis gerade im Hinblick auf die Regenerationsfähigkeit der seltenen Arten nach Störungen unverzichtbar ist. So sind konkurrenzschwache Arten mit kurzlebiger Diasporenbank auf regelmäßige Erneuerung ihrer genetischen Ressourcen angewiesen, sollen diese regional nicht verschwinden. Gerade intensive Brände bieten größere Besiedlungsflächen zur notwendigen Reproduktion seltener lebensraumtypischer Arten. Pionierarten, die wie *Arctostaphylos uva-ursi* über eine langlebigere Samenbank verfügen, sich zudem vegetativ ausbreiten (*Hobbs* et al. 1984), besitzen bessere Voraussetzungen für eine Regeneration nach Störungen. Trotzdem wird gerade am Beispiel von *Arctostaphylos* und vergleichbarer Arten mit zoochorer Ausbreitung, aber geringer Organisationshöhe und Wettbewerbskraft der extrem starke Bestandesrückgang (*Garve* 1994) deutlich.

Gegenüber hochwüchsigen geschlossenen Heiden, im ungünstigsten Fall Reinbeständen von *Calluna vulgaris*, wo die Vitalität anderer Arten stark abnimmt, bieten heterogene, durch Bewirtschaftung, unterschiedliche Standortbedingungen und biotische Ausgangsbestände sowie durch periodische Störungen verursachte Ereignisse die wesentlichen Voraussetzungen für den Erhalt der potentiellen Lebensraumvielfalt (Abb. 5). Die bereits erwähnte Plastizität vieler Arten, auf unterschiedliche Weise je nach Brandintensität, Streuauflage, Substratfeuchte usw. zu reagieren, verschafft ihnen eine zusätzliche Option, variable Pionier-Besiedlungsfenster effizient zu nutzen.

In der Ausgangsvegetation vorhandene Gräser mit kurzlebiger Diasporenbank (*Deschampsia flexuosa, Festuca tenuifolia*, z. T. *Agrostis* spp.) breiten sich in den ersten Jahren nach Brand episodisch und nur subdominant aus (vgl. Abb. 3). Ähnliches läßt sich auf oberflächlich geplaggten Standorten beobachten. Nachdem die nach Brand erhöhte Phosphorverfügbarkeit reduziert ist, unterliegen sie den ericoiden Arten. Abhängig ist das Verhalten dominanzfähiger Gräser, insbesondere das von *Deschampsia flexuosa* allerdings von der Brandintensität, d. h. der verbliebenen Rohhumusschicht und der darin enthaltenen Diasporen. Überdies sind nach derzeitigem Kenntnisstand Stickstoff-Immissionen für das mitunter landschaftsprägende Bild der Vergrasung mit verantwortlich (*Steubing* und *Buchwald* 1989, *Steubing* 1993). Vor diesem Hintergrund sind Sukzessionschemata zu betrachten, wo das Grasstadium unmittelbar nach dem Feuer auf bis zu 10 Jahre (!) datiert ist, bevor es von *Calluna vulgaris* abgelöst wird (*Hüppe* 1993).

Mit dem Brand alter Heiden ergeben sich neben neuen Etablierungsmöglichkeiten auch verschiedene Probleme: *Calluna vulgaris* erholt sich hier nicht oder nur vereinzelt durch vegetative Nachtriebe, ist also auf die unsiche-

rere Keimung angewiesen. Arten mit kurzlebiger Samenbank fehlen in alten Grasheiden und müssen durch Fernverbreitung eingetragen werden. Mächtige Streu- und Rohhumusauflagen werden nur noch unter günstigsten Bedingungen (hohe Brandintensität, Abtrocknung) zerstört, womit ein nennenswerter Nährstoffaustrag in Frage gestellt wird. Aufkommender Birkenbewuchs und Gräser können durch vegetative Regenerationstriebe nach Brand erneut die Vorherrschaft gewinnen, so daß nach Brand die reduzierte Diversität fortbesteht (*Hobbs* et al. 1984).

Auch wenn die Pflanzen auf Hitzestress, wie gezeigt werden konnte, mit Hilfe von ökologisch typisierbaren Verhaltensmustern, Besiedlungs- und Wettbewerbsstrategien oder „vital attributes" (*Noble* und *Slatyer* 1980) reagieren und demnach die meisten Arten Brand überdauern können, so ist aufgrund der Variabilität der Vegetation als Ergebnis der vielfach unterschätzten Vorbrand-Geschichte und der Ungleichförmigkeit eines Brandgeschehens nicht in jedem Einzelfall vorhersagbar, welche Vegetationsentwicklung sich nach dem Brand abzeichnen wird. Dementsprechend ist auch durch akribische Pflegemaßnahmen und Brand-Planungen die ergebnisoffene Ungewißheit der möglichen Artenzusammensetzung und Artmächtigkeit nicht zu vermeiden.

Die Untersuchungen zur Nach-Brandentwicklung belegen mehrere Möglichkeiten, „multiple pathways" (*Hobbs* und *Gimingham* 1984, *Miles* 1987), die neben der zeitlichen, räumlichen und biotischen Variabilität vor allem in den vielfach unbekannten biotischen Interaktionen zwischen den beteiligten Arten (auch tierischen Organismen!) begründet liegen. Einleuchtendes Beispiel ist die ungewisse Wacholderverbreitung, die unvorhersagbar von zoochorer Verbreitung abhängt. Seltene Kennarten der verschiedenen Feucht- und Sandheideformationen sind vor dem Hintergrund historischer Ereignisse zu beurteilen und danach, ob noch Diasporen im Boden vorhanden sind und exakt an diesen Standorten durch Brand exponierte „safe sites" (*Harper* 1977) geschaffen werden, darüber hinaus, ob die zur Keimung notwendige Stratifikation durch Wärme oder Kälte, insbesondere durch ausreichende Feuchtigkeit gewährleistet ist. Dieses Wirkungsgefüge wird schließlich dahingehend modifiziert, daß aufgelaufene Keimlinge, bevor sie sich überhaupt etablieren und reproduzieren können, durch vegetative Spalierteppiche unterdrückt werden. Begründet liegt dies in vegetativ überdauernden Arten der Vor-Brand-Vegetation mit klonaler Ausbreitungsstrategie (z. B. Vaccinium-Arten).

Keimung ist dennoch für alle aklonalen und vegetativ sich nicht erneuernden Arten die einzige Möglichkeit, nach jahrelanger Unterdrückung durch konkurrenzkräftigere Grasmonokulturen zumindest episodisch die eigene Samenbank aufzufüllen. Arten mit vegetativer Ausbreitung (vgl. Tab. 2) bleibt die generative Erneuerung als zusätzliche Option. Andererseits kommen durch Brand verstärkt zuvor unterdrückte Regenerationsstrategien zum Ausdruck: Persistente, tiefer liegende Samenbanken (z. B. seltener Arten) können nach Zerstörung der vormaligen Grasheide-Dominanzbestände und des kurzlebigen *Deschampsia*-Samenvorrats der Rohhumusauflage aktiviert werden. Unter saisonalem Trockenstress reduziert sich erfolgreiche Keimung dabei auf den Schutz adulter Mutterpflanzen, deren vegetative Regeneration schneller erfolgte. Beide Regenerationsmöglichkeiten können sich so ergänzen.

7. Schlußfolgerungen

Im stark störungsgeprägten Ökosystem der Sandheide, wo über Jahrhunderte Stoffausträge (Plaggen, Beweidung), die Einträge weit übertrafen, beruhte das Zustandekommen der gesamten, optimalen Artenkombination auf den während langer Sukzessionsprozesse möglichen Etablierungs- und wiederholten Reproduktionsmöglichkeiten. Erst nach dem allmählichen Schluß der Vegetationsdecke, auf nährstoffärmsten und beweideten Heide-Standorten nach ca. 10–15 Jahren (auf Ranker-Podsolböden noch später) treten Interaktionen zwischen den beteiligten Arten in den Vordergrund. Erst dann müssen erneut mitunter gravierende Störungen einsetzen, die wiederum das gesamte Potential der Überlebensstrategien und das Ausbreitungsgeschehen in den ersten Jahren ermöglichen. Diesem nur grob skizziertem Idealbild der Gemeinschaftsbildung werden rezente Bewirtschaftungsversuche nur in wenigsten Fällen gerecht. Die Tatsache, daß die meisten gefährdeten Arten nordwestdeutscher Heiden heute ihren Schwerpunkt auf periodisch gebrannten Flächen haben, scheint Brand als ideales Pflegeverfahren nahezulegen. Umgekehrt sind die auf Brandflächen gedeihenden Arten gleichsam Pionierarten der Vegetationsentwicklung auf Magerstandorten und nur in geringem Ausmaß Arten der zum Wald überleitenden Gras- und Verbuschungsstadien. Ziel der Heidepflege kann es vor dem Hintergrund der unstrittigen Eutrophierung nicht sein, die Sukzession zu älteren Heide- und Vergrasungsstadien abzuwarten, bevor Ersatz-Bewirtschaftungsmaßnahmen eingeleitet werden. Zu offensichtlich ist die Verschlechterung der Ressourcenqualität, die mit Veränderungen der abiotischen und biotischen Umweltbedingungen in Sandheiden verbunden ist (Abb. 6).

Auch stark vergraste Flächen können nach dem Modell (Abb. 6) durch Brand zerstört werden und sich danach in verschiedene Ausbildungen des Genisto-Callunetum entwickeln. Entscheidend hierfür ist die vollständige Verbrennung der transienten Samenbank der Humusschicht. Darunter befindliche *Calluna*-Samen werden, wie bereits erwähnt, durch Hitze stimuliert und können den Aufbau deschampsiafreier *Calluna*-Heiden einleiten – angereichert durch weitere brandgeförderte Arten (*Diphasium tristachyum, Arctostaphylos, Genista* spp.). Indem die hohen Rohhumusauflagen herunterbrennen, ist auch eine wichtige Voraussetzung (*Melber* 1989) für den Heidekäfer (*Lochmaea suturalis* Thoms.) zerstört und damit die Gefahr eines massiven Befalls herabgesetzt. Da hohe Stickstoffversorgung zwar *Calluna* nicht direkt schädigt, eher noch fördert, aber ihre Sensitivität für *Lochmaea*-Befall, Frost und Trockenheit erhöht (*Steubing* 1993), wird verständlich, daß hiervon nicht betroffene Gräser im Wettbewerb mit *Calluna* die Oberhand gewinnen. Dieses Phänomen trifft nach Untersuchungen niederländischer Arbeitsgruppen (vgl. *Aerts* und *Heil* 1993) Feuchtheiden ebenso, wo *Erica tetralix* und mit ihr vergesellschaftete Arten zuneh-

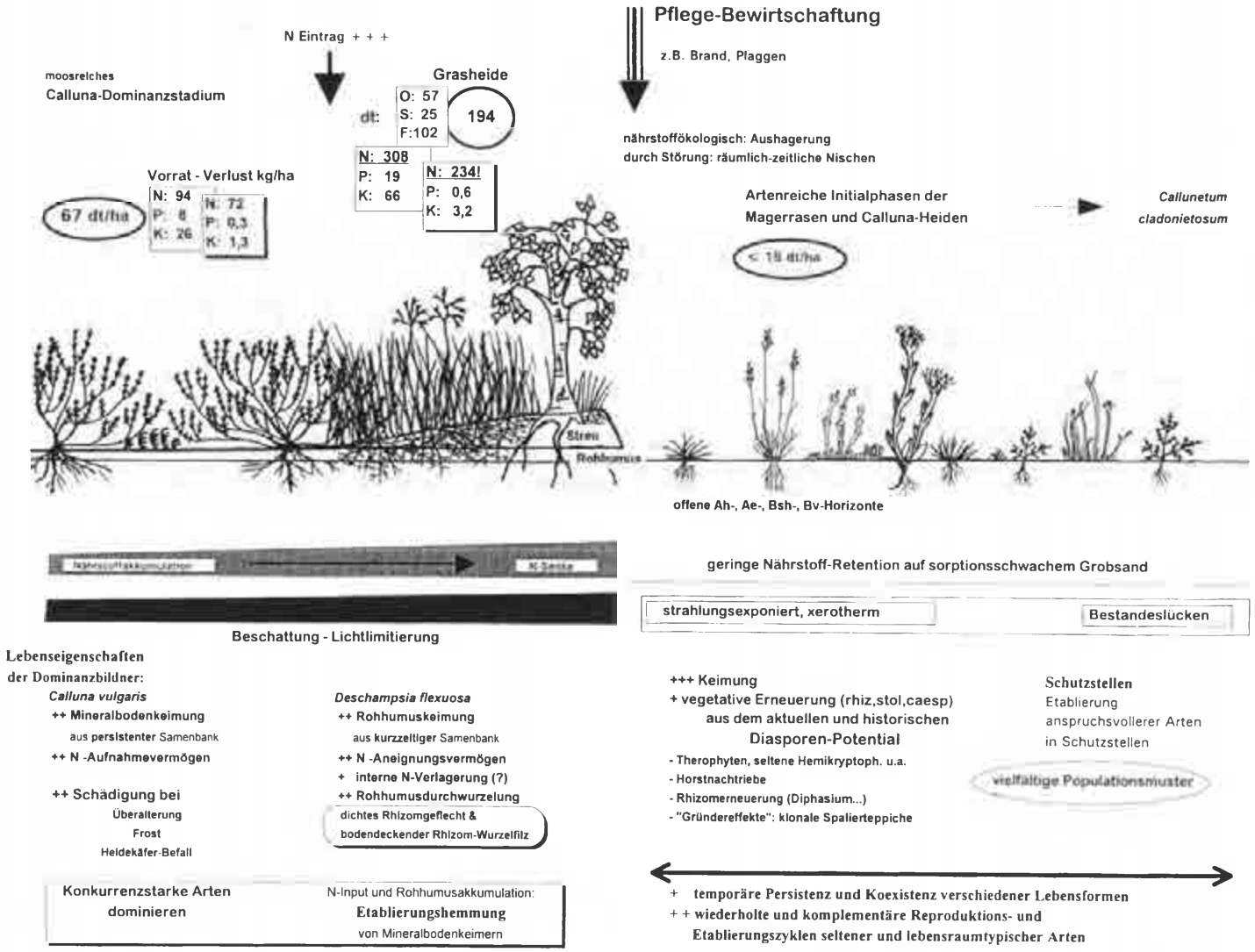


Abb. 6. Modell der Entwicklungs- und Erneuerungsprozesse in Alt-Heiden vor und nach Störung. In Deschampsia-Grasheiden wurden grüne Phyto-(O), Streu-(S) und die im Rohhumus wachsende Rhizom- und Wurzelbiomasse(F) separat geerntet. Die möglichen Nährstoffverluste durch Intensiv-Brand sind nach eigenen Daten (Oberirdische Phytomasse-Produktion und Mineralstoffmengen; Mittelwerte) und den von Allen (1964) ermittelten prozentualen Verlusten bei Brand berechnet. Die in einem früher gemähten Calluna-Bestand gemessene Produktion ist in Anbetracht der von Gimingham (1972) berichtetenDaten (bis zu 230 dt/ha) aus britischen Heiden gering; demnach dürften Biomasse und Stoffvorräte in den heute besser mit Stickstoff versorgten und unbewirtschafteten Altheiden der Lüneburger Heide z. T. an jene der Deschampsia-Grasheiden heranreichen (vgl. Steubing 1993).

mend von *Molinia caerulea* verdrängt werden.

Eutrophierung und hohe Nährstoffretention im ehemals oligotrophen Heidesystem trifft also nicht nur niedrigwüchsige Störungszeiger und Düngerflieher – mit *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* sind auch die Hauptkonstituenten der Heide-Ökosysteme betroffen. Auch vor diesem Hintergrund erscheint es daher naheliegend, den notwendigen „Verarmungseffekt" (*Muhle* 1974) mit Brand herbeizuführen – auch „um nitrophile Ersatzgesellschaften zu vermeiden", was *Tüxen* (1970) zu bedenken gab. Das vorgestellte Modell zur Besiedlungsdynamik macht verständlich, daß Brand darüber hinaus Besiedlungsfenster schafft, die den unterschiedlichen Lebenseigenschaften und Regenerationsstrategien der beteiligten Arten Rechnung tragen. Beschränkte Kleinflächenbrände erzeugen und konservieren ein räumlich, zeitlich und biotisch wechselndes Muster von Lebensbedingungen, „an uneven patchy stand" (*Gimingham* 1996).

Zweifel sind im idealisierten Modell der Abbildung 6 dann angebracht, wenn die nährstoffökologische Situation auch *nach* dem Brand rasch wieder zur Dominanz der Vor-Brand-Vegetation führt. Seien es die geschlossene *Calluna*-Decke nach 3–5 Jahren oder klonale Ausbreitungsmuster von *Vaccinium*- bzw. Grasarten, die sowohl von der erhöhten Nachlieferung aus dem Ah-Horizont, mehr noch von erhöhten Stickstoffeinträgen profitieren. In der Lüneburger Heide gemessene Einträge von 10 bis fast 30 kg/ha N überschreiten die von *Steubing* (1993) für einen dauerhaften Erhalt nicht genutzter Heiden genannten Schwellenwerte von 3–5 kg beträchtlich. Mögen solche Größenordnungen phasenweise noch *Calluna* fördern – auch Brand zielt unter diesen

Umständen hauptsächlich auf die Verjüngung von *Calluna* –, die notwendige temporäre Persistenz für die Erhaltung der vollständigen Artenkombination verschiedener Heideausbildungen verengt sich damit zusehends. Zur Verbesserung der Ressourcenqualität, hier Artenzusammensetzung und notwendige ökologische Nischen, im Sinne der Wiederherstellung und Erhaltung des historischen biotischen Inventars (*Pfadenhauer* 1993) muß daher daran gedacht werden, zumindest kleinräumig auch Plaggverfahren in Betracht zu ziehen.

Der Vergleich von Plaggen, gemeint sind maschinelle Plaggverfahren, mit Brand zeigt, daß beide Methoden sich sinnvoll ergänzen können (Tab. 4). Zwar führt Tiefplaggen (5–15 cm) zur Aushagerung des Diasporenvorrates, seltene und lebensraumtypische Arten müssen danach erst einwandern. Dieser Nachteil ist zugunsten offener, nährstoffarmer und sorptionsschwacher Sandstandorte in Kauf zu nehmen. Hier finden nach Untersuchungen von *Müller* et al. (1993) langlebigere und kleinwüchsige, seltene Arten längerfristig konkurrenzfreie Standorte.

Zu Zeiten der Plaggennutzung gab es diese Offenstellen in beträchtlichem Umfang, auf denen *Graebner* (1925) die Ansiedlung von *Arnica montana* „in Menge" berichtete. Zu Anfang des letzten Jahrhunderts wurde eindringlich die folgenreiche Wirkung des Sandflugs aus solchen Wüstungsgebieten beklagt (*Meyer* zit. in *Graebner*). Heute bieten wiederum Truppenübungsplätze, geprägt von einem Nebeneinander geplanter und unwillkürlicher Dynamik (*Lüttkepohl* und *Prüter* 1996), letzte Voraussetzungen für ein mosaikartiges Ineinandergreifen kleinräumiger Störungsmuster. Hierbei kommen neben dem Feuer als gestaltendem Element auch mechanischen Bodenverletzungen große Bedeutung zu. Begrenzt auf kleinsträumige Spuren, allenfalls lokal auf arrondierte Areale konzentriert und nicht zu verwechseln mit großflächigen Panzerübungstrassen (vgl. „Rote Flächen" bei Schneverdingen), bieten gravierende Störstellen inmitten der „Brand-Landschaft" zentraler Übungsplatzbereiche jenen seltenen Pionier- und Magerzeigern ideale Bedingungen. Bemerkenswerte *Arnica-*, *Arctostaphylos* und *Scorzonera*-Vorkommen in Munster-Süd sind in dieser Verbindung von kleinräumigen eingestreuten Reproduktionsarealen mit größeren Brandstandorten zu sehen; zwischen diesen Biotopen ist Populationsaustausch möglich, ganz im Gegensatz zu den letzten isolierten Vorkommen im NSG Lüneburger Heide.

Notwendig sind heute durch verschiedene Pflegemaßnahmen erfolgreich imitierte Bewirtschaftungsformen, die fern von dominanten *Calluna*- oder Grasheidebeständen das gesamte Artenspektrum der Sandheiden und ihrer standörtlich und zeitlich anschließenden Kontaktgesellschaften sicherstellen. Das schließt devastierte Störstellen mit Magerrasen-Initialen (Spergulo-Corynephoretum) auf trockenen Sandheiden ebenso ein wie die entsprechende Pioniervegetation der Feuchtheiden oder eingestreute Borstgras-Mosaike, mitsamt verschiedener Sukzessionstadien als Ausdruck raum-zeitlicher Prozesse (*Müller* i. Vorb.).

Im Lichte verzweifelter Bemühungen, nach der Bewirtschaftungsaufgabe vielerorts Vergrasungsprobleme, Eutrophierung und Verbuschung zu verhindern, die Erhaltung einer lebensraumraumtypischen Heidelandschaft mithin auf längere Sicht durch Pflegeverfahren oder alternative (nicht traditionelle) Bewirtschaftungsweisen (sensu *Pfadenhauer* 1993) zu gewährleisten, können ungeplante Brände und gelegentliche kleinräumige Störungen für die gelungene Erhaltung eines reichhaltigen, facettenreichen Heide-Lebensraums sorgen. Auch für Ökosysteme außerhalb arider Regionen ist Feuer, wie *Moore* (1996) betont, wegen seiner „ecologically rejuvenating qualities" wichtig – weil dadurch mykorrhizaschädigende pflanzliche Phenolverbindungen verbrennen und somit bodenbiologische Wachstumsinhibitoren beseitigt werden. Da Brandflächen gern als Balzplätze vom Birkhuhn angenommen werden, erscheint militärischer Übungsbetrieb nach Untersuchungen von *Lütkepohl* und *Prüter* (1996) heute nahezu als einzige rezente Nutzung, durch die Birkhuhnlebensräume noch geschaffen und erhalten werden.

Maßnahmen dieser Art sind eine sektorale Entlastung von Heideökosystemen; sie müssen zumindest dort von kleinräumigen Plaggverfahren ergänzt werden, wo nach Brand hohe Nährstoffressourcen im obersten Mineralbodenhorizont weiterhin die rasche

Tab. 4. Vergleich der Wirkungen von Brand und (maschinellem Tief-)Plaggen auf die Regeneration von Sandheiden.

(Tief-) Plaggen	Brand
+++ N-output: Ressourcenlimitierung +++ Aushagerung *Deschampsia*	++ N-output + bis +++ Zerstörung der Grasfilz-Rohhumusauflage und Zerstörung d.*Deschampsia*-Samenbank
- - - Zerstörung der Samenbank und Bodenstruktur (Sorbtionskapazität: Wasser, Nährstoffe)	° Erhaltung von Bodenstruktur u n d Samenbank -Aktivierung durch Brand
+++ potentielle Besiedlung *** *langlebigere, kleinwüchsige Arten* ° seltene Arten (*Arnica*, *Antennaria*...) müssen erst einwandern Nachwanderungsmöglichkeit ??? > *Calluna*-Keimung u. Entw. mittelfristig > windverbreitete Arten (*Agrostis* etc.)	+++ aktuelle Besiedlung ***regenerationsfähige Arten ° seltene Arten (*Arnica*, *Antennaria*...) aus dem Diasporenvorrat !? vegetative Re-Etablierung > *Calluna*-Keimung kurzfristig
Entwicklung & Persistenz:	
Silikat-Magerrasen z.B. Silbergrasgesellschaften	***Vielfältige Ginster-Heiden*** z.T. Borstgras-Magerrasen
**** Flechten (langerfristige Entw.) *Pionier besiedler (Wi-verbreitet)*	**** Flechten (mittelfrist.Entw.) *Regeneration aus Thallusrelikten*

Dominanz artenärmster *Calluna*-Heiden fördern. Schließlich kann erfolgreicher Einsatz zur Heide-Erhaltung nicht darüber hinwegtäuschen, daß die Verbrennung organischer Ressourcen im Gegensatz zur kleinbäuerlichen zyklischen Bewirtschaftung nicht zuletzt wegen der damit verbundenen Kohlendioxidfreisetzung eine zusätzliche Belastung der Atmosphäre darstellt. Auch ist es nicht leicht, wenn nicht unmöglich, jene historischen Faktorenkonstellationen exakt „nachzubauen", die zur bekannten nicht nur ästhetisch eindrucksvollen Diversität des Heide-Lebensraumes geführt haben. Vielleicht ist deren Ergebnis mit den vorgestellten, brandbetonten Maßnahmen zumindest annähernd zu sichern – und damit eine historisch „einmalige" (*Preising* und *Tüxen*) Kulturlandschaft zu erhalten.

Dank

Für die langjährige Unterstützung und Anregungen der Heidearbeiten danken wir Herrn Prof. Dr. Hermann *Cordes*, der *Standortkommandantur Munster* verdanken wir wertvolle Informationen und die Aufenthalte auf dem TrpÜbPl. Munster-Süd. Dem *Verein Naturschutzpark* (VNP) danken wir für Hinweise und die Erlaubnis der Untersuchungen auf den Flächen bei Niederhaverbeck.

Zusammenfassung

Sporadische und wiederholte Brände auf Schießplätzen (TrpÜbPl. Munster) und im NSG Lüneburger Heide waren Anlaß, die Revitalisierung von *Calluna*-Heiden nach Brand in Nordwestdeutschland zu untersuchen. Im Mittelpunkt der Beobachtungen standen vor allem die für den Regenerationserfolg entscheidenden Überlebenseigenschaften der Arten der Heideökosysteme.

Neben der generativen Regeneration von *Calluna vulgaris* aus der persistenten Samenbank (>10000 Keiml./m²) ist deren vegetative Erneuerung nach dem Brand bedeutsam. Auch weitere lebensraumtypische, heute seltene Arten (*Diphasium tristachium, Scorzonera humilis* u.a.) können auf den offenen konkurrenzfreien Nach-Brandstandorten aus dem Diasporenvorrat große Populationen aufbauen. Pionierarten und konkurrenzschwachen Arten (*Aira, Arctostaphylos, Arnica montana*) kommt dabei neben günstigen Lichtbedingungen auch die Nährstoffverringerung durch Brand zugute. Unverbrannte Streu- und Rohhumusauflagen verhindern dagegen die Keimung der meisten Arten. Nur solchen Arten, die unmittelbar nach dem Brand aus oberirdischen Seitenknospen regenerieren (*Betula* spp.), und jenen, die aus intakten unterirdischen Sproß- und Wurzelteilen austreiben, gelingt die Erneuerung im Rohhumus. Horstwüchsige Arten (*Nardus stricta, Molinia caerulea*) treiben auf feuchten Brandflächen rasch wieder nach. Gute Regeneration nach Brand zeigen auch Boden-Flechten. Aus unverbrannten Lagerschuppen und Soredien entwickeln sich auf offenen Brandflächen innerhalb eines Jahres erneut vitale Populationen. Am stärksten geschädigt wird der feuerempfindliche Wacholder (*Juniperus communis*); verbreitungs- und keimungsbiologisch bedingte Etablierungsprobleme limitieren die Erneuerung von Wacholder-Heiden auf längere Sicht. Für die meisten anderen Arten aber bietet Brand Besiedlungsmöglichkeiten und erzeugt so ein räumlich und zeitlich vielfältiges Muster von Lebensbedingungen, die den unterschiedlichen Lebenseigenschaften und Regenerationsstrategien der beteiligten Arten Rechnung tragen. Nährstoffbegünstigte „Vergrasungen" und Regeneration der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) aus dem transienten Samenvorrat können nur durch völlige Zerstörung der Humusauflage (Intensiv-Brand!) erfolgreich verhindert werden. Um längerfristig konkurrenzfreie Standorte für seltene lebensraumtypische Arten zu gewährleisten, sind auf nährstoffreicheren Standorten aufwendige Plaggverfahren notwendig.

Die Besiedlungsdynamik nach Brand weist auf eine hohe Variabilität möglicher Entwicklungen. Sie beruht auf dem ökologischen Verhalten der beteiligten Arten und der Ungewißheit des Brandgeschehens und macht zugleich verständlich, daß Brand geeignet ist, um gegenwärtige Probleme in norddeutschen Heiden in den Griff zu bekommen und die Erhaltung des facettenreichen Heide-Lebensraums zu gewährleisten.

Summary

Regeneration strategies and early vegetation dynamics in Calluna heathland after burning

In Great Britain controlled burning is a widely used means of managing heathland. The effectiveness of this method to conserve and revitalise large areas of heathland was studied in the "Lüneburger Heide" (Northwest Germany). This area provided comparative conditions to study the post-fire recolonization of species of *Calluna* heathland as a result of local, uncontrolled and repeated burning in the artillery ranges and in the nature preserve. Particular attention was given to early vegetation dynamics after burning, with the main focus being on the survival strategies of species in the heathland-ecosystem.

Burning improves both the generative regeneration of *Calluna* from the persistent seed bank and the vegetative renewal of shoots. Due to the removal of the organic layers by fire rare and threatened heathland species (*Diphasium tristachium, Scorzonera humilis* etc.) are able to build up large populations from surviving diaspores. In the aftermath of burning pioneer species and weaker competitors (*Aira, Arctostaphylos, Arnica montana*) are also able to benefit from the enhanced light conditions and the depletion of mineral nutrients. In normal circumstances unburnt litter or raw humus-layer would impede seedling regeneration of many species: only such species which are able to regenerate from lateral buds (*Betula* spp.) or to resprout from intact subsoil shoot and root-parts can re-establish themselves on raw humus. On moist sites where burning has taken place species with cespitose growth form (*Nardus stricta, Molinia coerulea*) sprout quickly. Terricolous lichens show also a good post-fire regeneration: they renew from unburnt squamules and soredia generating new populations in open sites as quickly as one year after burning.

The fire sensitive coniferous shrub Juniper is the species which shows particulary strong signs of damage after burning. Re-establishment of *Juniperus communis*-heathland is limited by the constraints of dispersal and germination of common Juniper. However, most

of other heathland species benefit from burning as a result of fast colonization capabilities. Burning creates a variety of patterns in time and space where different vital attributes and regenerative strategies are realized. Thus, early colonization of species on apparently destroyed bare ground occurs rapidly.

Only complete destruction of the humus layer (through intensive burning) can prevent an undesired predominance of *Deschampsia flexuosa* after nutrient accumulation and regeneration from the transient seed bank. In order to maintain a long-term site for the reproduction of oligotrophic heathland-species the removal of top soils rich in nutrient by sod sod-cutting or small scaled disturbances (e.g. by tracked vehicles) are necessary.

The observation suggests that early recovery and succession in burnt heathlands have both a deterministic component, founded in the life properties of the component species, and a stochastical component reflecting site history and unpredictable variations of fire and top soil interactions. A combination of these characteristics seems to favour burning as an reliable approach for successful heathland management: the conditions created appear to promote "an uneven patchy stand" of heath and thereby solve existing problems in the management of heathland in Germany.

8. Literatur

Aerts, R., 1989: Plant strategies and nutrient cycling in heathland ecosystems. – Proefschrift, Rijksuniversiteit te Utrecht.

Aerts, R., Heil, G. W.(eds.), 1993: Heathlands: Pattern and processes in a changing environment. – Geobotany 20, 223 S. Dordrecht (Kluwer).

Allen, S. E., 1964: Chemical aspects of heather burning. – J. appl. Ecol. 1, 347–367.

Bakker, J. P., Bakker, E. S., Rosen, E., Verweij, G. L., Bekker, R. M., 1996: Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to Juniperus shrubland. – J. Veg. Science 7, 165–176.

Böhling, N., 1995: Zeigerwerte der Phanerogamen-Flora von Naxos (Griechenland). Ein Beitrag zur ökologischen Kennzeichnung der mediterranen Pflanzenwelt. – Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A 533, 1–75.

Bronnenhuber, R., 1993: Flechten in geplaggten Sandheiden. Ihre ökologischen Ansprüche, Besiedlung und Sukzession. Unveröff. – Diplomarbeit FB2, Universität Bremen.

Buchwald, K., 1984: Zum Schutze des Gesellschaftsinventars vorindustriell geprägter Kulturlandschaften in Industriestaaten – Fallstudie Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Phytocoenologia 12, 395–432.

Bruggink, M., 1993: Seed bank, germination, and establishment of ericaceous and gramineous species in heathlands. In: Aerts, R., Heil, G. W. (eds.): Heathlands: Pattern and processes in a changing environment. – Geobotany 20, 153–180. Dordrecht (Kluwer).

Daniels, F. J. A., Biermann, R., Breder, C., 1993: Über Kryptogamen-Synusien in Vegetationskomplexen binnenländischer Heidelandschaften. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 199–219.

Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. 683 S. – Stuttgart (Ulmer).

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., 1095 S. (1. Aufl.: 1963). – Stuttgart (Ulmer).

Ellenberg, H., Mueller-Dombois, D., 1967: A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. – Ber. Geobot. Inst. ETH Stiftg. Rübel Zürich 37, 56–73.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobot. 18, 248 S.

Ellenberg, H. jun., 1989: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz. – NNA-Berichte 2, 4–13.

Garve, E., 1994: Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 30/1–2, 1–895 (Hannover).

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of heathlands. – London (Chapman & Hall).

Gimingham, C. H., 1992: The lowland heathland management handbook. – English Nature Science No. 8, 1–201. Peterborough (English Nature).

Gimingham, C. H., 1994: Lowland heaths of West Europe: management for conservation. – Phytocoenologia 24, 615–626.

Gimingham, C. H., 1996: Vegetational dynamics in *Calluna* heaths. – Verh. Ges. Ökol. 25, 235–240.

Gimingham, C. H., Hobbs, R. J., Mallik, A. U., 1981: Community dynamics in relation to management of heathland vegetation in Scotland. – Vegetatio 46, 149–155.

Graebner, P., 1925: Die Heide Norddeutschlands und die sich anschließenden Formationen in biologischer Betrachtung. 2. Aufl. (1. Aufl. 1901). – Leipzig (Engelmann).

Grime, J. P., Hodgson, J. G., Hunt, R., 1988: Comparative plant eciology. – London (U. Hyman).

Hansen, K., 1964: Studies on the regeneration of heath vegetation after burning-off. – Bot. Tidskrift 60, 1–41.

Harper, J. L., 1977: Population biology of plants. – London (Academic Press).

Hauck, M., 1996: Die Flechten Niedersachsens. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 36, 1–208 (Hannover).

Hegi, G. und Mitarb., 1981: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band I. 2. 3. Aufl. – Berlin, Hamburg (Parey).

Hellwig, U., 1991a: Untersuchungen zur Arealbildung des Wacholders (*Juniperus communis* L.) in Nordwestdeutschland. Ber. naturhist. Ges. Hannover 133, 159–171.

Hellwig, U., 1991b: Neues über den Wacholder. – Natursch. & Naturparke 141, 10–15.

Hobbs, R. J., Gimingham, C. H., 1984: Studies on fire in Scottish heathland communities II. Post-fire vegetation development. – J. Ecol. 72, 585–610.

Hobbs, R. J., Mallik, A. U., Gimingham, C. H., 1984: Studies on fire in Scottish heathland communities III. Vital attributes of the species. – J. Ecol. 72, 963–976.

Hübotter, P., Preising, E., 1983: Karten zur Landschaftsgeschichte der Lüneburger Heide. – Naturschutz- u. Naturparke 109, Beilage.

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

Kaiser, T., 1995: Sandheiden (Genisto anglicae-Callunetum vulgaris) und deren Kontaktgesellschaften auf dem NATO-Truppenübungsplatz

Bergen (Niedersachsen, Lüneburger Heide). – Jb. Naturw. Verein Fstm. Lgb. 40, 209–222.

Kinder, M., Vagts, I., Müller, J., 1992: Auswirkung der Flechtenvegetation auf die Sukzession eines Sandtrockenrasens. – Intern. J. Mycology and Lichenology 5, 67–76.

Klapp, E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. – Berlin, Hamburg (Parey).

Kossel, H., 1975: Bemerkungen zur Flora des Truppenübungsplatzes Bergen/Hohne. – Gött. Flor. Briefe 9, 39–41.

Leuschner, C., Immenroth, J., 1994: Landschaftsveränderungen in der Lüneburger Heide 1970–1985. Dokumentation und Bilanzierung auf der Grundlange historischer Karten. Arch. f. Natursch. & Landschaftsforsch. 33, 85–139.

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

Livingston, R. B., 1972: Influence of birds, stones and soil on the establishment of pasture juniper, *Juniperus communis*, and red cedar, *J. virginiana* in New England pastures. – Ecology 53, 1141–1147.

Lütkepohl, M., 1993: Schutz und Erhaltung der Heide. – NNA-Berichte 6 (3), 10–19.

Lütkepohl, M., 1996: Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 96.1, 48–53.

Lütkepohl, M., Prüter, J., 1996: Rauhfußhühner und Kulturlandschaft. – NNA-Berichte 96.1, 2–5.

Mallik, A. U., Gimingham, C. H., 1983: Regeneration of heathland plants following burning. – Vegetatio: 153, 45–58.

Mallik, A. U., Gimingham, C. H., 1985: Ecological effects of heather burning II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. – J. Ecol. 73, 633–644.

Melber, A., 1989: Der Heidblattkäfer (*Lochmaea suturalis*) in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden. – Inform. dienst Natursch. Nieders. 9 (6), 101–124.

Miles, J., 1981: Problems in heathland and grassland dynamics. – Vegetatio 46, 61–74.

Miles, J., 1987: Vegetation succession: past and present perceptions. – In: Gray, A. J., Crawley, M. J., Edwards, P. J. (eds.) Colonization, succession and stability, 1–29. Oxford (Blackwell).

Miller, G. R., Miles, J., 1970: Regeneration of Heather (*Calluna vulgaris* [L.] Hull) at different ages and seasons in North-East Scotland. – J. appl. Ecology 7, 51–60.

Mirsch, A., 1996: Vegetationskundliche Untersuchungen auf ausgewählten Brandflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme. – Unveröff. Diplomarbeit FB 2, Universität Bremen, 108 S.

Moore, P. D., 1996: Fire damage soils our forests. – Nature 384, 312–313.

Muhle, O., 1974: Zur Ökologie und Erhaltung von Heidegesellschaften. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 145, 232–239.

Müller, J., Schilling, J., Schneider, K., 1985: Vegetationsveränderungen in flechtenreichen Sandheiden und Möglichkeiten der Erhaltung – dargestellt am Beispiel des „Schneeflechtenstandortes" der Lüneburger Heide. – Jb. Naturw. Verein Fstm. Lüneburg 37, 269–288.

Müller, J., Vagts, I., Kinder, M., Bronnenhuber, R., 1993: Vegetation dynamics and plant strategies in lichen dominated heathlands. – Scripta Geobot. 21, 39–51.

NNA – Nordeutsche Naturschutzakademie (Hrsg.), 1993: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege. – NNA-Berichte 6 (3), 1–80.

Noble, I. R., Slayter, R. O., 1980: The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. – Vegetatio 43, 5–21.

Oberdorfer, E., 1994: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Aufl. – Stuttgart (Ulmer).

Pfadenhauer, J., 1993: Ökologische Grundlagen für Nutzung, Pflege und Entwicklung von Heidevegetation. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 221–235.

Pott, R., 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands (2. Aufl.). – Stuttgart (Ulmer).

Preising, E., 1949: Nardo-Callunetea. – Zur Systematik der Zwergstrauch-Heiden und Magertriften Europas mit Ausnahme des Mediterran-Gebietes der Arktis. – Mittl. Flor.soz. Arb. Gem. N. F. 1, 82–94.

Preising, E., 1993: Schlußansprache zu „Heidelandschaften Mitteleuropas". – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 237–238.

Remmert, H., 1992: Ökologie. 5. Aufl. – Berlin (Springer).

Rothmaler, W., 1988: Exkursionsflora. Bd. 4, Kritischer Band. 7. Aufl. – Berlin (Volk und Wissen).

Runge, F., 1982: Der Vegetationswechsel nach einem tiefgreifenden Heidebrande. – Natur und Heimat 42, 82–84.

Steubing, L., 1993: Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. – Ber. 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.

Stöcklin, J., 1992: Umwelt, Morphologie und Wachstumsmuster klonaler Pflanzen – eine Übersicht. – Bot. Helv. 102, 3–21.

Tüxen, R., 1937: Die Pfanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. – Mitt. Flor.-Soziol. Arb.gem. Niedersachs. 3, 1–170.

Tüxen, R., 1968: Die Lüneburger Heide. – In: Kelle, A. Neuzeitliche Biologie, 9–56. Hannover (Schroedel).

Tüxen, R., 1970: Anwendung des Feuers im Naturschutz? – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 114, 99–104.

Vahle, H.-C., 1995: Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. – Natur und Landschaft 70, 295–301.

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

Wilmanns, O., 1993: Ericaceen-Zwergsträucher als Schlüsselarten. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 91–112.

Anschrift der Verfasser

Dr. Josef Müller
Dipl. Biol. Irene Vagts
Dipl. Biol. Eike Frese
Institut für Ökologie und
Evolutionsbiologie
– Geobotanik und Naturschutz –
Universität Bremen, FB 2
Postfach 330440
D-28334 Bremen
(e-mail: muellerj@uni-bremen.de)

Feuergeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide

von Manfred Lütkepohl und Anke Stubbe*

1. Zur Frage der Beteiligung von Feuer an der Entstehung von Heiden

Verschiedene Autoren sprechen die Vermutung aus, daß an der Entstehung der nordwestdeutschen Heiden natürliche oder vom Menschen gelegte Feuer beteiligt waren. So nennt *Lötschert* (1969) als eine Ursache für Verheidungsprozesse „immer wieder ausbrechende Waldbrände". Nach *Hausrath* (1911) kann nicht ausgeschlossen werden, daß Heiden unter Mitwirkung des Überlandbrennens der Steinzeitbewohner entstanden sind. *Meier* (1874) hält Feuer für „eins der gewöhnlichen Kulturmittel unserer Vorfahren". *Tüxen* (1938) vertritt die Auffassung, daß Holzeinschlag, Beweidung und Brand zur Umwandlung von ursprünglichen Eichen-Birkenwäldern in Heide geführt haben. Einen Beweis für prähistorische Feuer innerhalb der Heidelandschaft sieht *Tüxen* (1967) in einer Korrosion des Humus-Ortsteins unter Hügelgräbern durch die Kalilauge, die der Holzasche eines auf der Heide abgebrannten Reisigfeuers entstammt. Auf die Beteiligung von Feuer an der Heideentstehung weist auch eine pollenanalytische Untersuchung an Mooren im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide hin (*Becker* 1995). Der Anteil von Holzkohlerückständen in den Torfschichten steht vielfach in enger Wechselbeziehung zur Pollenkurve von *Calluna vulgaris*.

2. Die Bedeutung des Feuers in der Heidebauernwirtschaft

Die weite Verbreitung von Feuer als Maßnahme der Heideverjüngung in Nordwestdeutschland läßt sich anhand von Literaturquellen gut belegen. *Taube* (1769), der 1768 eine Reise von Celle nach Lauenburg unternahm, berichtet: „In den Heid-Gegenden werden keine anderen Schafe, als so genannte Heid-Schnucken ... gehalten, welche sich lediglich von der junggewachsenen Heide nähren müssen. Um diese wachsen zu lassen, haben sie in allen Heid-Gegenden den Gebrauch, die alte Heide anzuzünden. Dadurch aber entstehen oft, wenn das Feuer die Holzungen ergreift, in denselben gefährliche Brände, wovon man nicht selten unangenehme Überreste findet." Auch *Borggreve* (1875) weiß von häufigen Heidebränden zu berichten: „(Der Schäfer) zündet ... an einem schönen Sommertag die Haide an und läßt sie brennen, so gut wie sie will." Differenziertere Angaben zur Bedeutung des Brennens im Rahmen der Heidebauernwirtschaft macht *Graebner* (1895): „Die einzelnen Heidekrautpflanzen erreichen ... kein hohes Alter, in späteren Jahren zeigen sie ein geringes Wachstum, sie verkahlen und hören auf zu blühen. In diesem Zustande sind die Pflanzen für den Heidebauern und Imker von sehr geringem Nutzen, er zündet deshalb die ganze Fläche an und führt so eine Verjüngung der Heide herbei. Das schwarze, verkohlte Feld bedeckt sich mit jungen Pflänzchen, oder die alten, bis zur Erdoberfläche verbrannten Exemplare treiben aus den unterirdischen Teilen des Stammes neue Sprosse hervor ..." In einer späteren Publikation (1925) berichtet *Graebner*, daß das Brennen von Heide in einem Turnus von etwa 10 Jahren erfolgte und daß zuvor Buschwerk wie Wacholder von der Fläche geräumt wurde. *Graebner* erwähnt außerdem die Zwischennutzung von gebrannter Heide als Acker, der für ein bis zwei Jahre mit Buchweizen oder Hafer bestellt wird und danach wieder brachfällt und verheidet.

Nach *Meier* (1874) wurden die früher sehr häufigen Verjüngungsbrände in den Heiden im Lüneburgischen „Bröne" genannt, und sie trugen dem Förster, der dabei die Aufsicht führte, den sogenannten „Brönhammel" für seine Bemühungen ein.

Auf die Selbstverständlichkeit des Heidebrennens deutet auch die Angabe von *Focke* (1868/69), daß „Brandheide" der volkstümliche Name für *Calluna vulgaris* ist.

Peters (1862) zufolge gehörte das Heidebrennen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts schon weitgehend der Vergangenheit an: „Das Brennen der Heide ist ferner zu erwähnen. – Es geschieht, oder es geschah, um den Schafen eine bessere Weide zu verschaffen. Die Schafe lieben nicht die alte holzige Heide und vor Zeiten, als noch die Heide nicht bewältigt werden konnte und sie zu alt und holzig wurde, brannten die Schäfer größere Strecken ab, wonach dann die jung auswachsende Heide in den nächsten 3 bis 4 Jahren den Schafen eine sehr angenehme Weide bot. In der Zeit danach wurde sie freilich ganz schlecht, so zwar, daß der Kenner die Brandheide ... auf den ersten Blick herausfindet. Nur mit der Zeit erst, wenn man anfängt sie wieder zu durchhauen, verliert sie ihr krankhaftes Aussehen. Heute freilich kommen wenige oder keine Heidebewohner in die Verlegenheit brennen zu müssen; so sichtbar ist die Abnahme bereits."

Die rasche Verschlechterung des Zustandes der *Calluna*-Heide nach einer Verjüngung durch Brand wird von anderen Autoren nicht bestätigt. In der Literatur finden sich aber Hinweise darauf, daß durch Feuer zur ungünstigen Jahreszeit die Verjüngung von *Calluna vulgaris* verzögert werden kann. *Hausrath* (1930) schreibt dazu: „Bei einem Heidebrand werden in der Regel alle oberirdischen Teile sämtlicher Pflanzen vernichtet. Für das Fortbestehen der Heide nach dem Brande ist die Wirkung der Hitze von ausschlaggebender Bedeutung. Manchmal läuft das Feuer mit dem Winde nur schnell über die Heide hinweg, so daß nicht einmal alle oberirdischen Teile der Heidepflanzen vernichtet werden. Ganz anders ist es aber, wenn das Feuer bei großer Trockenheit gegen den Wind brennt, weil hier durch den starken Luftzug, der bei einem Heidebrand immer entsteht, fortwährend frischer Sauerstoff zugeführt wird. Ist

* Für Hinweise auf Literatur danken wir Klaus-Otto Lindemann.

an der Oberfläche eine starke Humusschicht vorhanden, so glimmt diese oft noch tagelang nach, und auch die Heidewurzeln werden vernichtet. So kann nach einem Brande die Fläche schon die nächsten Jahre üppig mit Heide bestanden sein, weil die Wurzeln unbeschädigt blieben. Anderseits können aber auch Jahre vergehen, bis sich wieder Heidebestand bildet."

Auch *de Smidt* (1955), der zwar Brennen im Spätwinter als Pflegemaßnahme empfiehlt, weist auf Nachteile von Sommerbränden hin, die meistens in einer trockenen Periode erfolgen, „so daß auch die Humusschicht mitverbrennt. Das bedeutet eine ernstliche Verarmung der Heide. Ein zweiter großer Nachteil der Sommerbrände liegt darin, daß dabei oft Stücke abbrennen, die zu einer Verjüngung noch nicht geeignet sind. Heide, die zu jung abbrennt (jünger als 10 Jahre), erfährt dadurch auch eine Verarmung."

Nach *Borggreve* (1873) waren Humusbrände, die er als „Erdfeuer" bezeichnet, zur Zeit der Heidebauernwirtschaft beabsichtigt, um den Böden einen Schub pflanzenverfügbarer Nährstoffe zuzuführen. Er schätzt, daß bei solchen Humusbränden etwa das 4- bis 8fache an Nährstoffen freigesetzt wird, als bei der jährlichen Humusmineralisation: „... Der Leser wird nun erwarten, daß auf der in ähnlicher Weise wie durch Plaggenhieb ihrer Pflanzendecke beraubten Fläche wieder massenhaft junge Heidepflanzen sich ansiedeln. Wenn er aber annimmt, daß die gebrannte, ähnlich wie die abgeplaggte Fläche im drittfolgenden Herbst schon wieder ein lilafarbenes Gewand trüge, so irrt er, – wenigstens in den meisten Fällen. Die durch das Brennen auf einmal löslich, also für die Pflanzen-Ernährung disponibel gewordenen Salze begünstigen in der Regel zunächst das Aufkommen einiger anspruchsvollerer, aristocratischer Gewächse, welche in der eigentlichen Heidevegetation zwar nicht sämtlich fehlen, aber doch wenigstens zurücktreten. Gewisse Compositen und Gräser, besonders Erigeron-, Senecio-, Aira*- und Festuca-Arten, je nach Boden und localem Vorkommen,

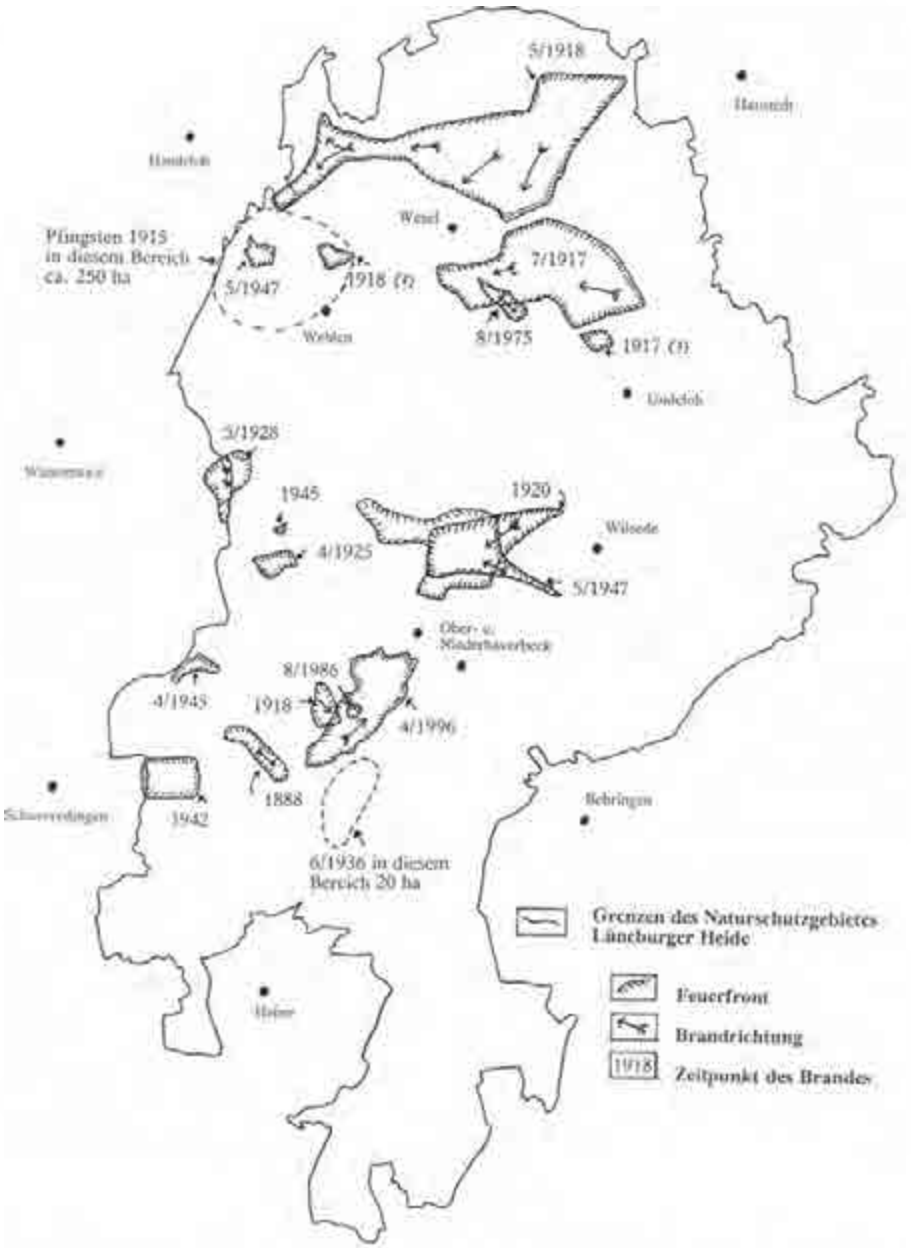


Abb. 1. Brände im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide Ende des 19. Jahrhunderts und im 20. Jahrhundert (Zeichnung A. Stubbe).

nehmen von der durch den Brand disponibel gewordenen Pflanzennahrung gleich den Löwen-Anteil vorweg.

Auch *Salix repens* schlägt nach dem Brand kräftig aus und bringt viele Samenpflanzen; nach ... Forstdirektor Burckhardt ... pflegt in manchen Haidgegenden u.a. auch *Arctostaphylos uva-ursi* auf frischen Brandflächen besonders stark zu wuchern ... Wie lange nun die zuerst erschienenen Gewächse auf der Brandfläche den herrschenden Bestand bilden, hängt wieder lediglich von der ferneren Behandlung dieser Fläche seitens des Menschen ab.

Wird, wie in der Regel, dieselbe mit Schafen etc. behütet, so wird in den meisten Fällen nach wenigen Jahren unsere *Calluna* mit ihren Trabanten das verlorene Territorium langsam wieder einnehmen. Das in den Gräsern verkörperte Plus von disponiblen Nährsalzen wird dann nicht auf der Fläche bleiben, sondern in dem Dünger der Schafe mehr oder weniger schnell über ihre Umgebung verbreitet resp. in dem Fleisch und der Wolle derselben entführt werden. Zugleich werden die erscheinenden Heidesämlinge auch bezüglich des Samen- und Feuchtigkeitsgenusses allmählich immer günstiger in dem Kampfe gegen die erscheinenden

* Anmerkung: Aira = *Aira flexuosa*, Synonym für *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele).

Gräser situiert sein, weil die letzteren von den Schafen bevorzugt und mithin kurz gehalten werden. Das Endresultat ist mithin in der Regel ein noch ausschließlicheres Herrschen der Haide als vor dem Brande ..., weil die Fläche noch mehr ‚verarmt' d.h. ihrer disponiblen Nährsalze beraubt ist, als solche Haideterrains, auf welchen die Humification nicht durch Feuer unterbrochen ... wurde."

3. Der Einfluß des Feuers nach dem Ende der Heidebauernwirtschaft

Nach dem Ende der Heidebauernwirtschaft wurden einige Heidegebiete als Truppenübungsplätze und Schießplätze umgenutzt. Dort wurde das Feuer zum bestimmenden Faktor für die Heideerhaltung (u.a. *Menzel* 1988, *Götze* 1996, *Ziemer* 1996, *Grüntjens* 1996).

Noch in den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts kam es nach Waldbränden zur Entstehung von zwei größeren *Calluna*-Heidegebieten. Auf einer ca. 1800 ha großen Brandfläche im Landkreis Lüchow-Dannenberg, auf der am 12. 8. 1975 überwiegend jüngere Kieferndickungen den Flammen zum Opfer gefallen waren, breiteten sich in den Jahren danach großflächig *Calluna*-Heiden und bodensaure Magerrasen aus. Während der überwiegende Teil des Gebietes wieder aufgeforstet wurde, blieb eine ca. 400 Hektar große Heidefläche im heutigen NSG Nemitzer Heide erhalten. Auf dem Standortübungsplatz Celle-Scheuen ist nach einem Waldbrand im Jahr 1976 eine ca. 150 Hektar große Heidefläche entstanden (*Ziemer* mündl.), die seitdem ebenfalls als Offenlandschaft erhalten wird.

Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, in dem großflächige Heidegebiete, die direkt aus der Heidebauernwirtschaft hervorgegangen sind, erhalten werden, versuchte man mit der Unterschutzstellung Feuer zu verhindern und setzte als Maßnahme zur Heidepflege hauptsächlich Beweidung und Entkusselung ein (*Lütkepohl* 1993). Im Zeitraum von 1924–1933 existierte mit der Heidewacht ein Aufsichtsdienst im Gebiet, zu dessen wesentlichen Aufgaben die Verhinderung von Heidebränden gehörte. Dennoch haben auch im Naturschutzgebiet Wildfeuer die Heidelandschaft stark geprägt. So schreibt *de Smidt* 1955: „Durch Unvorsichtigkeit im Umgang mit Feuer oder durch Brandstiftung werden im Laufe der Sommermonate beinahe jedes Jahr eine Anzahl von Heidebränden verursacht."

Durch Literaturauswertung und die Befragung von Einheimischen konnten die nachfolgend aufgeführten Brände im Naturschutzgebiet ermittelt werden. Daneben haben sich kleinere Heidebrände ereignet, über die keine Quellen existieren.

Tab. 1. Größere Brände im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide Ende des 19. Jahrhunderts und im 20. Jahrhundert

Jahr des Brandes	Gebiet	Größe der Brandfläche	Anteil von Wald, Heide u. Acker	Quelle
1888 12. 5.	nordöstlich Schneverdingen	ca. 43 ha	100 % Wald	Hanstein, U., 1997, schriftl.
1915* Pfingstsonntag	nordwestlich von Wehlen	ca. 250 ha	100 % Wald?	Imkenberg, K., 1911–1932
1917 8. 7.	zwischen Wesel u. Undeloh	ca. 500 ha	70 % Heide 25 % Wald 5 % Acker	Duve, C., 1970
1918	im Nordteil des heutigen NSG	ca. 960 ha	80 % Heide 15 % Wald 5 % Acker	Duve, C., 1970
1918	südwestlich Haverbeck	ca. 56 ha	100 % Wald	Duve, C., 1970, u. Hanstein, U., 1997, schriftl.
1920	westl. Wilsede u. nördlich Haverbeck	ca. 300 ha	50 % Wald 50 % Heide	Duve, C., 1970, u. Menke, W., 1996, mdl. u. Hanstein, U., 1997, schriftl.
1925 12. 4.	im Westteil des NSG	ca. 35 ha	100 % Wald	Duve, C., 1970
1928 4. 5.	östl. Wintermoor	ca. 75 ha	100 % Wald	Duve, C., 1970, u. Hanstein, U., 1997, schriftl.
1936* Juni	nördlich Heber (zwischen Bockheber und Wulfsberg)	ca. 20 ha	100 % Heide	Verein Naturschutzpark, 1966
1942 Sommer	östlich Schneverdingen	ca. 100 ha	100 % Heide	Alvermann, C., 1997, mdl.
1945 April	nordöstlich Schneverdingen	ca. 36 ha	100 % Wald	Alvermann, C., 1997, mdl.
1945	südöstlich Wintermoor	ca. 5 ha	100 % Wald	Hanstein, U., 1997, schriftl.
1947 7. 5.	nordwestlich Wehlen	ca. 30 ha	100 % Wald	Bredthauer, K., 1997, schriftl.
1947 4./5. 5.	westlich Wilsede	ca. 225 ha	70 % Wald 30 % Heide	Menke, W., 1996, Alvermann, C., u. Hasselmann, H., 1997, mdl. u. Hanstein, U., 1997, schriftl.
1975 12. 8.	zwischen Wesel u. Undeloh	ca. 34 ha	50 % Wald 40 % Acker 10 % Heide	Rademacher, W., 1997, mdl.
1983 6. 9.	südwestlich Haverbeck	ca. 10 ha	100 % Heide	Jüttner, E., 1997, mdl.
1996 21. 4.	südwestlich Haverbeck	ca. 250 ha	90 % Heide 10 % Wald	eigene Erfassung

Die in der Tabelle aufgeführten Brände umfassen eine Fläche von mindestens 5 ha Größe.
Mit * versehene Brände konnten nicht genau lokalisiert werden.
Die Anteile von abgebranntem Wald, Heide und Acker (der Begriff steht für alle landwirtschaftlichen Nutzflächen) sind Schätzwerte nach Karten.

Kontrolliertes Brennen wurde für das Naturschutzgebiet erstmals in einem Gutachten zum Zustand und zur Behandlung der Heideflächen im Jahre 1955 von *de Smidt* empfohlen: „Die Heide einmal innerhalb von 15 Jahren abzubrennen, ist eine Verjüngungsmethode, die sich in den Niederlanden bis jetzt in der Praxis am besten bewährt hat. Das Abbrennen muß in den Monaten Februar oder März geschehen. Die Pflanze befindet sich dann noch in der Winterruhe und der Humus und die Moosschicht sind sehr feucht. Die oberirdischen Teile der Heide brennen ab, Humus und Moosschicht jedoch bleiben erhalten. Die alten Heidepflanzen treiben im Frühling wieder aus, und zugleich keimen die in der Humusschicht befindlichen Samen, aus denen sich junge, lebensfähige Heidesträucher entwickeln. Haben sich bereits Gräser in der Heide angesiedelt, so breiten sich diese nach dem Brand zuerst aus. Nach einigen Jahren, wenn die Heide hoch genug ist, um sich behaupten zu können, nehmen die Gräser wieder ab. Haben die Gräser einmal die Oberhand, so übt das Brennen auf die Heide keine günstige Wirkung mehr aus. Man muß dann warten, daß die Heide auf natürliche Weise wieder zurückkehrt."

Preising berichtete 1969/70, daß das Abbrennen in den Heidenaturschutzgebieten Niedersachsens nicht ausgeübt wird, und forderte, dieser Möglichkeit der Heidepflege in Zukunft eine hohe Beachtung zu schenken. *Preising* betonte, „daß die Heidevegetation ... in hohem Maße eine Brandkultur ist und die ihr eigentümlichen Lebewesen als Art in ihren Lebensbedingungen und ihrem Verhalten darauf eingestellt sind ...".

Auch *Tüxen* empfiehlt 1973 das Brennen als Pflegemaßnahme im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide und geht davon aus, daß die Gefahr für die Lebensgemeinschaften der Heide nicht überschätzt werden muß, wenn zur richtigen Zeit (Ende Februar/März) und auf nicht zu großen Flächen gebrannt wird.

Trotz der bereits seit Mitte der 50er Jahre ausgesprochenen Empfehlungen erfolgt kontrolliertes Brennen im NSG Lüneburger Heide erst seit 1993 (*Lütkepohl, Melbert* und *Prüter* 1997).

Eine große Brandfläche, die nach einem Wildfeuer im April 1996 entstan-

Abb. 2. Wo Calluna vulgaris keine Stockausschläge bildet, erscheinen als typische Brandfolgepflanzen vielfach Bestände aus Rumex acetosella (Foto: M. Lütkepohl).

Abb. 3. Besonders in den jungen verbrannten Besenheidebeständen erscheinen neben Stockausschlägen auch zahlreiche Keimlinge (Foto: A. Stubbe).

Abb. 4. Junge Heide, die nach dem Feuer im April üppige Stockausschläge gebildet hat, konnte im Sommer schon wieder von Radnetzspinnen besiedelt werden (Foto: M. Lütkepohl).

Abb. 5. Dieser ca. 10jährige Callunabestand hat nach dem Brand im April kräftige Stockausschläge gebildet und blühte im September bereits wieder (Foto: A. Stubbe).

Abb. 7. Verbrannter Wacholder kann sich nicht durch Stockausschläge regenerieren. Vaccinium myrtillus in der Bodenvegetation ist nach dem Feuer im April sofort wieder ausgetrieben (Foto: M. Lütkepohl)

Abb. 8. Die Kiefern auf einem in der Brandfläche gelegenen Kleinmoor sind dem Feuer zum Opfer gefallen. Solche Brandereignisse könnten auch in historischer Zeit eine Bedeutung für die Offenhaltung von Kleinmooren gehabt haben (Foto: M. Lütkepohl).

Abb. 6. Junge verbrannte Birken haben in der Vegetationsperiode nach dem Feuer kräftige Stockausschläge gebildet (Foto: A. Stubbe).

den war, wurde genutzt, um die Regeneration der Vegetation gründlich zu dokumentieren.

4. Prozesse der Regeneration nach einem Wildfeuer im Jahr 1996

Am 21. 4. 1996 brach an einem warmen, windigen Tag ein Feuer in einem Wald südwestlich von Niederhaverbeck aus und lief in die angrenzenden Heideflächen. Die Trockenheit des Winters 95/96 und die seit Tagen herrschende warme Witterung begünstigten das rasche Ausbreiten des Feuers, welches durch den Wind in nordöstliche Richtung getrieben wurde, über das Wümmemoor sprang und sich innerhalb von vier Stunden ca. vier Kilometer bis kurz vor Niederhaverbeck fortbewegte. Dort konnte es dann aufgehalten und gelöscht werden.

Gut 250 ha vornehmlich Heideflächen brannten bei diesem Ereignis ab. Das Feuer war relativ schnell über die Fläche gelaufen, so daß nur der oberste Zentimeter der Humusschicht verbrannte. Bei einer Kartierung kurz nach dem Brand zeigte sich, daß etwa 70 % des Bodenbewuchses auf der Fläche den Flammen zum Opfer gefallen war. Besonders in dem Bereich, wo das Feuer

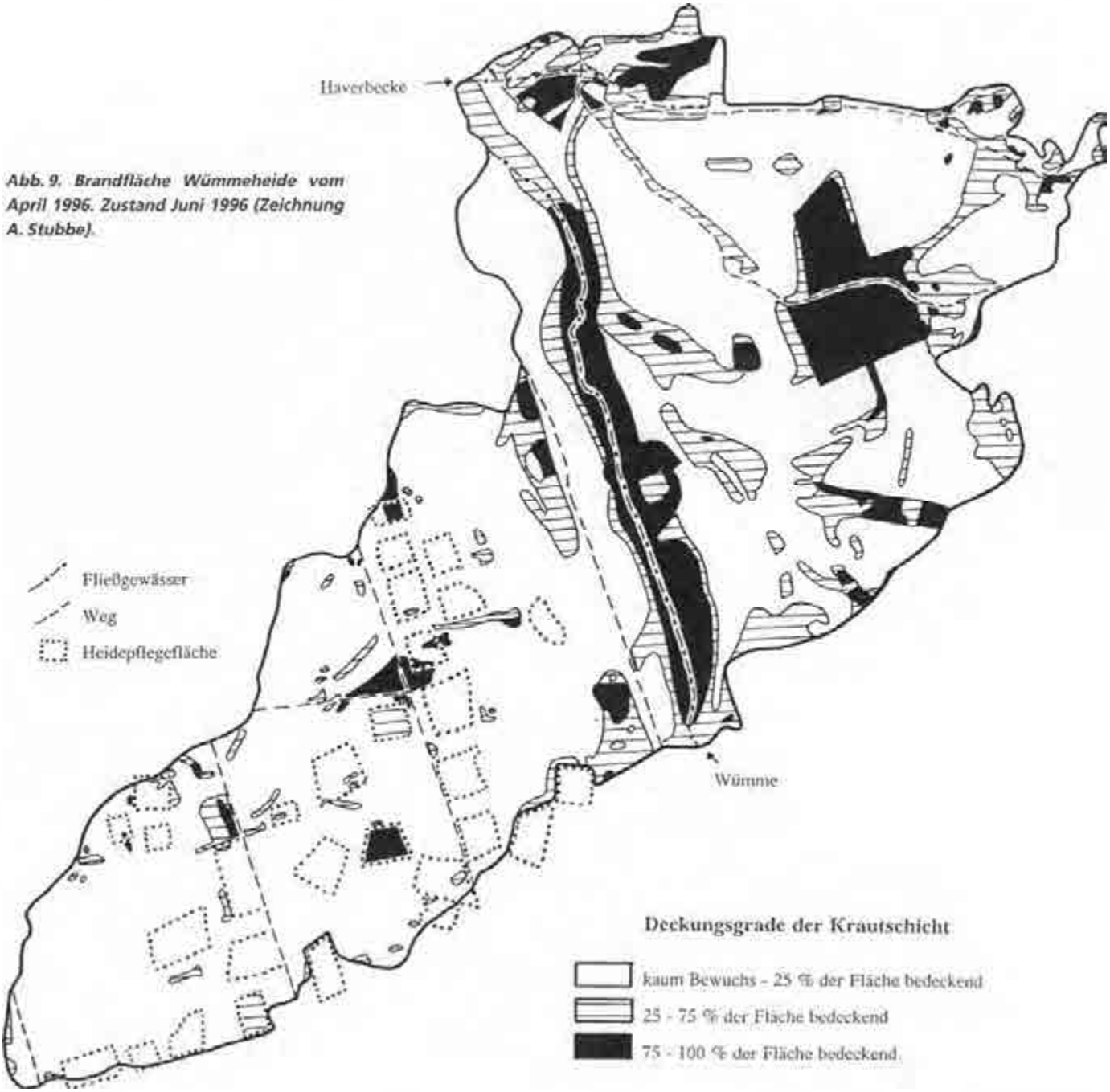


Abb. 9. Brandfläche Wümmeheide vom April 1996. Zustand Juni 1996 (Zeichnung A. Stubbe).

kurz nach dem Ausbruch entlang lief, zeigte sich fast ausschließlich schwarzer Boden. Im quer zur Ausbreitungsrichtung des Brandes verlaufenden Wümmemoor hatten die Flammen fast ausschließlich die alten Grasbulten des Pfeifengrases (*Molinia caerulea*) ergriffen und ansonsten kaum eine Schädigung des Bodenbewuchses bewirkt. Im weiteren Verlauf des Brandes war es nicht mehr zu so großflächigen starken Schädigungen der Bodenvegetation wie am Anfang gekommen, bis auf die Bereiche, wo größere alte Wacholderhaine in kürzester Zeit verbrannten und dabei eine starke Hitze entwickelten (siehe Abb. 9).

80 % der Gehölze auf der Brandfläche, die sich vor allem aus Birken, Kiefern und auch einem größeren Anteil an Wacholdern zusammensetzen, verbrannten vollständig oder bis auf kleine Reste. Die Gehölze an den Randbereichen der Brandfläche, darunter ein alter Eichenstühbusch, waren etwas weniger betroffen.

Vor dem Zeitpunkt des Feuers befand sich die Besenheide mit Ausnahme von einigen Heidepflegeflächen überwiegend im Zustand des Absterbens.

Im Herbst erfolgte eine erneute Kartierung der Brandfläche. Hierbei fand eine Aufteilung der Fläche in kleine, visuell voneinander unterscheidbare Untereinheiten statt. Auf jeder dieser Flächen wurden die Deckungsgrade der Vegetation geschätzt (siehe Abb. 10).

Die Krautschicht der Brandfläche hatte sich in den fünf Monaten sehr unterschiedlich entwickelt. Auf ca. 30 % der Fläche war (wieder) ein Deckungsgrad von 75–100 % zu verzeichnen.

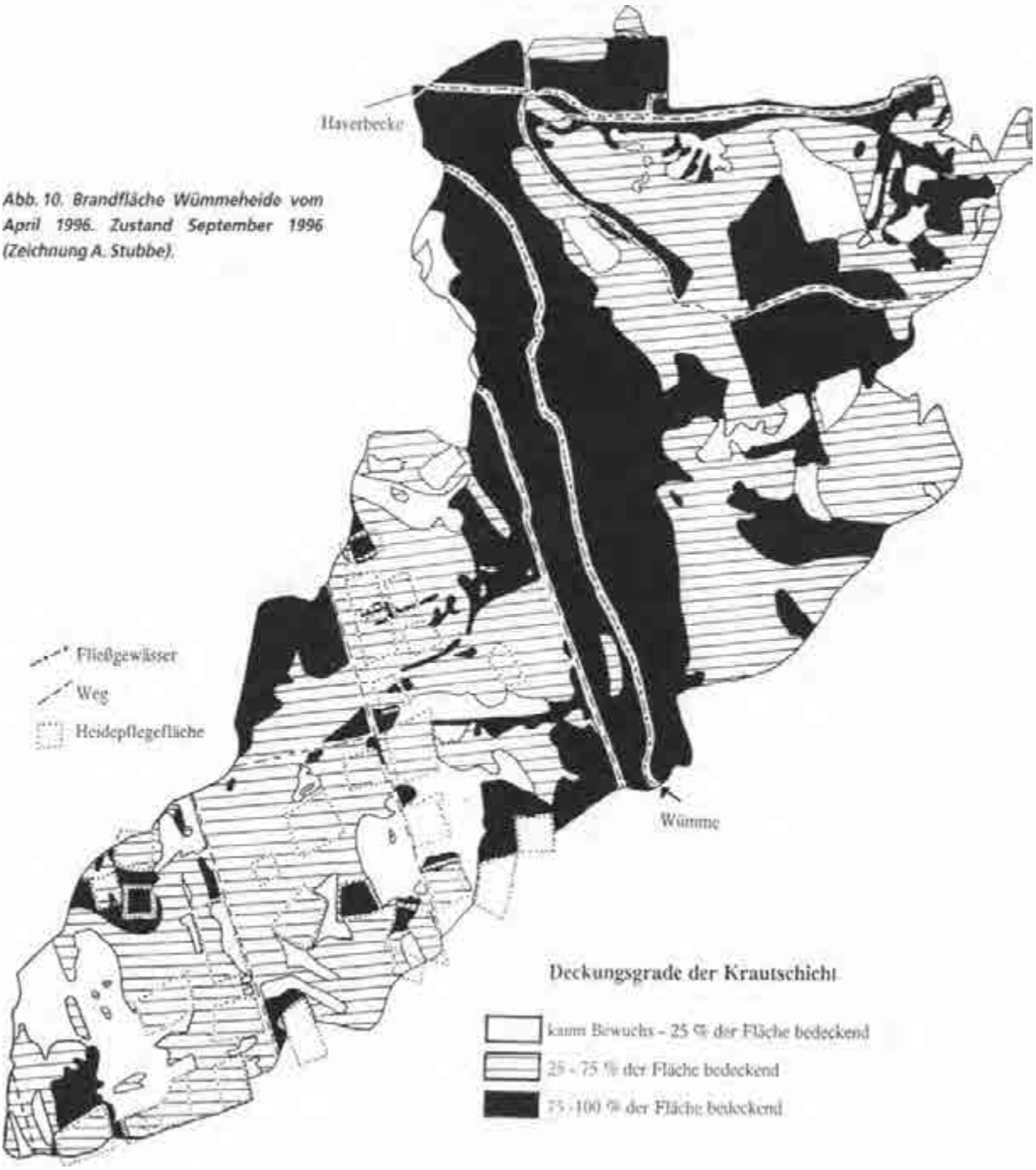


Abb. 10. Brandfläche Wümmeheide vom April 1996. Zustand September 1996 (Zeichnung A. Stubbe).

Diese Flächen lagen insbesondere im feuchten Gebiet des Wümmemoores und in Bereichen, die zum Ende des Brandes von den Flammen erreicht wurden und nicht so stark geschädigt waren. Auch die Randbereiche der Brandfläche zeigten meist schon wieder besser regenerierte Bodenvegetation. Auf den stark bewachsenen Flächen dominierten meist Gräser wie Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Borstgras (*Nardus stricta*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*) (siehe Abb. 11).

Besonders auffällig stellten sich die abgebrannten Heidepflegeflächen dar. Diese waren innerhalb der letzten zehn Jahre entweder gemäht oder geplaggt worden und wiesen deshalb vor dem Brand deutlich jüngere Pflanzen auf als die umgebende Heide. Hier hatte sich die Besenheide (*Calluna vulgaris*) sehr gut durch Stockausschläge verjüngt und blühte im September sehr kräftig. Zudem hatten viele Heidesamen gekeimt und zeigten sich als kleine Sämlinge in auffälliger Dichte. Dies verdeutlicht die gute Verjüngungsfähigkeit von jungen *Calluna*pflanzen nach einen Brand.

Auf ca. 20 % der Brandfläche war erst recht wenig Vegetation nachgewachsen; dort zeigte sich Pflanzenbewuchs nur auf bis zu 25 % der Bodenoberfläche. Hier konnte vor allem der Kleine Sauerampfer (*Rumex acetosella*) als typische Brandfolgepflanze, welche durch die freigesetzten Nährstoffe begünstigt wird, beobachtet werden. Solche spärlich bewachsenen Bereiche fanden sich in großem Umfang dort, wo das Feuer bei seinem Ausbruch die

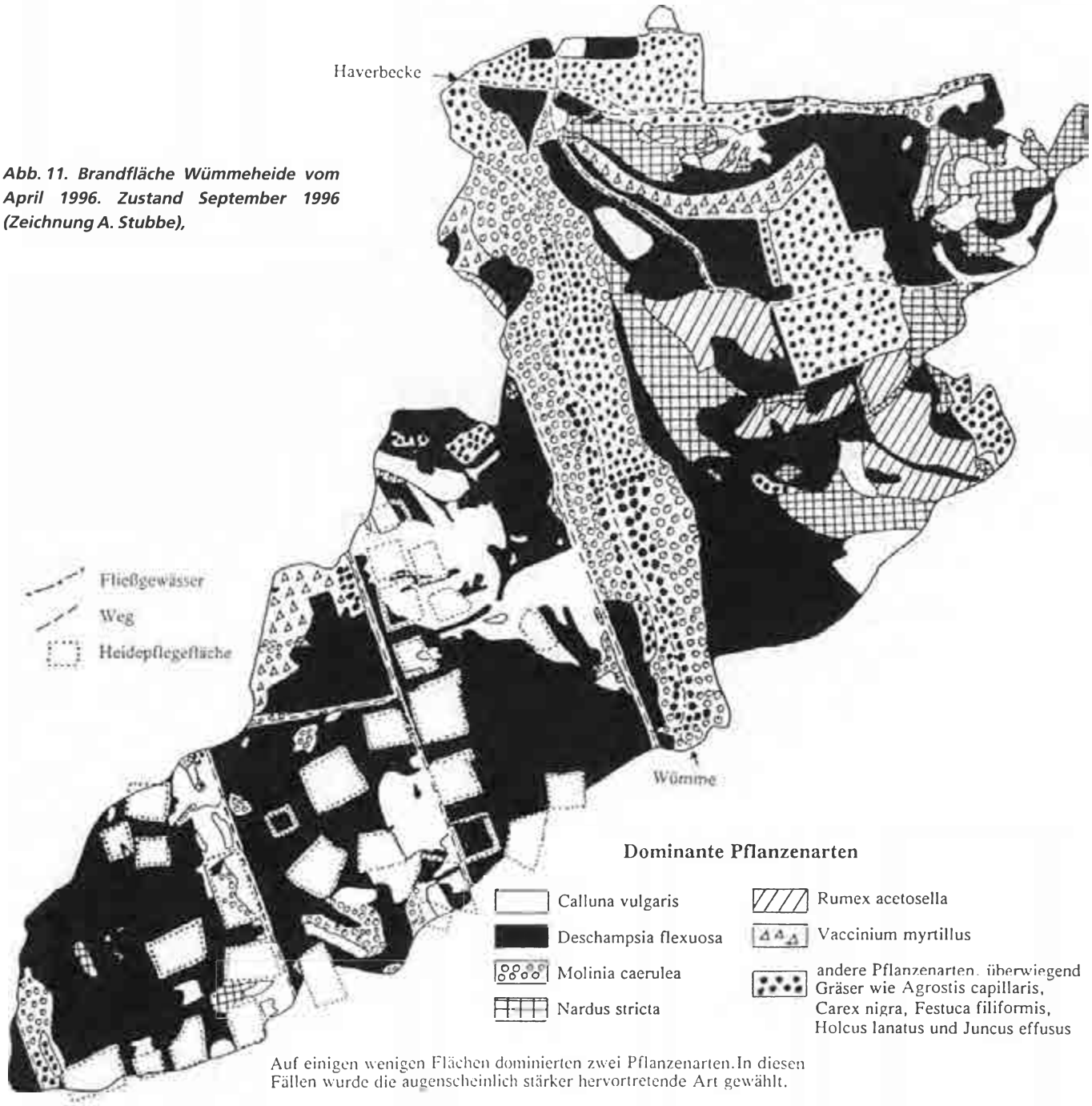


Abb. 11. Brandfläche Wümmeheide vom April 1996. Zustand September 1996 (Zeichnung A. Stubbe),

Vegetation total zerstört hatte, und auf den Flächen, wo der Wacholder beim Abbrennen eine starke Hitze entwickelt hatte. Eine Ausnahme machte ein Wacholderhain, der an einem Nordhang lag; dort hatte sich ein bereits vor dem Brand vorhandener Teppich der Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*) durch Stockausschlag erneuert.

Die vorkommenden Laubgehölze Birke, Eiche, Eberesche, Faulbaum und Weide hatten fast immer gute Stockausschläge gebildet. Teilweise waren die Triebe der Birke inzwischen schon wieder durch Heidschnucken und Rehwild verbissen worden. Selbst an den Ästen der alten Eichen zeigten sich neue Triebe. In einem kleinen Eichenwäldchen mit jungen Gehölzen hatten sich solche Bäume, die im Rahmen einer Maßnahme zur Nachahmung historischer Waldnutzungsformen drei Jahre vor dem Feuer auf den Stock gesetzt worden waren, besser durch Stockausschläge verjüngt als die übrigen Eichen. Die verbrannten Nadelgehölze, einschließlich des Wacholders, zeigten sich unverändert, da sie keine Stockausschläge bilden.

Zum Vergleich der Ergebnisse wurde die Ökotoptypenkartierung von 1992/93 des für das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide erstellten Pflege- und Entwicklungsplanes herangezogen (siehe Abb. 12). Bisher läßt sich bei diesem Vergleich feststellen, daß in Bereichen, die vor dem Brandereignis von Gräsern dominiert wurden, Gräser auch nach dem Feuer wieder den größten

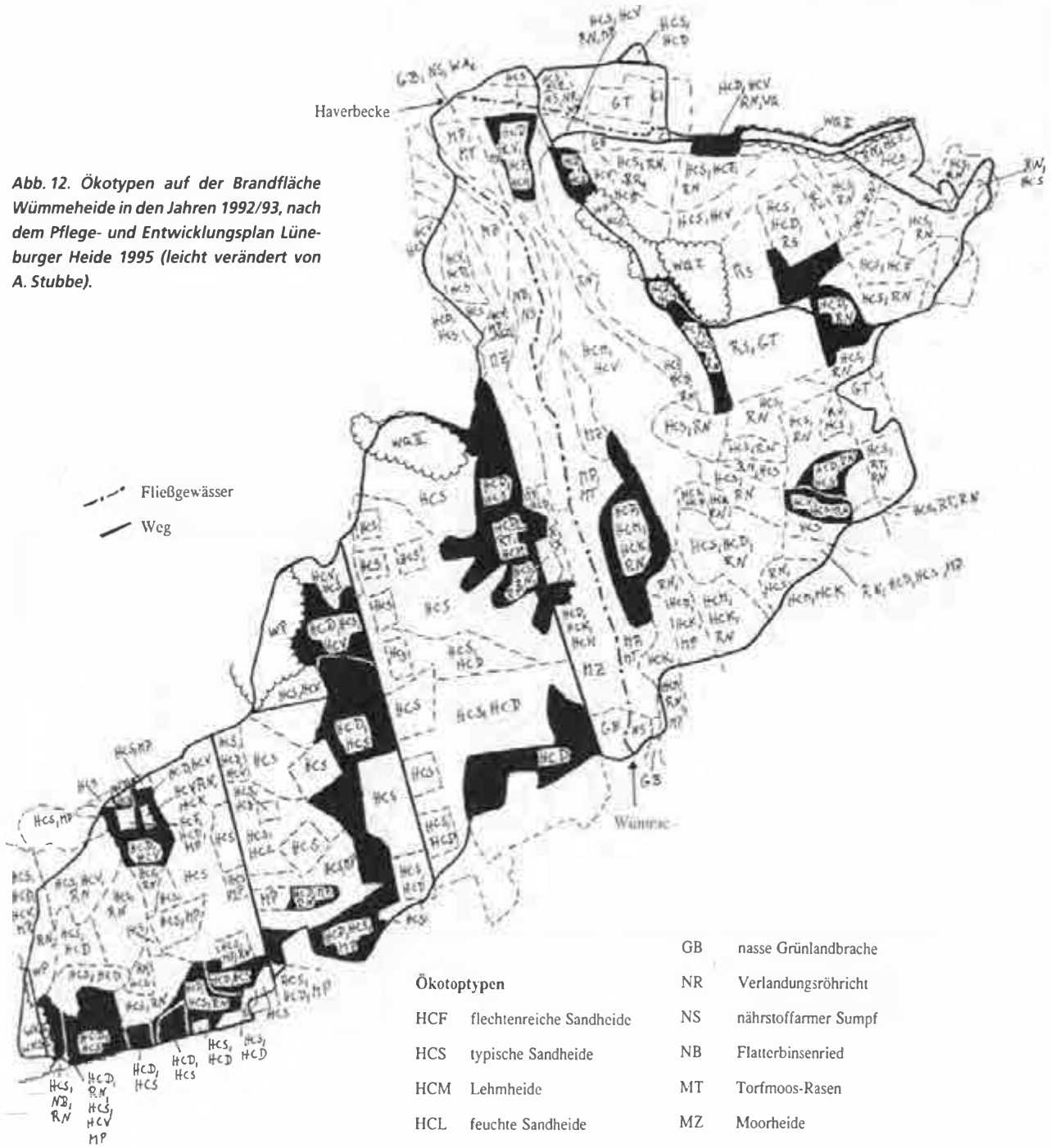


Abb. 12. Ökotypen auf der Brandfläche Wümmeheide in den Jahren 1992/93, nach dem Pflege- und Entwicklungsplan Lüneburger Heide 1995 (leicht verändert von A. Stubbe).

Ökotoptypen

HCF	flechtenreiche Sandheide
HCS	typische Sandheide
HCM	Lehmheide
HCL	feuchte Sandheide
HCK	Krähenbeeren-Sandheide
HCV	Heidelbeer-Sandheide
HCD	Drahtschmielen-Sandheide
RN	Borstgrasrasen
RR	Silbergrasflur
RT	Feinschwingelrasen
RS	Sandtrockenrasen
GB	nasse Grünlandbrache
NR	Verlandungsröhricht
NS	nährstoffarmer Sumpf
NB	Flatterbinsenried
MT	Torfmoos-Rasen
MZ	Moorheide
MP	Pfeifengras-Degenerationsstadium und sonstige Pfeifengrasbestände
WQ	Eichenmischbestand
WAe	entwässerter Erlenbruch
WP	Birken- u. Zitterpappel Pionierbestand auf mineralischem Standort
WK	Kiefernbestand

Zusätze:

I	Kultur, Dickung, Stangenholz
II	Baum-, Altholz (wird bei Laubwald nicht ausdrücklich angegeben)

Flächen, auf denen die Drahtschmielen-Sandheide dominiert, sind schwarz eingefärbt.

Anteil an der Vegetation einnahmen. Die verbrannten Krähenbeerenbestände der Krähenbeeren-Sandheiden konnten im September 1996 nicht wiedergefunden werden, während alle übrigen Zwergsträucher wieder ausgetrieben hatten. Es bleibt abzuwarten, wie sich die Brandfläche weiter entwickelt.

Literatur

Becker, K., 1995: Paläökologische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte der zentralen Lüneburger Heide. – Diss. am Fachbereich Biologie, Universität Hannover, 151 S.

Borggreve, B., 1873: Über die Haide. Beobachtungen und Folgerungen. – Abh. naturwiss. Verein Bremen III, 217–250.

Borggreve, B., 1875: Haide und Wald. – Berlin.

Duve, C., 1970: Damals in der Heide. – Naturschutz und Naturparke 58, 7–11.

Focke, W. O., 1868/69: Die volkstümlichen Pflanzennamen im Gebiete der Unteren Weser und Ems. – 4. Jahresber. d. Naturwiss. Vereins zu Bremen, 223–274.

Graebner, P., 1895: Studien über die Norddeutsche Heide. – Leipzig.

Graebner, P., 1925: Die Heide Norddeutschlands und die sich anschließenden Formationen in biologischer Betrachtung. – Die Vegetation der Erde V, 2. Aufl., Leipzig.

Götze, D., 1996: Zur Situation des Birkhuhns im Bundesforstamt Wense. – NNA-Berichte 9/1, 53–54.

Gründjens, T., 1996: Die Situation des Birkhuhns im Revier der Forstverwaltung der Rheinmetall Industrie AG in Unterlüß. – NNA-Berichte 9/1, 56–58.

Hausrath, H., 1911: Pflanzengeographische Wandlungen der deutschen Landschaft. – Hannover.

Imkenberg, K., 1911–1932: Chronik der Schule zu Wehlen. (unveröffentlicht).

Lötschert, W., 1969: Pflanzen an Grenzstandorten. – Stuttgart.

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., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: im Druck.

Menzel, K., 1988: Zur Situation des Birkwildes auf dem Truppenübungsplatz Bergen (Bundesforstamt Siebensteinhäuser). – NNA-Berichte 1/2, 126–127.

Meier, A., 1874: Die Heiden Norddeutschlands. – Aus dem Walde 5, 1–37.

Peters, W., 1862: Die Heideflächen Norddeutschlands. – Hannover.

Preising, E., 1969/70: Zur Erhaltung und Wiederherstellung von Heideflächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide unter besonderer Berücksichtigung des Birkenaufwuchses. – Niedersächsisches Landesverwaltungsamt (unveröffentlicht).

Smidt, J. T. de, 1954: Umfassende vegetationskundliche Beschreibung des Naturschutzparks in der Lüneburger Heide und einzelne Richtlinien zur Verwaltung (unveröffentlicht).

Taube, J., 1769: Bemerkungen auf einer Reise bis Lauenburg. – Beitrag zur Naturkunde des Herzogthums Lüneburg, 2. Stück, 97–186.

Tüxen, R., 1938: Von der nordwestdeutschen Heide. – Natur und Volk. Bericht der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft 68/6, 253–263.

Tüxen, R., 1967: Die Lüneburger Heide. Werden und Vergehen einer Landschaft. – Rotenburger Schriften 26, 7–56.

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

Verein Naturschutzpark, 1966: 1909–1966. Die Geschichte des Vereins Naturschutzpark in kurzen Stichworten. – Naturschutz und Naturparke 41, 7–10.

Ziemer, K., 1996: Aktueller Stand des Birkhuhnvorkommens auf dem Truppenübungsplatz Munster-Süd – Bundesforstamt Munster Heide. – NNA-Berichte 9/1, 55.

Anschriften der Verfasser

Verein Naturschutzpark e. V.
Forst- und Landschaftspflegeverwaltung
Wilsede 6
29646 Bispingen

Zu den Auswirkungen eines kontrollierten Winterfeuers auf die Wirbellosenfauna einer Calluna-Sandheide – erste Ergebnisse

von Albert Melber und Johannes Prüter[1]

Abb. 1. Vegetationsstruktur der Untersuchungsfläche vor dem Feuereinsatz (Foto Prüter).

Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide wird zur Pflege und Bewirtschaftung der *Calluna*-Sandheiden neben anderen Maßnahmen (Beweidung, Plaggen, Mahd) seit 1993 auf ausgewählten Flächen auch das kontrollierte Feuer eingesetzt. Gebrannt werden Flächen von maximal 1–2 ha Größe gewöhnlich im Spätwinter bei günstigen trockenen Witterungsbedingungen (*Lütkepohl* et al. 1997).

In der laufenden „Pionierphase" des aktuellen Feuereinsatzes in der Landschaftspflege ist es von besonderer Bedeutung, daß die Versuche zum kontrollierten Brennen von Untersuchungen begleitet werden, die Auswirkungen des Feuers insbesondere auf Vegetation und Fauna beschreiben und vergleichend bewerten. Im Verbund mit dem Verein Naturschutzpark und der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, NNA (vormals Norddeutsche Naturschutzakademie), sind faunistische Begleituntersuchungen zur Reaktion der primär epigäischen Wirbellosen auf das Feuer vom Lehrgebiet Zoologie/Entomologie der Universität Hannover initiiert worden. Sie beziehen sich auf den ersten Versuch kontrollierten Brennens, der am 24. Februar 1993 auf einer Sandheidefläche innerhalb des im Südwesten des Naturschutzgebiets gelegenen Pietzmoorkomplexes durchgeführt wurde. Es handelte sich um einen Bestand mit alter Besenheide (*Calluna vulgaris*) und hohem Anteil der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) auf einem Mineralboden mit stark entwickelter Rohhumusschicht. Mitte August 1992, etwa 6 Monate vor dem Brandtermin, wurden Barberfallen des bei *Melber* (1987) beschriebenen Typs ausgebracht, 6 auf der etwa 0,8 ha großen zukünftigen Brandfläche, 6 weitere zum Vergleich in benachbarten unbeeinflußten *Calluna*beständen von ähnlicher Struktur. Als Fangflüssigkeit diente Ethylenglykol mit Detergenz. Leerungen erfolgten bis Ende 1996 in halbmonatlichen, nur im Winter in monatlichen Abständen.

Am Versuchstag wurden unmittelbar vor und nach dem am Vormittag durchgeführten Brand je 4 Bodenproben mit Pflanzendecke (jeweils 0,03 m^2) entnommen und für 2 Wochen einer Trockenextraktion nach *Kempson* unterzogen. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 1.

Spinnen (*Araneae*), Käfer (*Coleoptera*) sowie Wanzen (*Heteroptera*) und Zikaden (*Auchenorrhyncha*) blieben als Überwinterer in der Streu- oder in der auch nach dem Brand kaum veränderten gefrorenen Moosschicht vom Brennen unbeeinflußt. Die auf der Versuchsfläche vorhandenen Bestände von Blattflöhen (*Psyllina*) und Fransenflüglern (*Thysanoptera*) wurden durch den Brand reduziert, da sie an den Zweigen der *Calluna*-Pflanze bzw. in vertrockneten Blüten z. T. als Larven überwintern.

Die vergleichende Auswertung der Bodenfallenfänge auf der Versuchs- und der Kontrollfläche (Tab. 2) zeigt keinen Einfluß des Brandes auf die Gesamtfangrate der großtaxonomischen Gruppen Laufkäfer (*Carabidae*), Schnabelkerfe (*Rynchota*) und Spinnen (*Araneae*) (zu Verschiebungen in den Artenspektren s. u.).

Abb. 2. Feuereinsatz in von Rauhreif überzogener Heide (Foto Lütkepohl)

[1] Geringfügig veränderter und ergänzter Auszug aus *Lütkepohl, M., Melber, A. u. Prüter, J.* (1997): Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz, H. 54, im Druck.

Abb. 3. Struktur der Brandfläche (im Vordergrund) vier Monate nach dem Feuereinsatz (Foto Prüter).

Abb. 4. Mit einem Fallrohr in den Grund eingelassene Bodenfalle (Foto Prüter).

Durch die feuerbedingten Strukturveränderungen in der Vegetation und damit einhergehenden mikroklimatischen Änderungen ergeben sich auf der Versuchsfläche negative Abweichungen für die eher hygrophilen Arten aus der Gruppe der Staphylinidae sowie für den Heideblattkäfer (*Lochmea suturalis*), der bei feuchtem Mikroklima begünstigte Vermehrungsbedingungen findet. Die generell eher thermo- und xerophilen Arten aus der Gruppe der Feldheuschrecken (*Acrididae*) finden auf der Brandfläche erwartungsgemäß geeignetere Habitatverhältnisse.

Zu entsprechenden Ergebnissen führt eine Analyse von Veränderungen der Fallendominanzwerte auf der Brandfläche im Vergleich zur Kontrollfläche für einzelne Laufkäferarten (*Carabidae*) (Tab. 3).

Zahlenmäßig positiv auf den Brand reagierten vorwiegend solche Arten, die als thermo- bzw. xerophil angesprochen werden können. Deutliche Abnahmen in den Fallendominanzwerten zeigen Carabidenarten mit Bindung an Waldstandorte (*Pterostichus niger, Carabus violaceus*) bzw. mächtige Rohhumusauflagen in Heiden (*Bradycellus ruficollis, Dyschirius globosus*). Ein entsprechendes Bild ergibt sich für die Gruppe der Wanzen (Tab. 4). Aus einer Berechnung der Ähnlichkeitswerte nach *Wainstein* für die Brand- und Kontrollfläche in den einzelnen Untersuchungsjahren ergibt sich, daß bei den größtenteils phytophagen Rhynchota (Zikaden und Wanzen) die durch den Brand entstandenen Unterschiede im Zuge wieder einsetzender Vegetationsentwicklung nach ungefähr 5–7 Jahren wahrscheinlich wieder verschwunden sind, bei den vorwiegend zoophagen Laufkäfern ist ein Brandeffekt von 7–10 Jahren zu erwarten (Abb. 5).

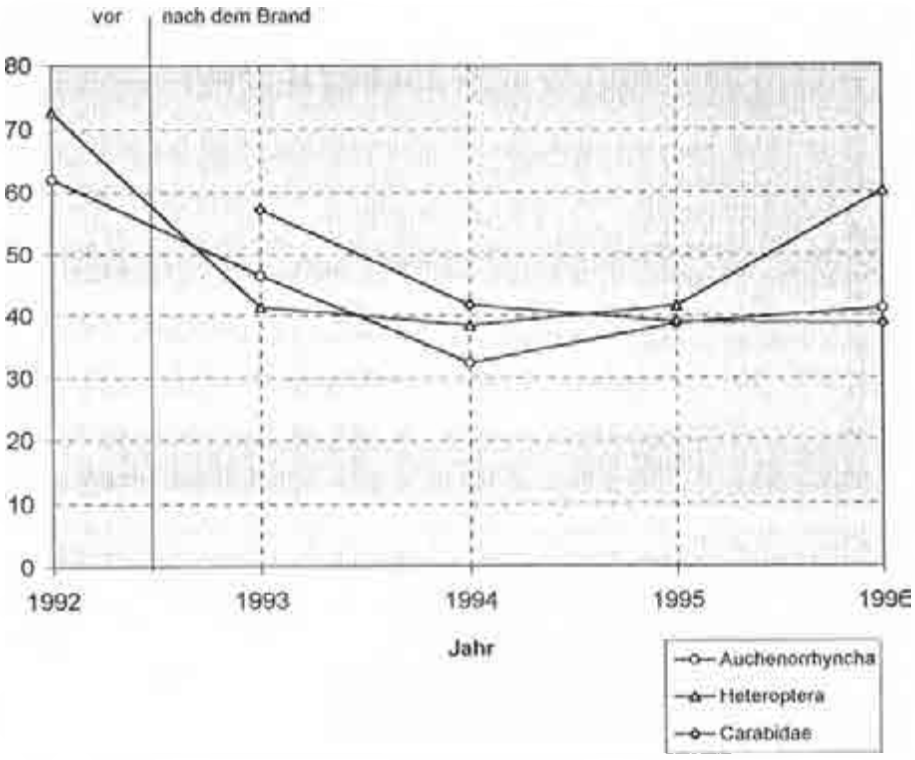


Abb. 5. Ähnlichkeitswerte nach Wainstein (Artenidentität × Dominantenidentität) der Bodenfallenfänge dreier taxonomischer Gruppen zwischen der ungebrannten Kontrollfläche und der Brandfläche.

Die Ergebnisse dieser ersten Begleituntersuchungen zum kontrollierten Feuereinsatz im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide zeigen, daß vergleichsweise kalte Winterfeuer in *Calluna*-Heiden weniger durch die unmittelbare Brandeinwirkung, sondern vielmehr indirekt durch Veränderungen der Lebensraumstrukturen und des Mikroklimas zu kurzfristigen Veränderungen der Zoozönosen über mehrere Jahre führen.

Eine Übertragung dieser Ergebnisse auf andere Brandsituationen ist nur unter Vorbehalt möglich. Die unmittelbaren Einwirkungen eines kontrollierten Feuereinsatzes auf die Wirbellosen-

Tab. 1. Trockenextraktionsproben (nach Kempson) im gebrannten Bereich vor und nach dem Brand am selben Tag (24. 11. 1993) genommen (je 4 Proben). Zahlenangaben in Individuen/m². I = Imagines; L = Larven

	vor dem Brennen	nach dem Brennen
Arachnida: Araneae	375	338
Rhynchota: Heteroptera u. Auchenorrhyncha(I+L)	833	915
Rhynchota: Sternorrhyncha: Psyllina (L)	158	0
Thysanoptera (I+L)	143	45
Coleoptera (I+L)	675	585

Tab. 2. Gesamtfangzahlen der in den Bodenfallenfängen wichtigen Arthropodengruppen im gesamten Untersuchungszeitraum: K = Kontrolle; B = gebrannt; dick umrandet = Unterschiede mehr als 50 %; I = Imagines; L = Larven

Fangzeitraum		VIII. 1992 - II. 1993	III. 1993 - XII.1993	1994	1995	1996
Coleoptera, Carabidae (I+L)	K	326	1491	2592	1603	746
	B	220	1270	2767	2060	877
Coleoptera, Staphylinidae (I+L)	K	259	1074	1544	1891	785
	B	307	598	688	842	351
Rhynchota: Heteroptera und	K	850	615	712	1138	856
Auchenorrhyncha (I+L)	B	796	800	432	978	1252
Saltatoria, Acrididae (I+L)	K	3	19	0	0	1
	B	2	104	54	21	77
Arachnida: Araneae	K	663	1773	1671	1652	1354
	B	666	1572	1845	1460	1222
Coleoptera, Chrysomelidae	K	0	0	0	20	176
Lochmaea suturalis (THOMS.) (I)	B	0	0	0	1	13
	K	0	0	0	156	537
-- (L)	B	0	0	0	3	43

Tab. 3. Unterschiede in den Bodenfallendominanzwerten für ausgewählte Laufkäferarten (Carabidae) auf der Brandfläche im Vergleich zur Kontrollfläche im Jahr 1995: n = Anzahl der gefangenen Individuen; +++ = Zunahme 90 % und mehr; ++= Zunahme 50–89 %; + = Zunahme 10–49 %; ± = Zu- oder Abnahme unter 10 %; − = Abnahme 10–49 %; − − = Abnahme 50–89 %; − − − = Abnahme 90 % und mehr

Art	n	Unterschied
Microlestes minutulus (GOEZE)	11	
Syntomus foveatus (FOURCR.)	21	+++
Cicindela campestris L.	56	
Poecilus lepidus (LESKE)	233	
Calathus erratus (SAHLB.)	117	++
Amara lunicollis SCHDTE.	842	
Harpalus rufitarsis (DUFT.)	189	
Notiophilus aquaticus (L.)	40	
Calathus melanocephalus (L.)	134	±
Poecilus versicolor (STURM)	512	
Harpalus rufipes (GEER)	35	
Leistus ferrugineus (L.)	36	−
Pterostichus niger (SCHALL.)	32	
Carabus arvensis HBST.	112	
Bradycellus ruficollis (STEPH.)	134	
Pterostichus diligens (STURM)	43	—
Carabus violaceus L.	19	
Platynus obscurus (HBST.)	194	−−−
Dyschirius globosus (HBST.)	368	

Tab. 4. Unterschiede in den Falldominanzwerten für einzelne Wanzenarten (Heteroptera) auf der Brandfläche im Vergleich zur Kontrollfläche zwischen 1992/93 und 1994: n = Anzahl der gefangenen Individuen; +++ = Zunahme über 100 %; ++ = Zunahme zwischen 30 % und 100 %; + = Zunahme unter 30 %; − = Abnahme unter 30 %; −− = Abnahme zwischen 30 % und 100 %; −−− = Abnahme über 100 %

Ökologische Gruppe	Art	n	Unterschied
Xerothermophile Bodenbewohner von Sandstandorten	*Thyreocoris scarabaeoides* (L.)		
	Trapezonotus arenarius (L.)	94	+
	Geocoris grylloides (L.)	8	++
	Coranus subapterus (De G.)		
	Sehirus luctosus M. & R.		
Xerothermophile Bewohner von Grasstandorten	*Plinthisus pusillus* (Scholz)	29	+
	Acetropis carinata (H.-Sch.)		
Schwächer xerothermophile Bodenbewohner des Callunetums	*Trapezonotus desertus* Seidenst.	564	+++
	Macrodema micropterum (Curt.)	34	+
Mesophile Bodenbewohner des Callunetums	*Scolopostethus decoratus* (Hahn)	14	−−
Schwach xerophile Krautschichtbewohner von Grasstandorten	*Nabis pseudoferus* Rem.		
	Trigonotylus caelestialium (Kirk.)		
Schwach hygrophile Bodenbewohner des Callunetums	*Coranus woodroffei* Putshk.	53	+
Schwach hygrophile, euryöke Moosbewohner	*Acalypta parvula* (Fall.)	2123	-
	Ceratocombus coleoptratus (Zett.)	39	--
Schwach hygrophile, euryöke Bodenbewohner	*Stygnocoris sabulosus* (Schill.)	351	---
	Mymedobia coleoptrata (Fall.)	147	--
Schwach hygrophile Krautschichtbewohner von Grasstandorten	*Nabis ferus* (L.)		
Stärker hygrophile Moosbewohner	*Acalypta nigrina* (Fall.)	147	-
Bewohner der Zwergstrauchschicht des Callunetums	*Orthotylus ericetorum* (Fall.)		
	Nabis ericetorum Scholtz	8	--

fauna sind in hohem Maße von Zeitpunkt und Intensität des Feuers abhängig.

Die am und im Boden erzielten Temperaturen hängen ihrerseits vor allem von der angewandten Technik, der Witterung, vom Feuchtigkeitsgehalt und der Struktur der Vegetation sowie von der Beschaffenheit des jeweiligen Bodentyps ab (*Webb* 1997). Die Ergebnisse bisher vorliegender in der Regel kurzfristig vorgenommener Untersuchungen zu unmittelbaren Konsequenzen eines Feuereinsatzes für die Wirbellosenfauna sind daher erwartungsgemäß nicht einheitlich (u.a. *Handke* 1997, *Lunau* und *Rupp* 1988, *Puschnig* und *Schettler-Wiegel* 1987).

Für eine grundlegende Beurteilung des Feuereinflusses auf Zoozönosen in von hoher Dynamik geprägten Ökosystemen sind längerfristige Begleituntersuchungen unerläßlich, um bewußt hervorgerufene Veränderungen in Zusammenhang mit sonstigen zyklischen oder gerichtet ablaufenden Prozessen im System verstehen zu können.

Literatur

Handke, K., 1997: Zur Wirbellosenfauna regelmäßig gebrannter Brachflächen in Baden-Württemberg 1983/84. – NNA-Berichte 10, im Druck.

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, im Druck.

Lunau, K., Rupp, L., 1988: Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 63, 69–116.

Melber, A., 1987: Eine verbesserte Bodenfalle. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 40, 331–332.

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. – Universität Bremen, Fachbereich 2 (Biologie: Ökologie), 89 S. + App.

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

Anschriften der Verfasser

Dr. Albert Melber
– Entomologie – Fachbereich Biologie
der Universität Hannover
Herrenhäuser Straße 2
30419 Hannover

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

Vegetationskundliche Untersuchungen auf Heide-Brandflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" im Hinblick auf Brand als Pflegemaßnahme

von Anke Mirsch

Die weitläufigen *Calluna*-Heiden des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide" sind vielen Menschen ein Begriff, entweder durch eigene Besuche oder vom Hörensagen. Wenn im Spätsommer die Besenheide (*Calluna vulgaris*) blüht, kommen jährlich Tausende von Menschen, um die eigentümliche Romantik der Heide zu erleben. Für den immer wiederkehrenden Erholungssuchenden mag die weitläufige Landschaft dann ein Ort sein, an dem die Zeit stehenzubleiben scheint, doch haben die *Calluna*-Heiden im Naturschutzgebiet (NSG) in den letzten 2 Jahrzehnten zunehmend ihr Gesicht verändert. Wo vorher Besenheide dominierend war, hat sich im Laufe der Jahre immer stärker die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) behauptet. Viele Heide-Bestände sind überaltert und mosaikartig mit dem Gras durchsetzt. Teilweise dominiert die Drahtschmiele vollständig. Pionierstadien der *Calluna*-Heide kommen dagegen relativ selten im Naturschutzgebiet vor.

Während die Beweidung durch Schafe seit der Gründung des Naturschutzgebietes 1921 bis zum heutigen Tage zur Verjüngung der *Calluna*-Heide beiträgt, konnten sich weitere Bewirtschaftungsformen wie Plaggen und Mähen nur noch bis Anfang der 40er Jahre halten. Seit Mitte der 80er Jahre greift man wieder auf diese Methoden zurück, um gegen die Überalterung der Heiden anzugehen. Das Plaggen und Mähen wird nun allerdings maschinell durchgeführt. Da diese Anwendungsformen aber relativ teuer und im teilweise unebenen Gelände nicht immer ideal einzusetzen sind, hat man die Anwendung von Brand als weiteres Element der historischen Bewirtschaftungsformen wieder aufgenommen. Seit 1993 wurde und wird im Naturschutzgebiet nun kleinflächig kontrolliert gebrannt. Brandmaßnahmen erfolgen im NSG „Lüneburger Heide" im Spätwinter in der Regel von Januar bis Ende Februar. Waren die Wetterbedingungen für Brände bis dahin ungünstig, so darf auch bis Mitte März gebrannt werden. Spätere Termine wurden zum Schutze der Fauna von den zuständigen Behörden des Landes Niedersachsen bisher nicht genehmigt. In Schottland sind vergleichsweise Brandmaßnahmen vom 1. 10. bis zum 15. 4. / ~ 30. 4. zugelassen (*Gimingham* 1972).

Der Einsatz von Brand als Pflegemaßnahme gilt neben anderen Maßnahmen (Plaggen, Beweidung) im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide" als ein Beitrag zum Erhalt des für diese Region typischen Vegetationsbildes mit all ihren Ausprägungen. Dabei sollen Brandeinsätze zu folgender Entwicklung beitragen:

- Verjüngung der *Calluna*-Bestände
- Rückführung zu einer Vielfältigkeit an Heiden verschiedener Stadien
- Wiedererlangung der vollen Vitalität und Konkurrenzfähigkeit von *Calluna vulgaris*
- Austrag von Biomasse zur Schaffung nährstoffarmer Situationen
- Erhalt und Neuetablierung nitrophiler Arten
- Dezimierung der dicken Streu- und Moosauflageschichten

Neben den kontrollierten Bränden kommt es im Naturschutzgebiet immer wieder zu sogenannten „Spontanbränden", die aufgrund von Fahrlässigkeit oder Unfällen geschehen. Die Brände finden in der Regel in der wärmeren Jahreszeit statt (fortgeschrittenes Frühjahr bis Herbst). Diese Brandflächen bieten einen interessanten Vergleich zu den kontrollierten Winter-Brandflächen im Hinblick auf die nach dem Brand einsetzende Entwicklung.

Die Untersuchungsflächen

Im folgenden werden beispielhaft fünf Brandflächen vorgestellt, darunter drei Flächen, die durch kontrolliert gelegte Brände (die Flächen 1–3), und zwei Flächen, die infolge von Unfällen (sog. „Spontanbrände") entstanden sind (Fläche 4 und 5).

Die Flächen 1 und 3 wurden im Februar 1995 gebrannt und sind ca. 1 bzw. 0,7 ha groß. Fläche 2 wurde im März 1996 gebrannt und umfaßt ca. 200 m^2. Der Spontanbrand der Fläche 4 ereignete sich im August 1986, der von Fläche 5 im August 1989. Die Flächen haben eine Größe von 8 bzw. 0,2 ha. Abbildung 1 zeigt die Lage der Brandflächen innerhalb des Naturschutzgebietes.

Methoden

Altersstruktur von Calluna vulgaris

Bei dem Einsatz von Brandpflegemaßnahmen zur Verjüngung von *Calluna*-Beständen spielt die Altersstruktur eine wichtige Rolle. Je nachdem, in welchem Alterstadium gebrannt wird, kann mit einer verstärkt generativen oder vegetativen Regeneration *Callunas* gerechnet werden.

Für die nach dem Brand einsetzende Entwicklung ist dies von entscheidender Bedeutung. Die generative Verjüngung beinhaltet gleichzeitig auch eine genetische Verjüngung, so daß im alten Bestand ein Pionierstadium aufgebaut wird. Jedoch dauert es um so länger, bis eine geschlossene Pflanzendecke erreicht ist und die Konkurrenzfähigkeit gegenüber unerwünschten Arten herabgesetzt ist.

Um eine genaue Angabe zum Altersdurchschnitt der Heidebestände machen zu können, wurde die Altersstruktur von *Calluna vulgaris* bei den Flächen 1–5 auf den Brandflächen ermittelt. Dafür wurden jeweils zufällig verteilt 25 Heidesträucher entnommen, von deren Basis Querschnitte angefertigt und unter dem Binokular die Jahresringe gezählt wurden. Bei älteren Pflanzen (15 Jahre und älter) ist die Erfassung der ersten zwei Jahre unsicher, so daß mit einer Altersdifferenz von zwei Jahren gerechnet werden muß (siehe auch *Muhle* und *Röhrig* 1979).

Frequenzuntersuchungen

Auf den Brandflächen 1, 2 und 3 wurden Frequenzuntersuchungen nach *Foregeard* (1990) durchgeführt. Dabei

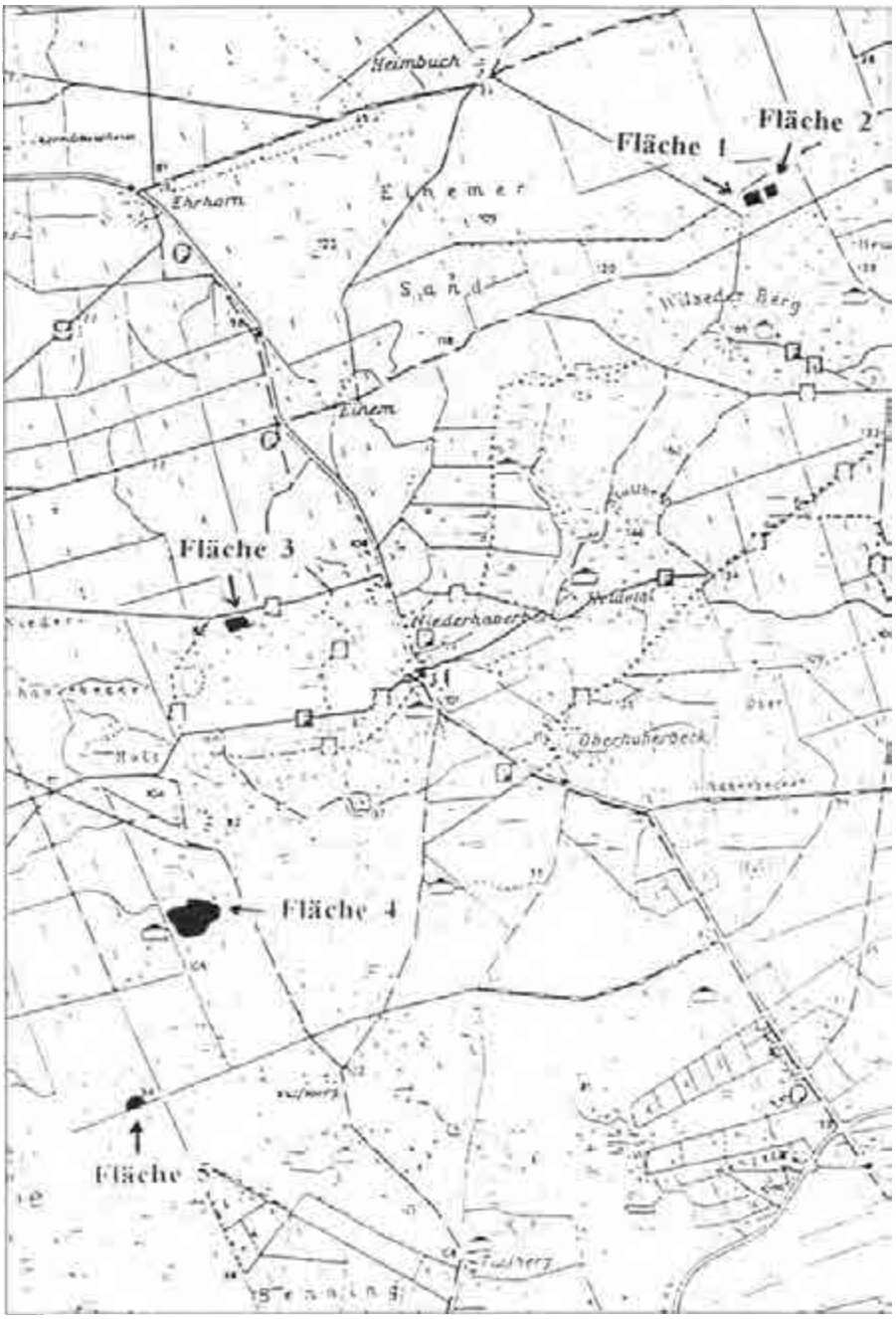


Abb. 1. Lage der Untersuchungsflächen 1–5 im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide", Maßstab 1:50000 (Nieders. Landesverwaltungsamt – Landesvermessung).

wurde die relative Frequenz (RF), ausgedrückt in %, für einzelne Arten ermittelt.

Die Anwendung der RF eignet sich besonders dann, wenn die Frequenz mehrerer Arten innerhalb eines Transekts oder die gleiche Art innerhalb verschiedener Transekte miteinander verglichen werden sollen. Sie gibt Hinweis darauf, ob eine Art an Deckung zu- oder abgenommen hat, jedoch nicht wieviel. Im Gegensatz dazu stellt die absolute Frequenz die reale Häufigkeit einer Art (oder Arten) dar.

Für die Frequenzuntersuchungen wurden auf den Flächen jeweils 2–3 Transekte mit einer Größe von 5–20 m^2 abgesteckt. Für die Flächen 1–3 sollen hier beispielhaft nur die Ergebnisse von Fläche 1, Transekt 1 vorgestellt werden, da die Ergebnisse der drei Flächen ähnlich ausfallen. Ein 1 m^2 großer Holzrahmen, der in 10 cm^2 große Subplots unterteilt ist, wurde Quadratmeter für Quadratmeter auf die Pflanzendecke des Transekts gelegt. Die einzelnen Arten wurden innerhalb des Rasters erfaßt. Die Aufnahmen erfolgten für das Transekt jeweils im April, Juni und September 1995.

Keimungsversuche

Um eventuelle positive Auswirkungen von Brandpflegemaßnahmen auf die Keimungsfähigkeit von *Calluna*-Samen festzustellen, wurden der Fläche 2 nach dem Brandtermin am 13. 3. 1995 Bodenproben für Keimungsversuche entnommen. Dabei wurden jeweils 10 Proben gleicher Größenordnung der verbrannten und ungebrannten Rohhumusauflage entnommen. Die jeweiligen 10 Proben wurden zu einer Mischprobe zusammengefaßt und unter definierten Bedingungen zum Auskeimen gebracht.

Vegetationskundliche Erfassung

Auf den Flächen 1–5 wurden Vegetationsaufnahmen nach *Londo* (1975) durchgeführt. Die Aufnahmen erfolgten innerhalb der Flächen zufällig verteilt im August und September 1995. Die Aufnahmengröße beträgt immer 2 m^2. In der Regel werden für Zwergstrauchheiden Aufnahmegrößen von 5–10 m^2 (*Dierßen* 1990) oder sogar 10–25 m^2 (*Dierschke* 1994) vorgeschlagen. Sollen jedoch möglichst genau die Moos- und Flechtenbestände erfaßt werden, sind kleinere Aufnahmeflächen und eine feiner abgestufte Skala als für Zwergstrauchheiden nötig (*Barkman* 1973). So gibt z. B. *Dierßen* (1990) für reine Kryptogamengesellschaften eine Aufnahmegröße von < 0,1–1 m^2 an. Bei größeren Aufnahmeflächen gestaltet sich eine Abschätzung des Dekkungsgrades für die einzelnen Arten schwierig, da die Kryptogamen häufig ineinander verzahnt wachsen und dann nicht mehr genau erfaßt werden können.

Mit einer Aufnahmefläche von 2 m^2 wurde ein Kompromiß zwischen der Aufnahmegröße für Zwergstrauchheiden und Kryptogamengesellschaften nach *Dierßen* (1990) eingegangen. (Beispielhaft wird nur für Fläche 3 eine Vegetationstabelle abgebildet).

Die Nomenklatur der Phanerogamen richtet sich nach *Ellenberg* (1992),

die der Moose nach *Frahm* und *Frey* (1983) und die der Flechten folgt *Wirth* (1995).

Ergebnisse

Altersstruktur

Tab. 1. Altersverteilung von Calluna vulgaris auf den Untersuchungsflächen 1–5

Fläche	Probenzahl	Durchschnittsalter	Altersspanne
1 und 2	72	14	8 - 22 Jahre
3	30	11	9 - 15 Jahre
4	29	8	6 - 13 Jahre
5	25	6	5 - 8 Jahre

Da die Flächen 1 und 2 in einem einheitlichen Bestand dicht beieinander liegen, wurde das Ergebnis der Alterstruktur für beide Flächen zusammengefaßt. Insgesamt konnte eine Altersspanne von 8 bis 22 Jahre für *Calluna* ermittelt werden. Damit weisen sie den ältesten *Calluna*-Bestand der Untersuchungsflächen auf (Tab. 1). Auf beiden Flächen war es äußerst schwierig, eindeutige Mutterpflanzen für die Altersermittlung auszugraben, weil der Boden mit einem einzigen dichten Wurzelgeflecht durchzogen war. Mit hoher Wahrscheinlichkeit wurden daher auch Tochterpflanzen auf ihr Alter bestimmt, die aus Adventivbewurzelung hervorgegangen sind. Dies kann als ein Hinweis auf das fortgeschrittene Alter des Bestandes angesehen werden. Nach *Barclay-Estrup* (1971) kann der Bestand dem Alter nach sowohl der Aufbau- und Reifephase (7–13 bzw. 12–28 Jahre) als auch der Degenerationsphase (16–29 Jahre) zugeordnet werden. Typisch für die Aufbau- und Reifephase ist eine stark vegetativ ablaufende Regeneration nach Brand (*Hobbs* und *Gimingham* 1984), wie sie auf beiden Untersuchungsflächen beobachtet werden konnte. Ebenso liefen auf Fläche 1 zahlreiche Keimlinge auf. Eine stark generativ verlaufende Verjüngung nach Brand findet überwiegend in Beständen, die der Degenerationsphase zugeordnet werden können, statt (*Hobbs* et al. 1984). Der Grund hierfür liegt darin, daß sich in alten Beständen aufgrund der hohen Samenproduktion *Callunas* (*Bruggink* 1993) und der relativ langlebigen Samen (*Gimingham* 1972) über die Jahre eine permanente Samenbank aufbauen kann, die fast vollständig in der Streu und Humusauflage vertreten ist (*Engel* 1988). Je nach Vitabilität und Entwicklungsphase eines *Calluna*-Bestandes kann dabei von bis zu 500000 Samen pro m^2 ausgegangen werden (*Miller* 1979). Wird der Mineralboden freigelegt, z. B. durch Brand, so kann es bei guten Lichtbedingungen zur Keimung kommen (*Bruggink* 1993). Der Hitzestreß wirkt sich dabei auf die Samen stimulierend aus (*Ellenberg* 1986). Neben *Calluna* haben sich auch zahlreiche andere Arten regenerieren können, darunter *Deschampsia flexuosa, Vaccinium myrtillus*, und Moose, darunter typische Arten alter Heide-Bestände wie *Leucobryum glaucum, Pleurozium schreberi, Hypnum jutlandicum* und *Dicranum scoparium*. Wo diese Arten den Boden lückenlos bedeckten, fand keine generative Verjüngung statt.

Auf Fläche 2 verlief die vegetative Verjüngung der Besenheide positiv. Im Gegensatz zur Fläche 1 liefen auf Fläche 2 jedoch nur wenige Keimlinge auf. Nach dem Brandeinsatz lag dem Boden noch eine dichte Streuschicht auf, die sich aufgrund von Lichtentzug und Bedeckung des Mineralbodens negativ auf die Keimungsprozesse ausgewirkt haben mag. Häufig kommt es jedoch zu einer Verzögerung der Keimung bis zum Frühling oder Sommer des auf den Brandeinsatz folgenden Jahres (*Gimingham* 1972). Im Februar '97 konnten verstärkt aufgelaufene Keimlinge registriert werden. Verlief 1996 die Regeneration der Phanerogamen und der Moose noch sehr verhalten, so hatte bis Februar 1997 die Deckung der Drahtschmiele, der Blaubeere und der schon unter Fläche 1 genannten Moose gegenüber dem letzten Jahr deutlich zugenommen.

Die Brandfläche 3 weist eine Altersspanne von 9 bis 15 Jahren auf (Tab. 1). Innerhalb des Lebenszyklus von *Calluna* umfaßt diese Zeitspanne die Aufbau- und die frühe Reifephase. Wie schon bei den Flächen 1 und 2 konnte auch hier eine für diese Altersspanne positive, vegetative Regeneration vermerkt werden. Jedoch wurde sie fast überall auf der gesamten Fläche durch den hohen Anteil an Drahtschmiele, Baumjungwuchs und den sich wie bei Fläche 1 schnell regenerierenden pleurokarpen Moosen beeinträchtigt oder sogar vollständig unterdrückt. Diese Entwicklung war besonders für die *Calluna*-Keimlinge zu beobachten. Nur in Bereichen mit relativ wenig Drahtschmielen- und Moosanteilen konnten sich größere Bestände an Keimlingen etablieren.

Mit einer Altersspanne von 6–13 Jahren kann der *Calluna*-Bestand der Fläche 4 der Pionier- und Aufbauphase zugeordnet werden. Der Bestand ist dominant und mit nur sehr geringen Dekkungen von *Deschampsia* und den typischen Moosen alter *Calluna*-Heiden.

Fläche 5 besitzt mit 5–8 Jahre alten Heidekräutern den jüngsten Bestand, der dem Pionierstadium zugeordnet werden kann. Auf dieser Fläche ist *Deschampsia* stärker vertreten als auf Fläche 4, doch fallen die Deckungen relativ gering aus. Auf beiden Sommerbrandflächen kommen relativ junge Heidekräuter vor, so daß nach den Bränden 1986 (Fläche 4) bzw. 1989 (Fläche 5) neben einer vegetativen Regeneration auch zahlreiche Keimlinge aufgelaufen sein müssen, die sich während ihrer weiteren Entwicklung erfolgreich etablieren konnten. Eine Etablierung von Keimlingen setzt jedoch voraus, daß der Konkurrenzdruck durch weitere Phanerogamen oder pleurokarpe Moose von Anfang an relativ gering gewesen sein muß. Hätten sich andere Arten ebenso erfolgreich entwickeln können, wäre ein Bestand mit einem hohen Anteil an genetisch verjüngten Heidekräutern unwahrscheinlich.

Wie die Beobachtungen auf den Winterbrandflächen 1–3 zeigen, ist das Potential zu einer umfangreichen Verjüngung, sowohl vegetativer als auch generativer Art, in altersmäßig fortgeschrittenen *Calluna*-Beständen generell gewährleistet. Ob sich *Calluna*-Keimlinge oder Neuaustriebe zu etablieren vermögen, ist allerdings in hohem Maße von dem Zustand nach dem Brandeinsatz abhängig. Profitieren auch eher unerwünschte Arten von dem Brandeinsatz, so kann die Verjüngung von *Calluna* beeinträchtigt oder sogar unterdrückt werden.

Frequenzuntersuchungen

In die Auswertung mit einbezogen wurden bei den Phanerogamen und den Moosen nur die im Transekt dominanten Arten. Bei den Flechten wurde keine weitere Spezifizierung vorgenommen, da die einzelnen Arten zum Zeitpunkt der Untersuchung teilweise in sehr geringer Frequenz auftraten. Das Transekt stellt den Entwicklungsverlauf der einzelnen Arten bzw. Artengruppen (Moose oder Flechten) für die Monate April (1), Juni (2) und September (3) des Jahres 1995 dar.

Die RF der Phanerogamen verlief für die einzelnen Arten folgendermaßen:

Calluna vulgaris
47,2 % (1) – 62,9 % (2) – 65,6 % (3)
Calluna-Keimlinge
0,5 % – 8,15 % – 19,65 %
Deschampsia flexuosa
84,85 % – 91 % – 80,75 %
Vaccinium myrtillus
36,45 % – 41,25 % – 42,65 %
Empetrum nigrum
11 % – 13,4 % – 7,7 %

Die im Zusammenhang mit der Altersstruktur schon angesprochene umfangreiche Verjüngung der Besenheide drückt sich auch in dem Anstieg des RF-Wertes von insgesamt 28,6 % zwischen April und September aus, wobei die Zunahme der relativen Frequenz einer deutlichen Deckungszunahme im Transekt entspricht (Abb. 2). Besonders markant ist der Zuwachs der RF für die *Calluna*-Keimlinge von 0,5 auf 19,65 %, also eine Zunahme um das 39fache! Die Werte für *Calluna* und die Keimlinge zeigen, wie gut sich die Heide nach dem Brandeinsatz zu regenerieren vermag. Die RF-Werte für *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* deuten ebenfalls auf gute Regenerationsmöglichkeiten nach dem Brand hin. Die Drahtschmiele ist im Vergleich jedoch wesentlich stärker präsent. Die Zunahme *Deschampsias* nach einem Brand läßt sich vermutlich auf das erhöhte Nährstoffaufkommen der durch das Feuer freigesetzten Mineralien zurückführen (*Diemont* und *Heil* 1984, *Muhle* und *Röhrig* 1979, *Gimingham* 1972). *Mallik* und *Gimingham* (1983) weisen auch auf den besonderen Vorteil der Gräser allgemein als Hemikryptophyten hin: die Wachstumszentren liegen dem Boden dicht auf und sind somit gut gegenüber Bränden geschützt. Eine vegetative Regeneration ist daher schnell möglich.

Die Heidel- oder Blaubeere ist auf den von mir untersuchten Flächen insgesamt relativ stark vertreten. Besonders auf den Flächen 1 und 2 nordöstlich des Wilseder Berges tritt sie zahlreich in Erscheinung. *Tüxen* (1973) erklärt ihr vermehrtes Auftreten als Folgeerscheinung degenerierter Heiden. Er spricht in diesem Zusammenhang von einer eigenständigen „Heidelbeerphase", der in erster Linie durch die Beseitigung des Rohhumus entgegenzuwirken ist. Andererseits ist *Vaccinium myrtillus* auch lokalklimatisch bedingt in großen Beständen im *Genisto anglicae-Callunetum* vorzufinden (*Pott* 1995), so auf nordexponierten Hanglagen und anlehmigen Böden. Zu Beginn der Untersuchung im April 1995 konnten auf den Flächen 1–3 oberirdisch verbrannte Pflanzen beobachtet werden, doch kam es aufgrund der unterirdischen, vegetativen Verbreitung (*Pfadenhauer* 1993) im Verlauf der Vegetationsperiode zum Neuaustrieb. *Mallik* und *Gimingham* (1983) konnten feststellen, daß in den ersten 2–3 Jahren nach einem Brand die Gruppe der Geophyten mit ihren Rhizomen besonders schnell die neue Situation für sich nutzen können. Es kann dann zu einer starken Ausbreitung kommen, die die Entwicklung *Callunas* behindert (*Hobbs* und *Gimingham* 1984). Vorstellbar wäre eine Behinderung der generativen Regeneration durch Lichtentzug und eine Versiegelung des Bodens.

Ähnlich wie *Vaccinium* ist auch die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) relativ stark im großflächigen Heidebestand nordöstlich des Wilseder Berges

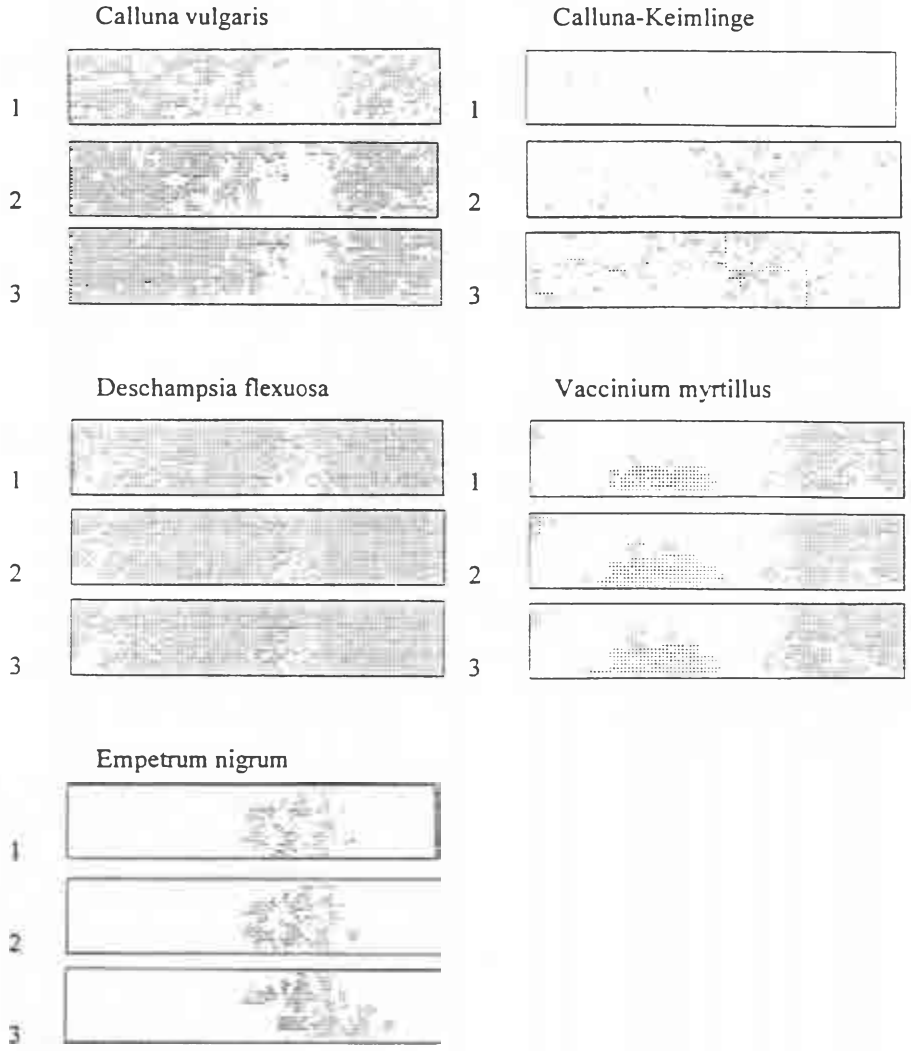


Abb. 2. Der Entwicklungsverlauf von Calluna vulgaris, Calluna-Keimlingen, Deschampsia flexuosa, Vaccinium myrtillus und Empetrum nigrum im April, Juni und September 1995.

vertreten. Nach *Pott* und *Hüppe* (1991) befindet sich *Empetrum* innerhalb des Genisto-Callunetum in Ausbreitung. Gründe für ihre Zunahme liegen in einem komplexen Zusammenspiel mehrerer Faktoren (siehe *Dierßen* 1993, *Ellenberg* 1986, *Lache* 1976, *Pott* 1995, *Pott* und *Hüppe* 1991). Bisher wurde sie aber nicht als eine typische Art überalterter *Calluna*-Flächen aufgefaßt. Vielmehr bringt sie einen weiteren gesellschaftsbildenen Aspekt ein, indem sie alle Bedingungen als Differentialart einer geographischen Rasse erfüllt (*Pott* 1995). Die RF-Werte von *Empetrum nigrum* fallen im Gegensatz zu den bisher besprochenen Phanerogamen relativ niedrig aus. Vergleichsweise zu *Vaccinium* und *Deschampsia* wurde die Krähenbeere vom Feuer stärker beeinträchtigt. *Hansen* (1964/65) und *Holst-Jørgensen* (1993) fanden nach Brandeinsätzen sogar nur noch wenige überlebende Individuen vor. Zu solch starken Verlusten kam es bei den Brandeinsätzen auf Fläche 1 und 2 glücklicherweise nicht. Eine Dezimierung eines speziell in diesem Gebiet typischen Artenvorkommens würde den weiteren Einsatz von Brandmaßnahmen in diesem Gebiet bedenklich machen.

Ebenso wie bei den Phanerogamen konnte auch für die Moose auf allen drei Winterbrandflächen eine schnelle Regenerationskapazität registriert werden. Für das hier beispielhaft vorgestellte Transekt auf Fläche 1 ergaben sich bei den Moosen folgende RF-Werte:

Moose insgesamt
21,9 % – 23 % – 41,35 %
Dicranum scoparium
14,75 % – 11,7 % – 32,3 %
Hypnum jutlandicum
9,7 % – 6,5 % – 7,85 %
Pleurozium schreberi
2,8 % – 2,3 % – 2,5 %

Mit einer beinahe Verdoppelung des RF-Wertes für die Moose insgesamt wird deutlich, daß sich die Moose schnell vom Brand erholen konnten (Abb. 3). Das Artenspektrum ist beschränkt auf die schon vor dem Brand vorliegenden Moose. Es handelt sich dabei in erster Linie um typische Vertreter überalterter *Calluna*-Bestände, die dem artenarmen *Hypnum-Pleurozium schreberi*-Verein zuzuordnen sind.

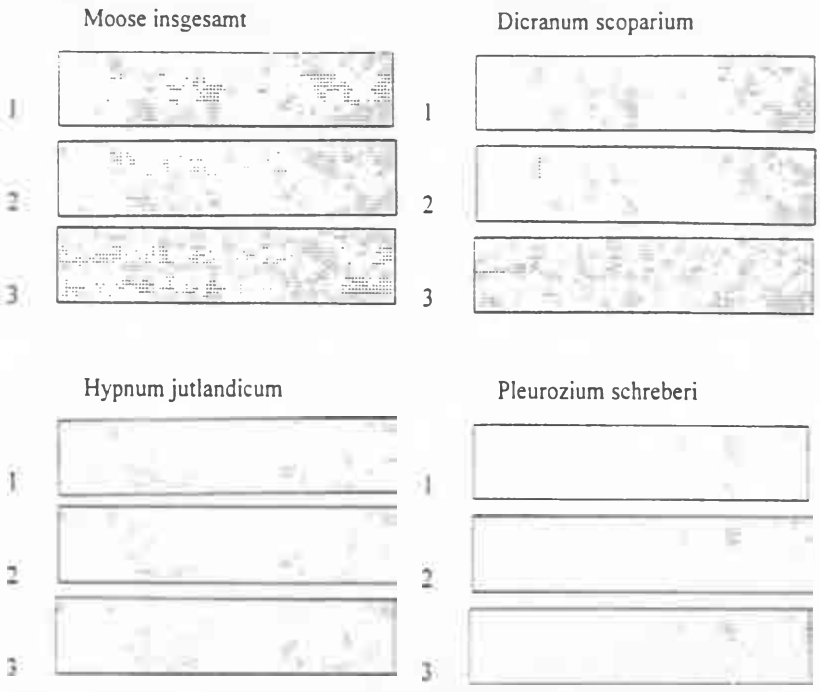


Abb. 3. Die Entwicklungsverläufe im Transekt 1 für die Moose insgesamt sowie für die einzelnen Arten Dicranum scoparium, Hypnum jutlandicum und Pleurozium schreberi, 1995.

Pleurozium schreberi, Hypnum jutlandicum und *Leucobryum glaucum* treten als Charakterarten des Vereins auf (*Daniels* et al. 1993). *Dicranum scoparium* gilt als typischer Begleiter des Vereins. Die Regeneration erfolgt durch den Austrieb alter, unvollständig verbrannter Moospolster oder durch Bildung neuer Moosinitialen. Die erneute Dominanzstellung von Moosen der Degenerationsphase führt nicht nur innerhalb der Kryptogamenvegetation zu einer raschen Rekonstruktion der ursprünglichen Vegetationsstruktur, sondern setzt durch deren Schnellwüchsigkeit auch die Einwanderungsmöglichkeiten und Etablierungschancen potentieller Pioniermoose wie z. B. *Polytrichum*-Arten herunter. Die Rückführung eines *Calluna*-Bestandes in ein jüngeres Stadium mit typischer Pionierbesiedelung wird, zumindestens was die Moosflora anbelangt, daher kritisch.

Abb. 4. Der Entwicklungsverlauf der Flechten im Transekt 1, ein Jahr nach dem Brand (1995).

Ebenso wie bei den Moosen konnte auch für die Flechten eine schnelle Regenerationsfähigkeit registriert werden. Diese Beobachtung beschränkt sich allerdings auf die Flächen 1 und 3. Für beide Flächen lag der Brandeinsatz zum Untersuchungsbeginn 1995 schon ein Jahr zurück, während auf der Fläche 2 der Brand im selben Jahr wie die Untersuchungen stattfand. Für das Transekt 1 auf Fläche 1 ergaben sich für die Flechten folgende RF-Werte:
0,5 % – 8,15 % – 19,65 %

Die deutliche Zunahme der RF beruht in erster Linie auf einer raschen Neubildung von Grundschuppen (Abb. 4). Es konnte aber auch eine Regeneration aus vom Feuer verschont gebliebenen Podetienresten beobachtet werden. Trotz der relativ schnell einsetzenden Bildung neuer Grundschuppen muß natürlich gesehen werden, daß es bis zur Existenz flächendeckender Flechtenbestände noch ein langer Weg ist. Die Voraussetzungen für eine derart gerichtete Entwicklung waren zum Zeitpunkt der Untersuchung positiv (relativ vegetationsfreier Boden und dadurch gute Lichtbedingungen), können sich aber durch die Deckungszunahme weiterer Arten verschlechtern. Denn so-

wohl Moose als auch Gräser breiten sich nach einem Brand schnell aus (*Hobbs* et al. 1984) und begrenzen dadurch den Lichteinfall auf dem Boden. Gerade gegenüber *Deschampsia flexuosa* besitzen Flechten nur eine geringe Konkurrenzkraft (*Ellenberg* 1986). Ähnlich wie bei den Moosen stellt sich auch bei den Flechten die Frage nach dem Artenspektrum. Aufgrund der Überalterung der Bestände mit einhergehender Vergrasung beschränkt sich das Artenspektrum auf einige wenige Arten. Zumeist handelt es sich dabei um Strauchflechten wie *Cladonia portentosa* und *Cladonia arbuscular*, also Arten, die typisch für die Degenerationsphase einer *Calluna*-Heide sind (*Pott* und *Hüppe* 1991) und dem Cladina portentosa-Verein zugeordnet werden können (*Daniels* et al. 1993). Eine Änderung im Artenpotential vermag sich vermutlich nur dann einzustellen, wenn günstige Standortbedingungen über einen längeren Zeitraum gegeben sind.

Keimungsversuche

Die Keimungsversuche zeigen einen deutlichen Unterschied in der Keimungsanzahl für die gebrannte und ungebrannte Rohhumusauflage (Abb. 5). Der Höchstwert an Keimlingen beträgt bei der verbrannten Rohhumusauflageschicht 173 Keimlinge, bei der ungebrannten Rohhumusauflageschicht keimten dagegen nur 28 Keimlinge. Diese Zahlen verdeutlichen die positive Stimulanz von Hitzestreß auf *Calluna*-Samen. Ähnlich positive Auswirkungen von Brand auf das Keimungsverhalten von *Calluna*-Samen wurden auch schon in früheren Arbeiten beschrieben (siehe *Bruggink* 1993, *Ellenberg* 1986, *Gimingham* 1972, *Whittaker* und *Gimingham* 1962). Optimale Temperaturen für eine Stimulation liegen bei 40–160 °C bei kurzer Einwirkungszeit vor (*Whittaker* und *Gimingham* 1962). *Kayll* (1966) konnte bei einem Heidebrand für die Auflageschicht Temperaturen zwischen 300 und 500 °C feststellen. Da Temperaturen ab 200 °C als lethal für *Calluna*-Samen angegeben werden, hat die Auflageschicht als Hitzedämmschicht die Samen vor zu hohen Temperaturen geschützt. Dabei reicht schon eine dünne Streuschicht als Schutz aus (*Gimingham* 1972).

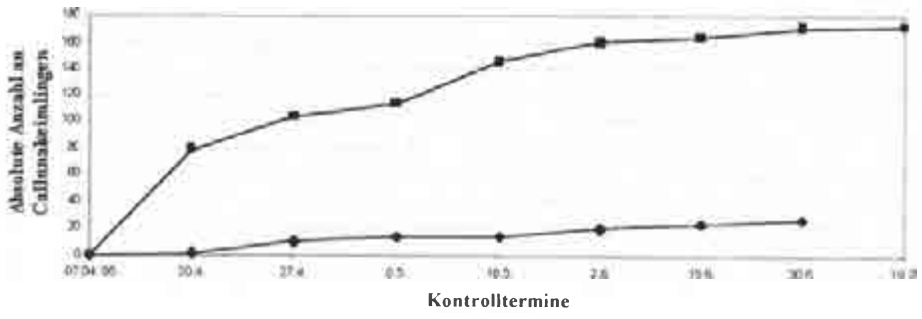
Vegetationskundliche Erfassung

Ergebnisse, die schon unter dem Punkt Frequenzuntersuchungen für die Winterbrandflächen angesprochen wurden, lassen sich auch bei den Vegetationsuntersuchungen wiederfinden. Darunter fällt z. B. die schnelle Rückeroberung der Drahtschmiele und der Moose des Hypnum-Pleurozium schreberi-Vereins. Typische Arten der Degenerationsphase sind auf allen drei Winterbrandflächen mit mehr oder weniger hohen Deckungen vertreten (siehe Tab. 2). Teilweise fallen die Deckungen enorm hoch aus (*Deschampsia flexuosa* auf Fläche 3). Erkennbar ist auch die schon bei den Frequenzuntersuchungen angesprochene relativ schnell verlaufende Wiederbesiedlung mit Flechten, die allerdings nur mit niedrigen Deckungen vertreten sind.

Bei Vergleichen der gebrannten Vegetation mit der ungebrannten, direkt an die Brandflächen angrenzenden Vegetation konnte festgestellt werden, daß sich im Artenpotential keine Unterschiede eingestellt haben. Ganz im Gegenteil. Sämtliche Arten, die auf den Winterbrandflächen vorkommen, sind auch im ungebrannten Bereich vorhanden. Das trifft sowohl für die Phanerogamen als auch für die Kryptogamen zu.

Auf den Sommerbrandflächen ergibt sich eine andere Situation. Als typische Art der Degenerationsphase tritt nur *Deschampsia* auf. Eine Ausprägung des Hypnum-Pleurozium schreberi-Vereins entfällt. Als einzige Arten des Cladina portentosa-Vereins ist *Cladonia portentosa* einmalig auf Fläche 4 in den Aufnahmen vertreten. Es sind Arten vertreten, die auf den Winterbrandflächen nicht angetroffen werden konnten, z. B. *Cladonia macilenta* und *C. coccifera*. Auf beiden Flächen konnte sich das in der Florenliste der Moose für Niedersachsen und Bremen (*Koperski* 1993) aufgeführte Moos *Dicranum spurium* etablieren. Auf nährstoffreichen Standorten wird *D. spurium* häufig von üppig wachsenden Moosen wie *D. scoparium* und *Pleurozium* überwuchert (*Düll* und *Meinunger* 1989). Zusätzlich haben sich auf Fläche 5 ebenfalls *Polytrichum piliferum* und *Pohlia nutans* etablieren können. *P. piliferum* gilt als Verbandscharakterart des Ceratodonto-Polytrichion-Verbands, der zur Klasse der Ceratodonto-Polytrichetea gehört (Glashaar-Widertonmoos-Gesellschaften, *Drehwald* und *Preising* 1991). Es handelt sich um eine artenarme Pioniergesellschaft, die nach einiger Zeit von Gefäßpflanzen verdrängt wird. Neben diversen Cladonien gilt *Pohlia nutans* als ein typischer Begleiter dieser Gesellschaft (*Drehwald* und *Preising* 1991). Die Gesellschaft ist auf trockenen, sandigen oder flachgründigen Böden zu finden, die als humus- und nährstoffarm einzustufen sind (*Oberdorfer* 1978).

Im Gegensatz zu den Flächen 1–3 können auf den Flächen 4 und 5 deutliche Merkmale eines Pionierstadiums einer *Calluna*-Heide festgestellt werden. Dabei ist natürlich zu berücksichtigen, daß die Spontanbrände schon 9 bzw. 10 (Fläche 4) und 6 bzw. 7 Jahre (Fläche 5) vor den kontrollierten Brandeinsätzen zurückliegen und somit auch die Entwicklung der Vegetation bei den Sommerbrandflächen stärker fortgeschritten ist. Man könnte daher vermuten, daß nach einer längeren Zeitspanne



--◆-- = ungebrannte Rohhumusauflageschicht
--□-- = gebrannte Rohhumusauflageschicht

Abb. 5. Ergebnisse der Keimungsversuche aus der Rohhumusauflageschicht vor und nach der Brandpflegemaßnahme.

Tab. 2. Vegetationsaufnahmen der Fläche 3

Aufnahme: Sept. 1995																					
Aufnahmenummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Stetigkeit
Deckung Phanerogamen %	60	76	61	59	65	50	40	33	22	72	35	59	35	89	86	77	78	55	35	29	
Deckung Kryptogamen %	17	8	5	5	7	10	15	13	15	6	12	12	16	8	8	13	10	12	7	10	
Artenzahl	7	6	7	4	7	6	7	6	6	6	5	10	8	7	9	9	9	8	5	9	
Genisto-Callunetum (Pott 1995)																					
KC Calluna vulgaris	1	1	p.2	5	4	1	p.3	p.3	p.3	3	3	p.2	2	1	1	1	1	1	3	2	V
KC Galium harcynicum	p.1																				I
KC Carex pilulifera												p.2									I
OC Hypnum jutlandicum	a.2	p.1	p.1		p.1	a.2	a.2	m.3	a.2	a.2	p.1	1	m.3		a.2	p.1	a.2	m.3		p.1	V
OC Ptilidium ciliare	p.1											p.1	p.1				p.1	p.1			II
TA Degenerationsphase (Tx. 1973)																					
Deschampsia flexuosa	5	7	3	a.3	3	3	3	3	2	3	a.3	5	1	8	8	7	6	4	a.3	a.3	V
Pinus sylvestris juv.			p.1									p.1									I
Betula pendula juv.			3																		I
Pleurozium schreberi	1	p.1	a.2		p.1	a.2	1	a.2	1			a.2	a.2	a.2	m.3	1	1	a.2			IV
TA Subassoziation Genisto-Callunetum cladonietosum (Prsg. 1953)																					
Cladonia portentosa																			p.1	p.1	I
Cladonia fimbriata							p.1	p.1	p.1	p.1		p.1	p.1	p.1	p.1	p.1	p.1	p.1		p.1	III
Cladonia spec.				p.1	a.2	p.1					p.1	p.1	a.2	p.1	p.1	p.1	p.1	p.1	p.1	p.1	IV
Begleiter																					
Vaccinium myrtillus															p.1				p.1	p.1	I
Rumex acetosella							p.1														I
Erica tetralix																p.2					I
Molinia coerulea												1									I
Dicranum scoparium	p.1	a.2	p.1		m.3	m.3	a.2			a.2			a.2	a.2	a.2	a.2	a.2	1			IV
Dicranum polysetum		a.2			p.1			p.1	p.1	a.2				a.2	a.2	a.2	a.2			a.2	III
Moosinitiale				m.3							1									1	I

sich auch auf den Winterbrandflächen eine ähnliche Vegetation wie auf den Sommerbrandflächen einstellen würde. Da aber auf den Winterbrandflächen schon ein Jahr nach den Bränden Merkmale einer Degenerationsphase vorhanden sind, scheint mir eine Entwicklung, wie sie auf den Flächen 4 und 5 nach den Bränden stattfand, für die Flächen 1–3 relativ ausgeschlossen.

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß kontrollierte Brandeinsätze im Winter sich insgesamt positiv auf die Regeneration der Besenheide auswirken. Auch ein fortgeschrittenes Alter des Heidekrauts (Reife-/Degenerationsstadium), wie es im Naturschutzgebiet häufig vorzufinden ist, beeinträchtigt nicht die generative und vegetative Verjüngung. Somit leisten Brandpflegemaßnahmen einen wertvollen Beitrag zum Erhalt der *Calluna*-Heiden.

Kritisch anzumerken ist allerdings, daß kein spontaner Wechsel des Artenpotentials auf den kontrollierten Brandflächen stattgefunden hat. Sämtliche Arten einer überalterten Heide sind weiterhin vorhanden, darunter *Deschampsia flexuosa*, Baumjungwuchs sowie Arten des Hypnum-Pleurozium schreberi- und des Cladonia portentosa-Vereins. Das Erscheinungsbild einer überalterten Heide hat sich zumindest in der kurzen verfügbaren Beobachtungszeit nicht grundlegend geändert; die Heide verbleibt vorerst in einer Phase, die von hoher Vitalität und hohen Deckungsgraden der Drahtschmiele geprägt ist. Von entsprechenden Erfahrungen berichtet *Behlert* (1993) aus dem Naturschutzgebiet Westruper Heide.

Bei Sommerbränden kann eine Rückführung in ein junges Heidestadium mit günstigen Bedingungen für die Etablierung von Pionierbesiedlern vermutlich eher erreicht werden. Wie die Vegetationsaufnahmen für die Spontanbrandflächen zeigen, kommen im Gegensatz zu den Winterbrandflächen typische Arten der Degenerationsphase nur mit geringerer Deckung vor oder sie sind vollständig von den Brandflächen verschwunden. Wenngleich über die Ausgangssituationen keine detailierten Informationen vorliegen, so deuten die Ergebnisse doch darauf hin, daß die Verdrängung der Drahtschmiele durch intensive Sommerbrände erfolgreicher ist als bei „kälteren" Winterbränden. Auf den beiden Spontanflächen vom August '86 und '89 fand ein vollständiger Abbau der Auflageschichten sowie eine Dezimierung der Rohhumusdecke statt. Die Pflanzendecke wurde stark gelichtet, so daß sich zahlreiche Arten des Pionierstadiums etablieren konnten. Arten der Degenerationsphase wurden in hohem Maße zurückgedrängt oder kommen gar nicht mehr auf den Flächen vor.

In Konsequenz dieser Beobachtungen sollte auch verstärkt über die Möglichkeit von kontrollierten Brandeinsätzen im Sommer oder auch im frühen Herbst nachgedacht werden. Sie scheinen eher geeignet zu sein, der Degeneration der Sandheiden entgegenzuwirken. Durch den vollständigen Abbau der Rohhumusdecke kommt es zu einem hohen Austrag von Nährstoffen (*Allen* 1964), was angesichts der zunehmenden Eutrophierung ein wichtiger Aspekt ist, um nährstoffarme Situationen zu konservieren (s. a. *Steubing* und *Buchwald* 1989, *Steubing* 1993). Auch hier zeigt sich bei den Sommerbränden ein Vorteil gegenüber Winterbränden (Tab. 3).

Trotz der deutlich höheren Effektivität von Sommerbränden gegenüber der Anwendung von Brand zum Jahresanfang wurde bisher keine offizielle Erlaubnis für das Flämmen im Sommer von der Landesnaturschutzverwaltung gegeben. Dies geschieht aus zweierlei Gründen:

Zum einen ist die Gefahr, daß das Feuer „wegläuft" und nicht mehr unter Kontrolle zu halten ist, bei ausgetrockneter Vegetation und heißen Lufttemperaturen sehr viel höher als bei kühlen und feuchten Wetterbedingungen. Die Gefahr von Übergriffen des Feuers auf Wälder ist im Sommer besonders hoch. Zum anderen werden Brandeinsätze zum Schutze der Fauna auf das Frühjahr beschränkt, denn mit der spürbaren Zunahme von Temperatur und Tageslänge ab Mitte März verlassen Insekten und Reptilien ihre Winterquartiere im Boden; für Vögel beginnt dann die Brut- und Setzzeit.

Genauere Untersuchungen, inwiefern die Fauna durch Brandpflegemaßnahmen gefährdet ist, werden inzwischen verstärkt durchgeführt (z. B. *Sörensen* 1993).

Zahlreiche Tiere profitieren von Brandflächen, darunter viele Vögel und Säuger wie z. B. Hasen (*Remmert* 1978) und Birkhühner (*Tetrao tetrix*). Der Proteingehalt der nachwachsenden Heide fällt besonders hoch aus und ist damit hervorragend als Nahrungsquelle geeignet (*Lütkepohl* 1992). Mit der Schaffung mosaikartig verzahnter Muster verschiedener Sukzessionsstadien (*Klaus* 1992) kommen Brandflächen der Lebensweise des Birkhuhns entgegen. Sie bieten Freiflächen für die Balz und gleichzeitig genügend Weitblick, um Freßfeinde rechtzeitig zu erkennen. Großflächige, unkontrollierte Brände gehen eindeutig auf Kosten der Tierwelt, da häufig keine Fluchtmöglichkeiten mehr gegeben sind. Ein kleinflächiges Vorgehen schränkt dagegen die Gefährdung ganzer Populationen weitestgehend ein (*v. d. Ende* 1993). Mit einer Wiederbesiedlung von Restpopulationen der angrenzenden Bereiche kann gerechnet werden. Säuger und Vögel sind in der Regel aufgrund ihrer besseren Beweglichkeit von Brandmaßnahmen weniger betroffen als Insekten und Reptilien.

Tab. 3. Nährstoffverluste in kg/ha nach Calluna-Bränden (verändert nach Muhle 1974 und Allen 1964)

Bioelement	Normaler Brand 550-650°C (in %)	Intensiver Brand 800-825°C (in %)	Verlust (kg/ha)	Ursachen
K	1,4	4,9	1	Auswaschung und Rauch
Ca	0,1	2,4	< 0,1	Auswaschung
Mg	0,4	2,1	< 0,2	Auswaschung
C	60,5	67,5	/	/
N	67,8	76,1	45	Rauch
P	0,6	3,5	0,1	Auswaschung
S	50,2	56,5	5	Rauch

Insgesamt liegen noch zu wenige Informationen vor, ob es durch Brandmaßnahmen im Frühjahr bzw. Sommer- und Herbst zu einer wesentlichen Beeinträchtigung der Fauna kommt. Hier gilt es, noch umfassende Erkenntnisse zu ermitteln, damit durch Management-Maßnahmen nicht das zerstört wird, was im Naturschutzgebiet geschützt werden soll: nämlich die Tier- und Pflanzenwelt (*Sörensen* 1993).

Zusammenfassung

Kontrollierte Brandmaßnahmen eignen sich auch bei alten Heidebeständen als Brandpflegemaßnahme zur Verjüngung der Besenheide. Es sind gute Ergebnisse für eine generative und eine vegetative Regeneration der Besenheide zu erwarten, die allerdings durch weitere, sich ebenfalls regenerierende Arten beeinträchtigt werden (besonders die generative Regeneration). Gegenüber starker Vergrasung, Verkusselung und dichtem Moosbewuchs vermögen Winterbrandeinsätze relativ wenig zu bewirken. Das Artenpotential ändert sich i. d. R. nicht. Sommerbrände zeigen sich hierbei erfolgreicher. Intensive Brände bewirken eine Rückführung vom Degenerationsstadium zum Anfangsstadium einer *Calluna*-Heide mit dem hierfür typischen Artenpotential. Gezielte Brandeinsätze im Sommer werden bisher wegen der erhöhten Brandgefahr und faunistischer Bedenken nicht durchgeführt. Da sich Sommerbrände jedoch als besonders effektiv erweisen, wäre der Einsatz kleinflächiger, gezielter Brände wünschenswert.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. J. Prüter sowie Herrn M. Lütkepohl für ihre Förderung der Untersuchungen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide sowie Herrn Prof. H. Cordes und Frau Dipl.-Biol. I. Vagts für ihre Unterstützung.

Literatur

Allen, S. E., 1964: Chemical aspects of heather burning. – J. appl. Ecol., V. 1, 347–367.

Barclay-Estrup, P., 1971: The discription and interpretation of cyclical processes in a heath community. III. Microclimate in relation to the Calluna cycle. – J. Ecol., V. 59, 143–166.

Barkmann, J. J., 1973: Synusial approaches to classification. In: Whittaker, R. H. (Hrsg.): Ordination and classification of vegetation. – Handbook Veg. Sci. 5, 435–491. Junk. The Hague.

Behlert, R., 1993: Das Naturschutzgebiet „Westruper Heide". – NNA-Berichte, 6. Jg., H. 3, 46–52.

Bruggink, M., 1993: Seed bank, germination, and establishment of ericaceous and gramineous species in heathland. – In: Aerts, R. und Heil, G. W. (Hrsg.): Heathlands: Patterns and Processes in a Changing Environment. – Geobotany 10, 153–180. Kluwer Accademic Publishers. Dordrecht, Boston, London.

Daniels, F. J. A., Biermann, R., Breder, C., 1993: Über Kryptogamen-Synusien in Vegetationskomplexen binnenländischer Heidelandschaften. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 199–219. Hannover.

Diemont, W. H., Heil, G. W., 1984: Some long-term observations on cyclical and seral processes in Dutch heathlands. – Biol. Conserv., V. 30, 238–290.

Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

Dierßen, K., 1990: Einführung in die Pflanzensoziologie. (Vegetationskunde). – Wissenschaftl. Buchges. Darmstadt.

Drehwald, U., Preising, E., 1991: Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme – Moosgesellschaften. – Naturschutz Landschaftspfl. Nieders., H. 20/9, 1–202. Hannover.

Düll, R., Meinunger, L., 1989: Deutschlands Moose. – IDH-Verlag, Bad Münstereifel.

Ellenberg, E., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 3. Auflage. – Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

Ellenberg, E., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scipta Geobotanica, Bd. 18, 2. Auflage. – Verlag Erich Goltze KG. Göttingen.

Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoffhaltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide (Verdrängung von *Calluna vulgaris* durch *Deschampsia flexuosa*). – Dissertation Univ. Gießen.

Foregeard, F., 1990: Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. – Acta Ocologica 11 (2), 191–213.

Frahm, J. R., Frey, W., 1983: Moosflora. – UTB Ulmer. Stuttgart.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – Chapman and Hall. London.

Hansen, K., 1964/65: Studies on the regeneration of heath vegetation after Burning-off. – Botanisk Tidsskrift, Bd. 60, 1–41. Ejnar Munksgaards Forlag. Kobenhavn.

Hobbs, R. J., Gimingham, C. H., 1984: Studies on fire in Scottish heathlands Communities. II. Post-fire vegetation development. – J. Ecol., V. 72, 585–610.

Hobbs, R. J., Mallik, A. U.; Gimingham, C. H., 1984: Studies on fire in Scottish heathlands Communities. III. Vital attributes. – J. Ecol., V. 72, 963–976.

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

Kayll, A. J., 1966: Some charakteristics of heath fires in Nort-East-Scotland. – J. appl. Ecol., V. 3, 29–40.

Klaus, S., 1992: Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) als Nutznießer von Bränden und anderen Katastrophen im Walde. – Materialien zu Naturschutz u. Landschaftspflege, Bd. 1, 19–25.

Koperski, M., 1993: Florenliste der Moose in Niedersachsen und Bremen. – Inform. d. Naturschutz Niedersachs., 13. Jg., H.3, 73–128.

Lache, D.-W., 1976: Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. – Scipta Geobotanica, Bd. 11, Verlag Ulrich Goltze KG. Göttingen.

Londo, G., 1975: Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme in Dauerquadraten. – In: Schmidt, W. (Red.), 1973: Sukzessionsforschung. – Ber. Inter. Symp. IVV Rinteln: 613–617. Cramer, Vaduz.

Lütkepohl, M., 1992: Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen, Le-

bensräume. – Materialien zu Naturschutz u. Landschaftspflege, Bd. 1, 27–32.

Mallik, A. U., Gimingham, C. H., 1983: Regeneration of heathland plants following burning. – Vegetatio, V. 53, 45–58.

Melber, A., 1989: Der Heideblattkäfer in nordwestdeutschen Calluna–Heiden. – Inform. d. Naturschutz Niedersachs., 9. Jg., Nr. 6., 101–124.

Miles, J., 1981: Problems in heathland and grassland dynamics. – Vegetatio, V. 46/47, 61–74.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – J. D. Sauerländer's Verlag, Bd. 61. Frankfurt am Main.

Niedersächsisches Landesverwaltungsamt, Landesvermessung: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, Topographische Karte mit Wanderwegen, 1:50000.

Oberdorfer, E., 1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. – Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York.

Pfadenhauer, J., 1993: Ökologische Grundlagen für Nutzung, Pflege und Entwicklung von Heidevegetation. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 5, 221–235.

Pott, R., 1995: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Auflage. – Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

Pott, T., Hüppe, J., 1991: Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandlgen. aus d. Westfälischen Museum f. Naturkunde. Münster.

Preising, E., 1953: Süddeutsche Borstgras- und Strauchgras-Heiden. – Mitt. d. flor.-soz. Arb.gem., H. 4, 112–123.

Remmert, H., 1978: Ökologie – Ein Lehrbuch. – Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.

Sörensen, U., 1993: Zur Berücksichtigung faunistischer Daten bei Heidepflegemaßnahmen in Schleswig–Holstein. – NNA-Berichte, 6. Jg., H. 3, 63–66.

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 u. Landschaft, 64. Jg., H. 3, 100–105.

Tüxen, R., 1973: Zum Birkenanflug im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Eine pflanzensoziologische Betrachtung. – Mitt. d. flor.-soz. Arb.gem., H. 15/16, 203–209.

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

Whittaker, E., Gimingham, C. H., 1962: The effects of fire on regeneration of Calluna v. from seed. – J. Ecol., V. 50, 815–822.

Wirth, V., 1995: Die Flechten Baden-Würtembergs. Teil 1, 2. Auflage. – Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

Anschrift der Verfasserin

Anke Mirsch
Institut für Ökologie und
Evolutionsbiologie
Abt. Geobotanik und Naturschutz
Universität Bremen

Umgang mit Feuer auf Truppenübungsplätzen am Beispiel des Truppenübungsplatzes Bergen

von Dietmar Götze und Gerhard Brockmann

Der Truppenübungsplatz Bergen liegt mit einer Fläche von knapp 30000 ha zwischen den Orten Fallingbostel im Westen, Soltau im Norden und Bergen im Osten im südlichen Bereich der Lüneburger Heide. 15000 ha Wald und eine aus Heide, extensiv genutztem Grünland sowie Mooren und Stillgewässern bestehende ebenso große Fläche bestimmen die Struktur dieses Platzes. Schieß- und Fahrübungen gepanzerter Truppen bilden die militärische Nutzung, zivile Nutzungen sind aufgrund der Gefahrenlage ausgeschlossen. Der Schießbetrieb mit zufällig auftretenden Bränden sowie ein gezieltes Abbrennen ausgesuchter Flächen nach Genehmigung durch die Unteren Naturschutzbehörden bis Ende Februar kommen im wesentlichen als Ursachen für den Einsatz von Feuer auf dem Truppenübungsplatz in Betracht.

Zu Ausgang des Winters bieten vornehmlich im Bereich der Heideflächen oft kalte, trockene Witterungsbedingungen mit ausreichend tief auftretendem Bodenfrost die idealen Rahmenbedingungen für einen gezielten Feuereinsatz. Unerläßlich ist dabei wegen der Gefährdung durch Blindgänger die Begleitung dieser Arbeiten durch Sprengstoffspezialisten der Truppenübungsplatzkommandantur und, um jederzeit den Brand zum Stillstand bringen zu können, der Einsatz der Truppenübungsplatzfeuerwehr. Dieser gesteuerte Einsatz des Feuers hat folgende Ziele:

1. Regeneration überalterter oder vom Heidekäfer stark geschädigter Altheidebestände.
2. Verdrängung der im Wege der natürlichen Sukzession aufkommenden Waldvegetation.
3. Im Rahmen eines vorbeugenden Brandschutzes die Verhinderung großer Brandflächen durch zufällige, infolge des Schießbetriebes entstehende Brände.

Zu den Zielen dieses vorbeugenden Brandschutzes gehörte anfänglich auch die Verdrängung der Grasbestände in degenerierten Sandheideflächen. Die Erfahrung der letzten Jahre hat hier leider gezeigt, daß die Gräser mit Hilfe ihres ausgeprägten Wurzelsystems diese „kalten Brände" unbeschadet überstehen können. Schießübungen mit scharfer Munition, aber auch mit Übungsmunition lassen andererseits insbesondere im Frühjahr und Sommer immer wieder Brände entstehen, deren Zeitpunkt und Lage nicht gesteuert werden kann, son-

Abb. 1. Brandflächen unterschiedlichen Alters bewirken eine hohe Strukturvielfalt und werden über Sandwege in ihrem Flächenumfang begrenzt. (Photo: Lange, Bergen)

dern dem Zufall überlassen bleiben muß. Lediglich der Umfang der Brandflächen läßt sich durch systematische Anlage von Brandschutzstreifen steuern – Sandwege und Panzerbahnen werden in dieses Schutzsystem integriert.

So unterschiedlich wie ihre Ursachen sind aber auch die Auswirkungen der Brände auf Natur und Landschaft. Es wurde bereits vorstehend dargestellt, daß „kalten Bränden" als Mittel des Feuermanagements unter dem Aspekt der Landschafts- und Lebensraumgestaltung – insbesondere bei der Verhinderung einer weiteren Flächenzunahme degenerierter Sandheidestadien – enge Grenzen gesetzt sind. Andererseits lassen sich aber auch mögliche nachteilige Auswirkungen auf die Fauna bei Einhaltung der Rahmenbedingungen und bei ausreichender Kenntnis der Besiedlungsstruktur bei diesem gesteuerten Einsatz des Feuers auf ein Maß beschränken, das nachhaltige Schäden ausschließt. Dieses gilt in gleichem Maße für den Feuereinsatz im Wald wie auch in waldfreien Bereichen.

Ganz anders zu beurteilen ist dagegen die Situation bei Bränden infolge des Schießbetriebes während der Frühjahrs- und Sommermonate. Bei kleinflächigen Bränden – die Fläche sollte 1 ha nicht deutlich überschreiten – lassen sich nach unseren Erfahrungen nachhaltige Schäden vermeiden, da ein signifikanter Rückgang bei den Arten nicht beobachtet werden konnte, die einer regelmäßigen Erfassung unterliegen. Hierbei handelt es sich insbesondere um Vogelarten, beispielsweise aber auch um Reptilien mit ihrem deutlich geringeren Flucht- und Wiederbesiedlungsvermögen. Im Gegensatz dazu läßt sich bei großflächigen Bränden im Winter wie im Sommer diese Aussage sicherlich nicht mehr uneingeschränkt aufrecht erhalten. Bei Waldflächen ist hier noch ergänzend hinzuzufügen, daß zufällige Brände ohne rechtzeitige Erkennung, Vorsorge und Eingrenzung durch umfassende Brandschutzmaßnahmen sehr häufig zu großflächigen Brandflächen und damit schwerwiegenden ökologischen Schäden führen können. Der Flächenumfang dieser zufälligen Brände im Wald liegt oft bei 10–30 ha, bei ungünstigen Witterungsbedingungen z. T. auch deutlich darüber. Eine mittelfristige Wiederbesiedlung scheidet hier für viele Tierarten sicher aus.

Kleinflächige Sommerbrände haben dagegen den großen Vorteil einer Beseitigung, mindestens aber Verdrängung degenerierter Sandheideflächen, da die Tiefenwirkung der Brände für eine umfassende und nachhaltige Schädigung des Wurzelwerks der Grasbestände ausreicht. Weitere positive Auswirkungen liegen in der Rücknahme oder Verhinderung der natürlichen Waldsukzession und der Schaffung langer, unregelmäßig geformter Rän-

der und damit zugleich eines hohen Randlinieneffekts. Zusammenfassend ist festzustellen, daß kleinflächige Sommerbrände sowohl im Wald als auch im waldfreien Gelände neben den vorstehend dargestellten positiven ökologischen Effekten zu einer erheblichen Steigerung des Strukturreichtums führen, wobei im Vergleich dazu nachteilige ökologische Auswirkungen in den Hintergrund treten, da eine Wiederbesiedlung in der Regel gesichert ist.

Es lassen sich daraus folgende Konsequenzen für ein „Feuermanagement" auf dem Truppenübungsplatz Bergen entwickeln:

1. Anlage eines Brandschutzstreifensystems innerhalb geschlossener Waldgebiete zur Vermeidung großflächiger Waldbrände und zur leichteren Bekämpfung dieser durch die Feuerwehr. Panzerbahnen und breite Sandwege werden in dieses System einbezogen, woraus sich zugleich ökologische Vorteile durch Verlängerung der Waldinnenränder und eine Strukturbereicherung durch eine Erhöhung des Landschaftselements „Sandweg" ergeben.
2. Wiedervernässung ehemaliger Moore nach Abtorfung zu Beginn unseres Jahrhunderts. Auch hier sind nicht nur positive Effekte für den Brandschutz, sondern zugleich auf ökologischem Gebiet festzustellen bzw. zu erwarten.
3. Flächenbegrenzung möglicher Brände in den Schießbahnen durch zusätzliche Anlage von Sandwegen, die zugleich die Feuerbekämpfung durch die Feuerwehr erleichtern.
4. Frühe Erkennung von Bränden und schneller Einsatz der Feuerwehr – auch um den Preis einer Unterbrechung des Schießens – durch die Schießbahnüberwachung der Kommandantur während der Schießübungen. Großflächige Brände lassen sich so in der Regel vermeiden.
5. Landschaftsüberwachung aus der Luft nach Ende des Schießens durch Hubschrauber der Bundeswehr verhindert die Ausbreitung der Brände, die zwar infolge des Schießbetriebes entstanden sind, von der Schießbahnüberwachung aber nicht gesehen werden konnten.
6. Unterstützung der Feuerwehr bei der Brandbekämpfung durch den Löscheinsatz der Hubschrauber mit Hilfe großer Wassertransportbehälter. Ein schnelles und gezieltes Löschen insbesondere in Blindgängergebieten (große Gefährdung der Feuerwehr durch explodierende Blindgänger) ist dadurch gewährleistet.

Abschließend läßt sich aus den Erfahrungen mit dem Umgang von Feuer auf dem Truppenübungsplatz Bergen das Resümee ziehen, daß kleinflächige Winter- und Sommerbrände im Wald und in waldfreien Bereichen als ein wichtiges und wirksames Mittel der Landschaftspflege und -gestaltung anzusehen sind, bei dem mögliche ökologische Nachteile deutlich hinter den ökologischen Vorteilen zurücktreten. Großflächige Brände sind dagegen als ökologische Katastrophe anzusehen und mit den Mitteln eines vorbeugenden Brandschutzes zu verhindern. Dieser Erfahrungsbericht sollte daher auch außerhalb der Truppenübungsplätze zu einem vorsichtigen Einsatz von Feuer im Winter wie auch im Sommer ermutigen.

Anschrift der Verfasser

Dr. Dietmar Götze
Bundesforstamt Wense
29683 Wense

Gerhard Brockmann
Schwarzer Weg 1
29303 Lohheide

Fire as a management tool in Dutch heathlands

W. Herbert Diemont, Jan Jansen* and Henk Beije**

Introduction

It is suggested below that the longevity of *Calluna* in a heath, and consequently also the required length of the management rotation period depends on climatic conditions as well as plant nutrient levels. Where climatic conditions are marginal, the life span of *Calluna* is limited by stress factors such as drought, frost and attacks by the heather beetle. But even in climatic optimal regions the life span of *Calluna* is probably longer on nutrient poor sites and/or sites where accumulated nutrients are periodically removed by management interventions such as prescribed fire and turf cutting.

Various types of management may affect the vegetation in a different way under different soil conditions. With respect to the use of fire there is evidence, suggesting that prescribed burning may be as effective as turf cutting with respect to maintaining dominance of *Calluna* on brown podzolic soils where N limits growth. On more sandy podsol soils, where often P limits growth, the management rotation period in burned heathlands is probably shorter than in heath previously subjected to turf cutting.

Changes in the composition of a *Calluna* vegetation in The Netherlands are frequently triggered by incidents like frost, drought, and attacks of the heather beetle. We summarize in particularly the effect of incidents and management interventions such as fire, with respect to the balance of grasses and *Calluna* in Dutch heathlands.

Previously, heathlands in the Netherlands were important as part of the agricultural system in the sandy areas. Similar to most heath areas in Germany and Belgium, heathlands were grazed by sheep. Turf cutting was also practised. Turfs were transported and spread on the floor of sheds in which sheep were kept at night and the "plaggen" absorbed the manure. The mixture of manure and plaggen were reworked several times and spread on the arable land. This system of manuring arable land took about half of the

* Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO) Wageningen.
** National Reference Centre for Nature Management (IKC-Nature) Wageningen.

labour time of a farmer. In time, these arable lands raised substantially due to the sand in the plaggen. The anthropogenic layer may be as thick as 40 to 80 cm and these soils are called Plaggen soils. About 300,000 ha of black Plaggen soils in The Netherlands can be found, which have been raised by plaggen material from a maximum of 800,000 ha of heathlands. Records show that in the nineteenth century heathlands were grazed by some 1,000,000 sheep (*Diemont* 1996).

The maximum extent of heathlands of 800,000 ha occurred around 1800. Fire was a common practice in heathland to improve the palatability of the sward for sheep. Sheep grazing was, however, nearly abolished in the first part of the twentieth century and the same holds for the labour intensive practice of turf cutting. Already in the first half of the nineteenth century, heathlands were converted to arable land or to forest plantations. By 1964, only 60,000 ha of heathlands were left. Since then another 18,000 ha changed into woodland due to lack of management such as turf cutting, mowing, grazing and regular burning.

Fire was still used in some grazed heathlands in the twentieth century, but prescribed burning is only practiced in the Oldenbroek heath at present. In the last decade grazing including sheep and cattle has been introduced in about 50 % of the heathlands. Also mechanical turf cutting has been introduced in order to restore heathlands encroached by grasses (*Diemont* and *Linthorst Homan* 1989). At least 25 % of the heath has changed into grass heath. The possibility of re-introduction of fire as a management tool in Dutch heathlands is discussed below.

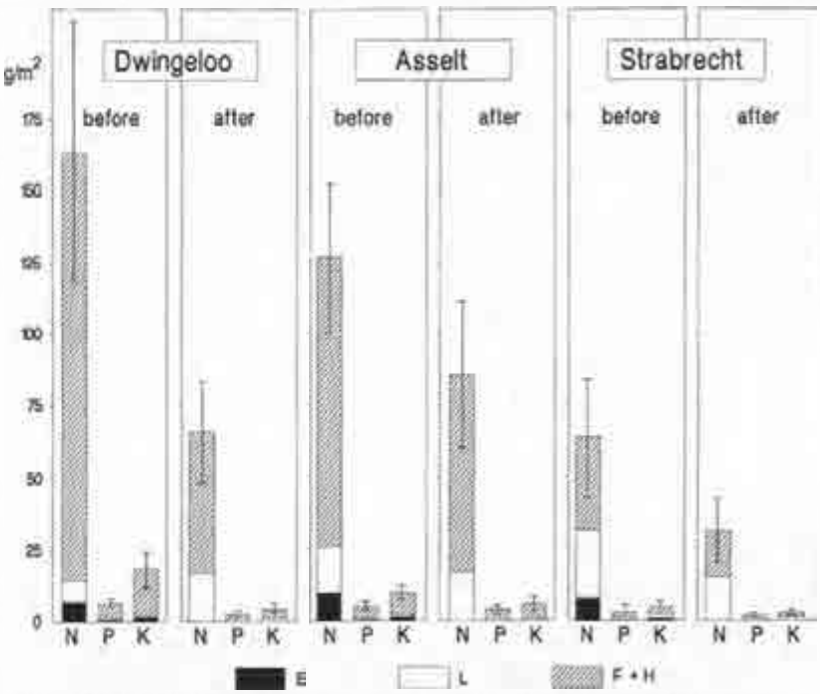


Fig. 1. Pre-fire and post-fire quantities of N, P, K in three sites (95 % confidence interval indicated). From: Diemont 1996.

2. Fire, nutrients and growth

Prescribed burning was advised for Dutch heathlands by the "Studiekring voor de Veluwe" in the fifties. Their report titled "is there a future for our heathlands?" concluded that there was an urgent need for heathland management. The use of fire was recommanded, because prescribed fire was thought to boost nutrient levels, whereas mowing and turf cutting deplete nutrients (*Anonymus* 1953). Effects of burning on nutrient levels were studied well in the United Kingdom. Results from Scotland indicate (see for the relevant literature *Diemont* 1996) that only the standing biomass is combusted. Consequently the export of nutrients by a fire is modest and may be balanced by nutrient imports by rainfall. Moreover, apart from nitrogen, part of the nutrients in the combusted organic material are left in the ash and not removed from the system.

These results may be acceptable for the more oceanic heathlands in the United Kingdom, but in The Netherlands also part of the humus is combusted in prescribed fires in spring. Consequently losses of nutrients are much higher. For instance, losses of N can be as high as 560 kg/ha/year (Fig. 1) which is 4 times the loss expected in heathlands in the UK (*Diemont* 1996). The most important factor, which determines the actual losses of nutrients in prescribed spring fires in The Netherlands, is probably the amount of combustible material in a site (Fig. 2). Temporarly, fire may indeed cause a flux of nutrients in the ash, especially with respect to the amount of plant available P, but this flux is short-lived (Table 1).

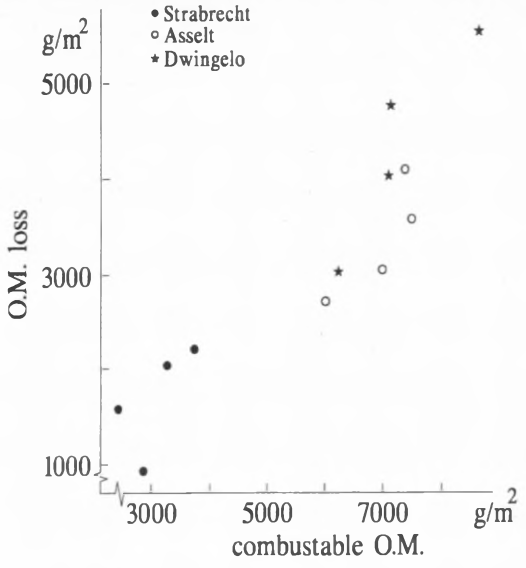


Fig. 2. Post-fire losses of organic matter as a function of the available pre-fire combustible material (r = 0,81). From: Diemont 1996.

Table 1. Extractable (1 N ammoniumacetate; pH 4.65) potassium (K) and phosphorus (P) in the L and F soil horizon before (I), immediately after a fire (II) and 6 month later (III). From: Diemont 1996

location	P			K		
	I	II	III	I	II	III
Dwingeloo	46	256	41	451	1108	88
Asselt	65	178	49	586	1241	201
Strabrecht	47	145	61	830	1547	209

mg/m^2

Also with respect to the effect of grazing on nutrient levels in heathlands there is a need to reconsider earlier studies. In general there is a notion that grazing does not affect nutrient levels (*Floate* 1970), but the results of recent studies in Dutch heathlands indicate that in the major part of a heathland, a considerable drain of nutrients may occur, whereas only relatively small areas are fertilized (*Bokdam* 1995).

The conclusion so far is that all management interventions in a heathland do remove nutrients from a heathland effectively.

3. Fire and the management rotation period

The growth of *Calluna* in heathlands previously subjected to turf cutting and prescribed burning has been studied in some detail, including a range of climatic conditions i.e. nett precipitation, age of *Calluna*, and soil conditions. The climatic range of the mean annual above ground production of burnt *Calluna* on "P limited" podzol soils is 2–2.5 ton/ha/year, whereas in heath subjected to turf cutting the production is 1.1–1.5 ton/ha/year (*Diemont* and *Oude Voshaar* 1994). On brown podzolic soils growth rates, where N is the growth limiting nutrient (*Diemont* 1994), growth rates are somewhat higher. Growth in Dutch heath is lower as compared to *Calluna* heath in S. E. England. On P deficit podzols in Dorset, previously burnt *Calluna* may reach a maximum of 3 ton/ha year. The differences in productivity in burned heath between Dorset and The Netherlands, and differences within The Netherlands, on similar soils are probably due to differences in moisture deficits. Average moisture summer deficits (precipitation minus evapotranspiration) in Devon are only 70 mm, 90 mm for the North of The Netherlands and 120 mm in the southern part of the country.

Under climatic good conditions the life span of *Calluna*, not affected by frost, drought or the heather beetle, is probably longer than under climatic marginal conditions (*Diemont* and *Hengeveld*, in: *Diemont* 1996). The same authors also hypothezise that, within a prescribed climatic setting, *Calluna* may achieve a longer life span on poorer soils and/or by management interventions which lower the nutrient status of a soil. The physiological mechanism behind is that lower nutrient levels induce higher levels of non-structural carbohydrate reserves in a plant. An inverse relationship between higher nutrient levels and lower carbohydrate reserves and the positive effect of higher carbohydrate levels has been shown for *Calluna* (*Berdowski* and *Siepel* 1988). Indeed the life span of *Calluna* after a prescribed fire is shorter than after turf cutting on podzol soils, where the removal of P, which is higher after turf cutting, is critical for growth (*Diemont* 1996).

The conclusion from this section is that in terms of nutrients fire has a nutrient depleting effect in the Netherlands, which is compatible with losses caused by turf cutting. This is especially the case with respect of losses of nitrogen. Therefore, on acid brown soils where N limits growth effects of fire and turf cutting may be compatible. The effect of a fire is, however, not as lasting as turf cutting on the most common soils i.e. podzols, where P is often the growth limiting factor. In the latter case the rotation period of a fire may be only 10–15 years, whereas after turf cutting the rotation period may be as long as 30 years, before a heath changes into a grass heath.

4. Fire and the balance between heather and grasses

A periodic fire usually does what it should do i.e. maintain a *Calluna* dominance in a heath. Therefore, periodic fire "has a minor effect on the floristic composition of heathland communities" (*Gimingham* et al. 1979). The results of a GIS study in the National Park De Hoge Veluwe indicate that fire does not affect the balance between grasses and dwarf shrubs (Fig. 3).

It is observed, however, that also in Dutch heathlands grasses can become co-dominant in a heath after fire for a short period. Wild fire in summer promotes grasses such as *Molinia caerulea* or *Deschampsia flexuosa* at the expense of *Erica tetralix*, which in the absence of grazing may become persistent (*van Gils* 1987), due to higher growth rates of *Molinia* compared to *Erica* (*Aerts* and *Berendse* 1984). In dry heath, however, *Calluna* outcompetes grasses (*Aerts* 1990). In this respect early claims (*Heil* and *Diemont* 1983) that higher nutrient levels cause the outcompeting by *Calluna* by grasses is challenged (*Aerts* 1990, *Diemont* 1996).The early arrival of grasses (*Festuca ovina*) reported by *Heil* and *Diemont* was due to the early senescence of *Calluna*, causing an early formation of gaps in the presence of an infestation of the heather beetle, gaps which are suitable for grasses, but not suitable for germination of *Calluna* seedlings.

Previously, shepherds even preferred a fire in summer in order to promote the growth of grasses. On the other hand, after a hot summer fire grasses may become extinct (observations Hoge Veluwe). The frequency of the fire is also important. A high frequency of fires causes a shift from heath to grass heath (*Stoutjesdijk* 1953) and similar observations are made in Scotland (*Miles* 1981). The observation that grasses become a dominant feature after repeated fires, again suggests that it is not always a higher availability of nutrients

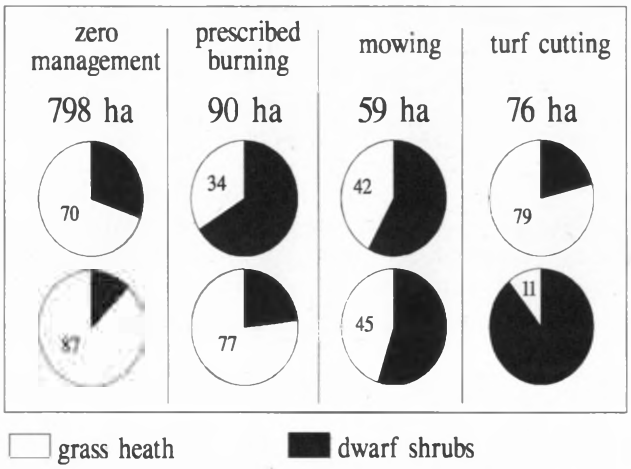


Fig. 3. Changes in the balance of grasses and dwarf shrubs in the National Park de Hoge Veluwe in relationship to management interferences including zero management in the period 1981 and 1992, derived from Tol et al. 1994.

that grasses outcompete dwarf shrubs such as *Calluna*. Also the promotion of dwarf shrubs by turf cutting at the expense of grasses is primairily explained by a physical cause i. e. the formation of suitable gaps for the germination of dwarf shrubs in the absence of viable grass seeds (*Diemont* 1990). These observations are consistent with an early speculation that "the recent spread of grasses on Dutch heathlands can be adequately explained in terms of ageing heather stands and of unsuitable seed beds" (*Gimingham* et al. 1987). However, indirectly, nutrients may speed up the encroachment of grasses, because the life span of *Calluna* becomes shorter (*Diemont* 1996).

The conclusion here is that periodic prescibed fires may temporarily promote grasses in dry *Calluna* heath, but in the long run fire does not upset the balance of grasses and dwarf shrubs, especially if grazing is part of the management. In wet heathlands, however, grasses are probably growing more vigorous than dwarf shrubs and especially *Erica* is outcompeted (*Berendse* and *Aerts* 1984). Grazing may be required to change the balance towards dwarf shrubs. In case grasses have become dominant, turf cutting has shown to be effective to restore a dwarf shrub heath (*Diemont* and *Linthorst* 1989).

5. Fire reconsidered

A major issue in Dutch heath is to manage heathlands in order to counteract invasion of woodland and grasses. The use of periodic fire is a management option in *Calluna* heathland, but as compared to turf cutting the management rotation cycle is shorter (10 to 15 years only).

Periodic precribed fire in autumn is also for Dutch heathlands an excellent method to manage a *Calluna* heathland, but other method such as turf stripping, mowing, in combination with grazing of lifestock are adequate as well in *Calluna* heathland. Especially the many small heathlands in The Netherlands (Figure 4) are difficult and risky to burn, and the labour needed at a specific moment is not easy to arrange. Nevertheless, in larger heathlands dominated by *Calluna*, fire may be re-introduced as a practical management tool. Especially where grazing with livestock (sheep, horses or cattle) is an option, the use of fire may also upgrade the vegetation as a fodder. Fire is not always appreciated by the general public, but since also mechanical turf stripping is introduced, it must not be difficult to convince the public that controlled fire is one of the means to manage heathlands.

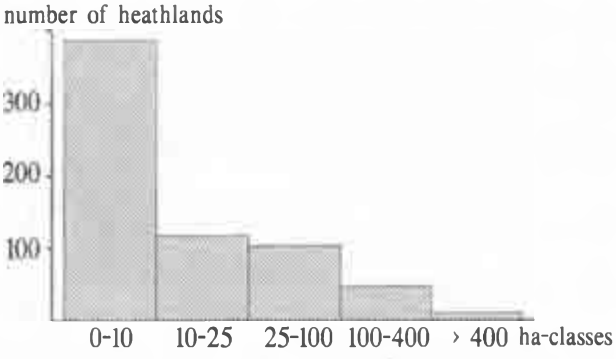


Fig. 4. Number of heathlands classified according size classes in The Netherlands (Diemont et al. 1982).

Abstract

The main management issues in Dutch heathlands are prevention of encroachment of trees and grasses, while maintaining in a cost-effective way the characteristic open landscape and biodiversity. Here, we discuss the effects of management interventions including fire on nutrient levels, management rotation periods and plant species composition. At present prescribed burning is only practised in the Oldenbroek heathland. Re-introduction of prescribed fire on a larger scale in heatland management in the Netherlands is discussed.

References

Aerts, R., 1990: Nutrient use efficiency in evergreen and deciduous species from heathlands. – Oecologia 84, 391–397.

Anonymous, 1953: Heeft de heide nog toekomst? Uitgave van de Studiekring voor de Veluwe. Arnhem.

Berendse, F., Aerts, R., 1984: Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia Caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. Acta Oecologica? – Oecologia Planatarum 5 (19), 3–14.

Bokdam, J., in press: Cyclic succession and shifting mosaics in a cattle grazed heathland in the Netherlands. – Proc. Fifth Int. Rangeland Congrass vol. 1.

Diemont, W. H., 1990: Seedling emergence after sod cutting in grass heath. – Journal of Vegetation Science 1, 129–132.

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

Diemont, W. H., Blanckenborg Kampf, F. G., 1982: Blij op de hei? Innovaties in het heidebeheer. – Research In-

stitute for Nature Management, Arnhem.

Diemont, W. H., Heil, G. W., 1984: Some long term observations on cyclical and seral processes in dutch heathlands. – Biological Conservation 30, 283–290.

Diemont, W. H., Linthorst Homan, H. D. M., 1989: Re-establishment of dominance by dwarf shrubs on grass heaths. – Vegetatio 85, 13–19.

Diemont, W. H., Oude Voshaar, J., 1994: Effects of climate and management on the productivity of Dutch heathlands. – Journal of Applied Ecology 31, 709–716.

Diemont, W. H., 1996: Survival of Dutch heathlands. – Ph. D. Thesis Wageningen. 78 pp.

Floate, M. J. S., 1970: Mineralization of nitrogen and phosphorus from organic materials of plant and animal origin and its significance in the nutrient cycle in grazed upland and hill soils. – Journal British Grassland Society 25, 295–302.

Gimingham, C. H., Chapman, S. B., Webb, N. R., 1979: European heathlands. – In: R. L. Specht (ed.), Heathlands and related shrublands. Ecosystems of the World 9A. – Elsevier, Amsterdam; 365–413.

Gimingham, C. H., Miller, G. R, Miles, J., 1987: General remarks on the management of Dutch heathlands. – In: W. H. Diemont and J. T. de Smidt (eds). 1987. Heathland management in The Netherlands. – RIN report 87/17. Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Arnhem.

Heil, G. W., 1984: Raised nutrients levels change heathlands into grasslands. – Vegetatio 53, 113–120.

Stoutjesdijk, Ph., 1953: Vegetatiekundig onderzoek van Veluwse heidevelden. – In: Heeft de heide nog toekomst? Studiekring voor de Veluwe. Arnhem.

Author's address

Dr. W. H. Diemont
Institute for Forestry and
Nature Research (IBN-DLO)
P. O. Box 23
NL-6700 AA. Wageningen

The Effects of Fires on the Dynamics of Heathland Communities in Southern England

by Nigel R.Webb

1. Historical Perspective

It is clear that fire has played an important role in the formation and persistence of the heathlands in Southern England as well as elsewhere in Britain. The exact nature of this rôle is difficult to assess. Almost all of the heathlands in southern Britain developed following forest clearances which began about 4000 years ago. The use of the land to support the inhabitants and their way of life has resulted in the persistence of vegetation dominated by dwarf shrubs until the present day (*Webb* 1986).

Generally, heathland ecologists have seen fire as one of the ways in which heathlands were used; grazing, turf cutting and the cutting of vegetation for fuel are others. Fire might be seen as both a tool which was used deliberately at certain locations and under certain well-chosen conditions or as an indiscriminately operating factor resulting in the un-controlled burning of areas of heathland. Wildfires may have occurred from time to time but we have no knowledge of either their frequency or their extent. For the most part, humans have been responsible for setting the fires and from the time of the earliest forest clearances fire was used to maintain open vegetation.

One of the earliest accounts of burning heathland was written by the seventeenth century priest and naturalist Gilbert White. In his *Natural History of Selborne*, published in 1689, he describes the great fires which occurred on the heathland of the ancient royal hunting forest of Woolmer, near Selborne in the County of Hampshire:

"to burn any waste, between Candlemas and Midsummer, any grig, ling, heath and furze, goss or fern, is punishable with whipping and confinement in the house of correction yet, in this forest, about March or April, according to the dryness of the season, such vast heath-fires are lighted up, that they often get to a masterless head, and, catching the hedges, have sometimes been communicated to the underwoods, woods and coppices, where great damage has ensued. The plea for these burnings is, that when the old coat of heath etc., is consumed, young will sprout up, and afford much tender browse for cattle".

White tells us three things. First, burning was such a common practice by the seventeenth century that laws had been introduced to control it. It was illegal to burn the heath between the 2nd February (Candlemass) and 25th June (Midsummer). Secondly, the fires were often fierce and uncontrolled, and burnt other types of vegetation besides heathland. Thirdly, the heathland was burnt to improve its quality for grazing livestock by ensuring a new supply of young heather shoots.

The Atlantic heaths of Western Europe are dominated by *Calluna vulgaris. Gimingham, Chapman* and *Webb* (1979) have suggested that these heaths shows some of the characteristics of a fire climax. They cite two adaptations, first, the ease with which *Calluna* and species of *Erica* regenerate from the stem base following fires and secondly, the promotion seed germination by heating. It is clear that fire has been an important factor in the dynamics of heathlands and remains one of the most important methods for managing them.

2. Present day occurrence of fires

Every year areas of heathland are burnt. There are two type of fire those lit by heathland managers and those which

are either accidental or the result of arson. In dry years the amount of heathland burnt increases. The pattern of accidental fires resembles that of wildfires. There are two peaks in the occurrence of these fires throughout the year (Fig.1). The first, during April, coincides with the school holidays at Easter, while the second, in late July and August, coincides with the summer vacation. During both periods the vegetation is very dry. In April the vegetation is still dormant after the winter, the new growth has yet to appear, and is dry as a result of frosts. Although it is particularly susceptible to burning, the effect of the fire on the vegetation at this time of year is seldom harmful. By August the vegetation is again dry as a result of the summer weather, although this varies from year to year. Fires occurring at this time of year may be more harmful as the vegetation does not regenerate as rapidly, and there is too little time for regrowth before the winter.

In Dorset, most of the accidental fires occur around the conurbations of Bournemouth and Poole and are infrequent elsewhere. Because of the high incidence of fires on the urban-fringe heathlands there has been a reluctance to undertake controlled burning for management elsewhere. On most of these heaths strict fire protection measures have been implemented over the last twenty years. In the year preceding 1960 about 809 ha out of a total heathland area of 10000 ha was burnt. By 1978 the total area of heathland in Dorset had declined to about 7900 ha of which 1071 ha was burnt; however, this figure was inflated by the extensive fires in the very hot dry summer of 1976 when 11 % of the Dorset heathlands was burnt. By 1987 the heathland had declined to 7475 ha with 451 ha being burnt (*Webb* 1990). Although detailed figures are not available it is thought that the total area burnt in subsequent years has fallen further as a result of protection measures. However, there has been a large increase in the number of fires on the urban-fringe heathlands. Until recently, when some grazing has been introduced, fire was the only factor controlling succession on these heaths. Because of this lack of burning the extent of scrub on the Dorset heathlands increased by 15 % between 1978 and 1987 (*Webb* 1990) and recent evidence (Webb unpublished) suggests that this rate has not declined.

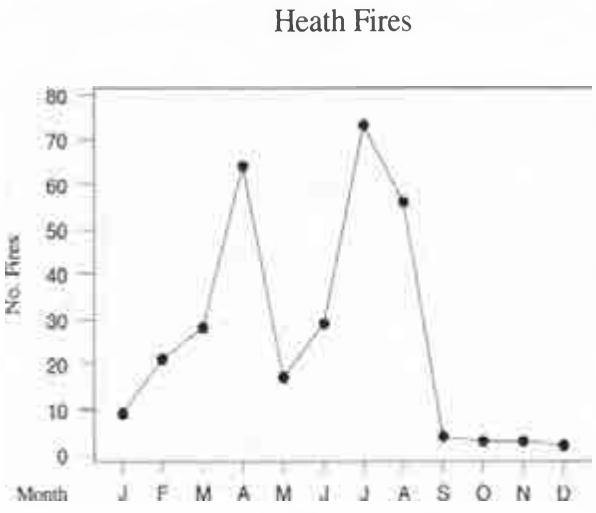


Figure 1. The number of heath fires attended by the Dorset Fire Brigade during 1983.

3. A Landscape Perspective on Heathland Fires

The effect of extensive fires in 1976, when 11 % of the Dorset heaths was burnt, was examined at the landscape scale by *Bullock* and *Webb* (1995). In 1976, a year of prolonged drought and very high summer temperatures, 11 of the largest fragments of the 141 fragments of heathland remaining in Dorset were affected by uncontrolled fires. Using data collected during surveys in 1978 and 1987 (*Webb* and *Haskins* 1980, *Webb* 1990), cover values and species composition were compared for each of the 11 heaths in the burnt and unburnt zones shortly after the fires, and again in 1987. The vegetation types examined were dry heath, humid heath, wet heath and peatland together with five associated types – scrub, carr, woodland and bare ground.

Five of the nine vegetation types responded to the fires. There was little difference in the proportion of dry heath between the burnt and unburnt zones in 1978, but by 1987 the burnt zones contained more dry heath vegetation. The dry heath decreased by ca. 5 % over the nine years in the unburnt zones as a result of invasion by scrub, but showed little change in the burnt zones.

A significant proportion of scrub, carr and woodland was cleared by the fire creating areas of bare ground in 1978. Much of the former carr and woodland remained as bare ground in 1987, but the scrub had regenerated completely. This probably indicates a transitional period in which what will eventually be woodland passes through a scrub phase. One might have expected dry heath to increase in the burnt zones as areas which were formerly scrub were converted to early-successional heath. This was not the case, and areas of burnt scrub and woodland regenerated as these types of vegetation and not as heathland.

The proportions of the four heath types were all unaffected by burning and there was no subsequent revegetation of bare areas by heath vegetation. In both dry and humid heath types there were short-term successional trajectories following the fires in which these areas returned to their pre-burnt state by 1987. Burning caused changes in the frequencies of the dominant species in 1978 but these differences were lost by 1987. The dry heath areas of the burnt zones were first colonised by *Agrostis curtisii*-dominated vegetation which was replaced by *Calluna vulgaris*-dominated vegetation. Likewise, on the humid heath areas *Molinia caerulea* established after the fire to be replaced eventually by *Calluna vulgaris*-vegetation. This development contrasts with the stability of the unburnt zones.

Scrub did not change significantly in extent between the two surveys but the composition of that on the burnt areas differed from the unburnt with the proportion of *Betula pendula* increasing and of *Ulex europaeus* decreasing. Over the nine years the total area of *Pteridium aquilinum* increased more

rapidly in the burnt zones whereas there was virtually no change in the unburnt zones, which supports anecdotal evidence that this species tends to spread following fires.

In summary, neither the extent nor the composition of the principal heathland types was affected by the fires which had occurred in 1976. The only long-term effect was in the species composition of scrub. The fires had a beneficial effect in conserving the dynamic mosaic of the heathland vegetation types by preventing the succession of heathland to scrub and by reducing the cover of woodland and carr between 1978 and 1987. However, the observed effect on woodland and carr may reflect the longer time-scale over which woodland develops compared with heathland. The only detrimental effect appeared to be the slight spread of bracken (*Pteridium aquilinum*) into burnt heathland. Overall, one might conclude that the 1976 fires when viewed at the landscape scale and over a long timescale had negligible or possibly beneficial effects on the heathland communities.

By adopting large temporal and spatial scales to examine the dynamics of heathland vegetation, it is interesting to note that the heathland landscape appeared to remain stable despite catastrophic disturbance at specific locations. Thus, the mosaic of vegetation types on these heathlands promotes resilience. It is also evident that responses to environmental factors and management will require that spatial structuring and landscape dynamics be examined.

4. Nutrient changes during heathland fires

This topic has been investigated in Scotland and northern England by *Robertson* and *Davis* (1965) and *Allen* (1964) respectively and for southern England by *Chapman* (1967). From experimental fires in a twelve-year old heathland in Dorset, *Chapman* (1967) showed that about 95 % of the nitrogen and 20–30 % of the other principal nutrients were lost during burning (Table 1). A nutrient budget was constructed from which it was clear that the losses of sodium, potassium, calcium and magnesium could be made good from precipitation within a few years; however, the losses of phosphorus and nitrogen could not be replenished through precipitation alone.

The rôle of phosphorus is particularly significant on the lowland heaths of southern England which have developed on mineral soils. As heathland vegetation develops after a fire, there is an accumulation of phosphorus and organic matter in the standing crop and litter. When a fire occurs a proportion of the accumulated phosphorus is converted to ash and subsequently comes into solution; however, only a proportion of this phosphorus enters the soil adsorption system and the remainder is lost through leaching. As the vegetation regenerates, the loss of phosphorus through leaching declines and, with low amounts of available phosphorus, the standing crop stabilises at about 2000 g organic matter m^2 (*Chapman, Rose* and *Clarke* 1989).

Earlier studies (e.g. *Allen* 1964, *Chapman* 1967) had emphasised the loss of phosphorus to the atmosphere during heathland fires. In heathlands a high proportion of the phosphorus is held in the organic matter, and it is now clear that where the adsorption capacity of the soil is low, the soil is unable to hold all of the phosphorus released during the fire, and a proportion of this phosphorus is lost through leaching. During a fire a large proportion of nitrogen is also lost. In the early years after a fire nitrogen limits growth and thereby exercises control over the phosphorus economy of the heathland system. As nitrogen accumulates in the standing crop and litter the amount of available phosphorus in the soil decreases and the system switches to one in which phosphorus controls the nitrogen economy (*Chapman, Rose* and *Basanta* 1989).

The phosphorus adsorption capacity of heathland soils in southern England varies, with those in Dorset, where most of the studies of nutrient dynamics have been carried out, being exceptionally low. Elsewhere, while still low in comparison with other soil types, adsorption maxima are higher. This suggests that a greater proportion of the phosphorus entering solution from ash would be retained by the soil and likewise, decomposition would result in a greater rate of release of phosphorus which would be returned to the system rather than lost through leaching (*Chapman, Rose* and *Basanta* 1989).

When these heathlands reach an age of about 20 years the rate of accumulation of phosphorus decreases and phosphorus is lost from the litter. A similar pattern is shown by the other major nutrients with the exception of nitrogen. The nitrogen budget is not fully understood and current data suggest that losses during a fire cannot be made up through rainfall alone. The role of nitrogen-fixing plants, principally *Ulex* spp., may well be important here (*Chapman* and *Webb* 1978).

5. Invertebrate Succession following Fires

It is important to recognise a number of key features of the invertebrates associated with heather and heathland (*Webb* 1989). First, there are those species which feed on *Calluna* or on other heathland plants. Then there are those species which are associated with heathlands in general, these are mostly species which like hot, dry, sandy habitats. The fauna of heather is very dependent on the structure of the *Calluna* bushes and it is important to distinguish between single bushes and those growing in stands of a uniform age. Vegetation structure of the latter type is produced by rotational burning and pro-

Table 1. A nutrient balance sheet for an area of lowland heath, 12 years old when burnt (data expressed as kg/ha) (From Chapman 1967)

	Na	K	Ca	Mg	P	N
Vegetation/litter	5.4	39.3	48.2	17.2	8.3	182.2
Soil	84.0	288.0	229.0	236.0	37.0	2210.0
Loss in fire	(28%) 1.5	(21%) 8.3	(26%) 12.5	(23%) 4.0	(26%) 2.2	(91%) 173.1
Nutrient input of 1 year's rainfall	25.4	1.2	4.7	5.6	0.01	5.2
Nutrient input over 12 years	305.0	14.0	56.0	67.0	0.12	62.0
Nutrient balance	+303.0	+5.7	+43.5	+63.0	-2.08	-111.0

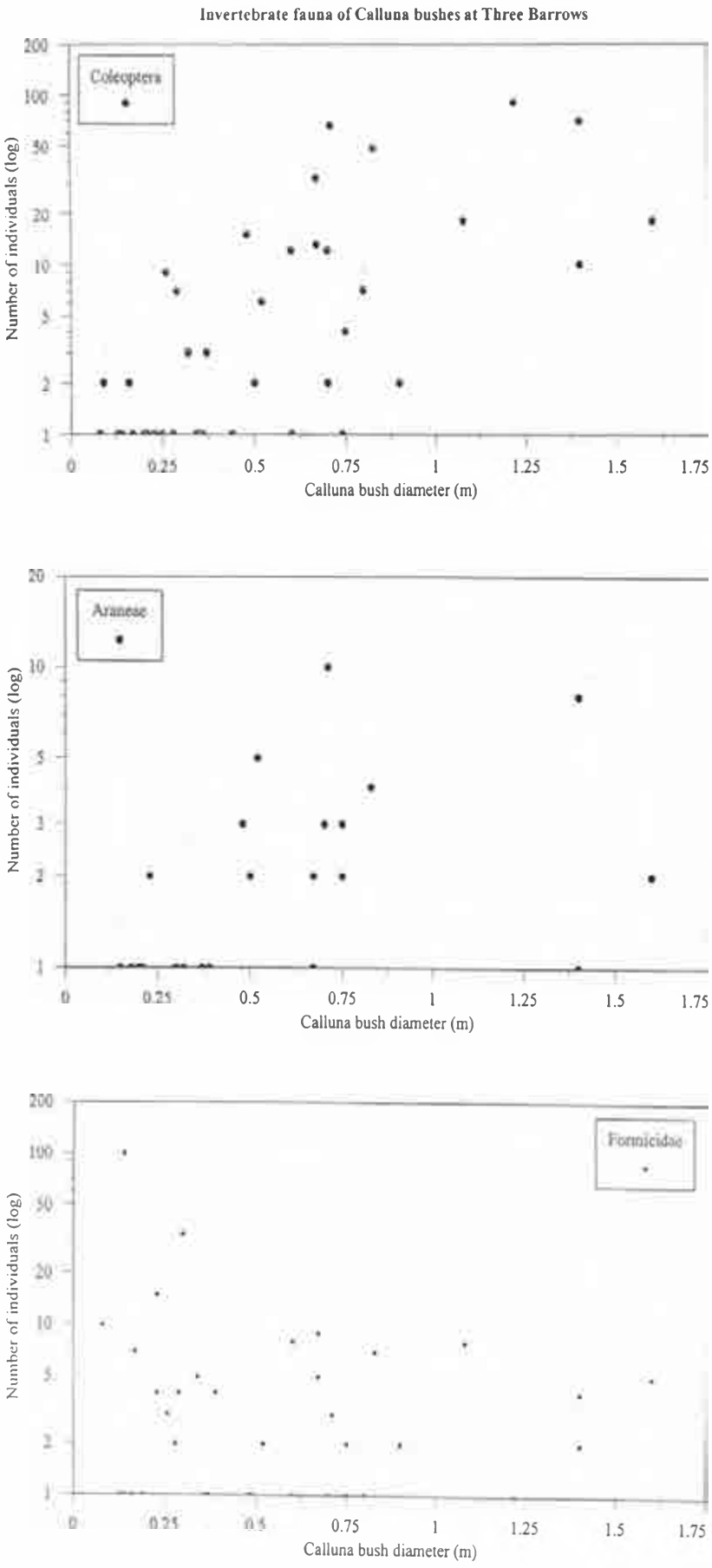


Figure 2. The number of insects recorded from Calluna bushes of different sizes. The smallest bushes, which are the youngest, have fewer beetles (Coleoptera) and spiders (Araneae) than the larger older bushes. For ants (Formicidae) fewer individuals were recorded from the older bushes.

vides a different habitat from that of mixed age stands where bushes of different structure grow side by side.

In general, there is a close relationship between the diversity of the invertebrate fauna and the structure of the heather bushes (Fig. 2). Most groups show an increase in diversity but for some such as ants (Hymenoptera: Formicidae) there is a decline as the insolation decreases with the development of the vegetation canopy (Fig. 2). Almost all studies of heathland invertebrates recognise that there is a succession of species, with some species being characteristic of the early stages after a fire and others characteristic of the mature and degenerate phases.

In Scotland, *Miller* (1974) studied both a mixed-aged community, representing all the stages of the *Calluna* cycle, and even-aged stands produced by burning. In the mixed-aged stand there were few differences in either abundance or diversity of invertebrates in patches of plants representing the different phases of the *Calluna* cycle. However, in the even-aged stands managed by burning, although the composition of the fauna was similar from phase to phase, densities were highest in the oldest phases.

This general picture is confirmed from studies in southern England. Four species of ant occur commonly on the Dorset heaths (*Brian* 1964). *Lasius niger* occurs in the cool, wet areas where 83 % of the plant cover consists of *Molinia caerulea, Agrostis curtisii* and *Erica tetralix. Formica fusca* occurs where there is a well developed litter layer, almost complete plant cover and a high proportion of *Calluna. Tetramorium caespitum* prefers the dry heath which is high and warm and where plant cover is <62 %. *Lasius alienus* inhabits the driest heath with even sparse plant cover. The interactions of the ants with changes in plant cover were studied for ten years from 1961 to 1971 following a fire in 1959; the results are summarised in Figure 3. From 1961 to 1971 the vegeta-

Figure 3. The proportions of the different plant species and of bare ground in the areas inhabited by the ants Lasius niger, L. alienus and Tetramorium caespitum on a southern English heathland two years after burning and ten years later (from Brian 1964 and Brian et al. 1976).

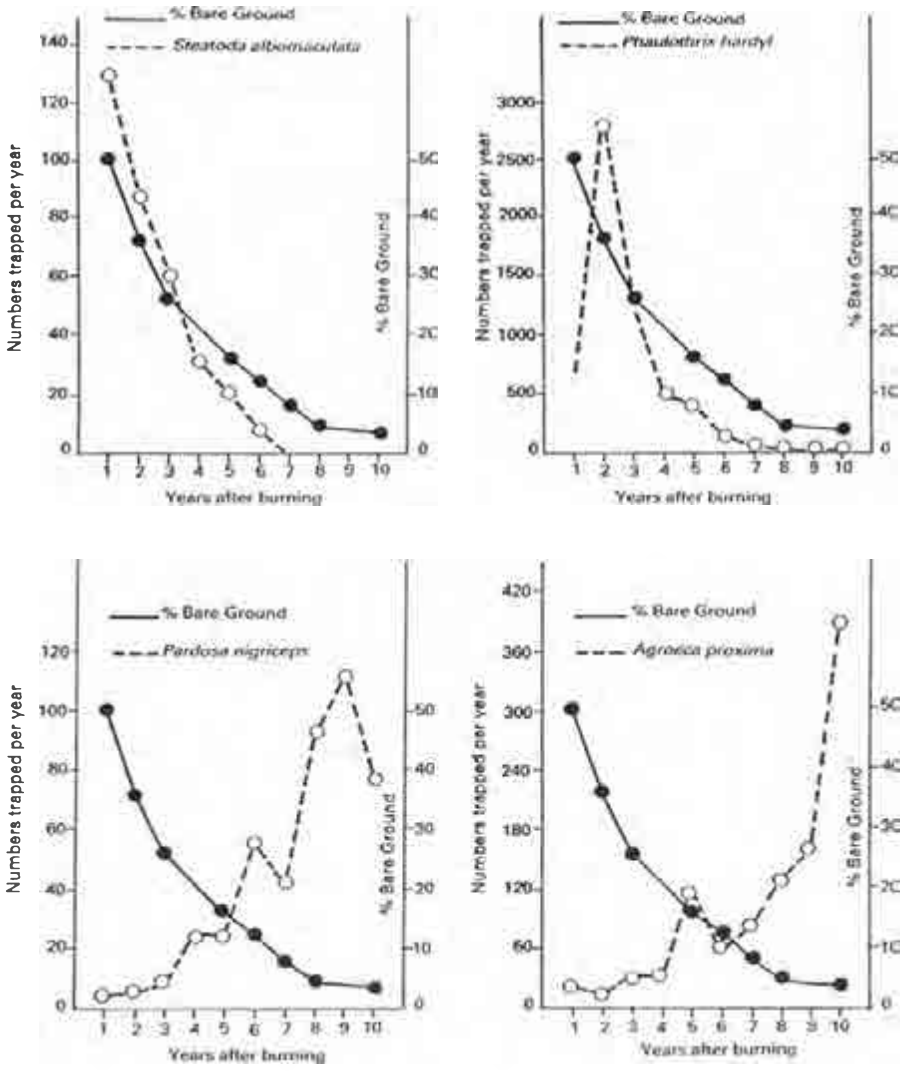


Figure 4. Changes in the abundances of four species of spider in relation to the proportion of bare ground on a southern English heathland during the ten years following a heathland fire (from Merrett 1976).

tion developed from the early post-burn phase to the late building phase. Bare ground decreased from 36 % to 6 % and the cover of *Calluna* increased from 10 % to 54 % resulting in a significant reduction in insolation.

Over the same ten-year period the proportion of *T. caespitum* increased from 17–24 %, *F. fusca* from 5 % to 15 %, but *L. niger* and *L. alienus* decreased from 28 % to 19 % and 42 % to 24 % respectively (*Brian* et al. 1976). The growth of the vegetation following the fire had altered the competitive balance between the species. *Tetramorium caespitum*, which collects and stores seeds and is able to build nest mounds to avoid shading by the plants was favoured. Species such as *L. alienus*, which require a high degree of insolation, decline as the canopy develops, and the original balance of species is only restored when the fire occurs again. *Tetramorium caespitum* and *Lasius alienus* are able to co-exist on the heathland because they occupy opposite ends of the burning cycle.

On the same heathland and over a similar ten-year period, *Merrett* (1976) investigated successional patterns of spiders (Araneae). The presence and activity of ground-living species was not markedly affected until ten years after the fire when the vegetation canopy began to close and a well-developed litter layer had begun to form. From his samples, *Merrett* (1976) recognised 6 categories.

1. Pioneer species, which colonised the heathland soon after the fire. Their populations declined quickly and the species were absent when plant cover reached 90 %.

2. Pioneer species which persisted for about 10 years and then declined slowly.

3. Species whose abundance reached a peak 5–10 years after the fire and which declined 10–15 years after the fire.

4. Species which reached their peak abundance after ten years after the fire.

5. Species characteristic of mature heathland (<15 years). These fell in to two groups: web-spinners and ground living species.

6. Spiders which occurred in all phases with no well-marked peaks.

As with ants, spiders show a clear response to changes in vegetation structure (Fig. 4), this is particularly evident in web-spinning species.

The only other detailed study from the Dorset heathlands is for soil mites (Acarina: Oribatida) (*Webb* 1994). Measurements of soil temperatures made during a heathland fire suggest that the litter surface is subject to temperatures which do not exceed 45 °C (*Webb* 1994). Oribatid mites are well able to withstand this temperature for short periods (*Madge* 1965, *Hodkinson* et al. 1996). The good insulating properties of the litter ensure that temperatures hardly rise within the litter and soil profile. Few of the soil and litter dwelling animals are killed by the fire; however, populations decline rapidly once the vegetation canopy has been removed (Table 2). This is caused by micro-climatic changes in the litter. The litter becomes very dry without the protection of the plant canopy and frequently blows away. A new litter layer begins to form only when the plant canopy closes; a process which takes some ten years. The number of species in the oribatid fauna increases up to about 15 years after the fire, after which there is a levelling off. Thus, the development of the fauna is closely associated with the recovery of the heathland vegetation. This process is characterised by slow growth rates and in particular the slow rate at which litter accumulates during the first ten years after the fire.

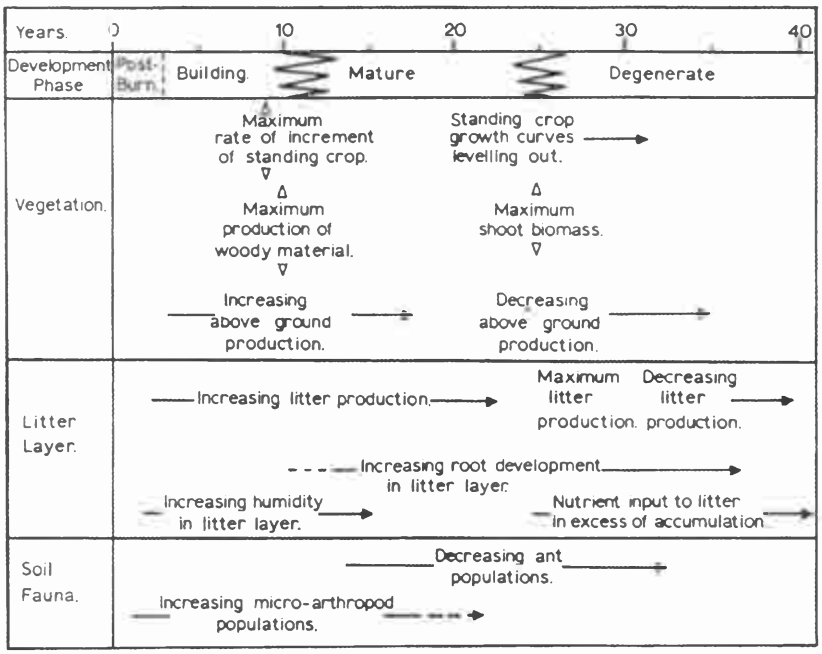


Figure 5. A summary of the changes which occur in primary production, litter accumulation and soil fauna on a southern English heathland following burning.

6. Conservation Management by Burning

The changes which take place on the Dorset heathlands following fires are summarized in Figure 5. Where the fire has not been too hot *Calluna* regenerates from the stem bases and within three years enters the building phase. Where the root stocks are killed regeneration is from seed giving a true pioneer phase, but taking longer before the building phase is reached. Over the 30–40 years of heathland growth production increases but declines from about 20 years onwards. The protection afforded by the canopy changes. At first, the canopy is open and the soil and litter surface dry with extremes of temperature. During the mature phase when the canopy is more or less complete, humid, still conditions with small fluctuations of temperature prevail. As the canopy opens during the late mature and degenerate phases more extreme conditions occur again. Although we do not have micro-climate

Table 2. The numbers of oribatid mites per m² from six heathlands of different ages since a fire. H = Krustal-Wallis one-way analysis of ranks. For 5 degrees of freedom. P >0.001, h= 20.52. Hence all values of H are highly significant

Species	Age in years since fire						H
	0	1	4	8	15	27	
Nothrus silvestris (Nic.)		53	133	1893	5412	9331	72.57
Platynothrus peltifer (C.L.K.)						53	
Camisia segnis (Herm.)						80	-
Damaeus clavipes (Herm.)						27	-
Odontocepheus elongatus (Mich.)				27	187	27	-
Ceratoppia bipilis (Herm.)					27		
Tectocepheus velatus (Mich.)	27	80	453	2773	1493	1386	48.77
Ceratozetes gracilis (Mich.)					80	427	-
Chamobates borealis (Ouds.)	27	53	400	773	560	1146	38.00
Trichoribates incisellus (Kramer)			27	240	160		
Oppiella nova (Ouds.)	27		480	773	3679	5572	58.80
Galumna sp.						27	-
Carabodes willmanni Bernini	587	4346	15062	9091	10450	2453	29.04
Carabodes marginatus (Mich.)				27	347		-
Adoristes ovatus (C.L.K.)		27				27	-
Thyrisoma lanceolata (Mich.)		80	133	400	160		-
Oribaluta tibialis (Nic.)	107	53	187	53	187	107	-
Steganacarus magnus (Nic.)					613	533	46.95
Phthiracarus sp.	27	27			133	427	42.14
Rhysotritia ardua (C.L.K.)	3519	693	347	27	480	958	34.48
Hermanniella picea (C.L.K.)					1173		-
Achiptera coleoptrata (L.)					27		
Pelops bilobus Sell.		53	53				
Total individuals	**4321**	**5465**	**17275**	**16077**	**25168**	**22583**	**41.24**
Total species	**7**	**10**	**10**	**11**	**17**	**16**	**63.74**

Table 3. Features of the microclimate beneath the vegetation in the different growth phases of a Calluna heath in Scotland. (From Barclay-Estrup 1971)

	Pioneer	Building	Mature	Degenerate
Age (years)	3-10	7-13	12-28	16-29
Percentage cover	10	85	75	35
Illumination at ground level	High	Reduced to 2% of ambient	Increased to 20% of ambient	Up to 75% of ambient
Surface temperature - max.	Highest	Intermediate	Lowest	Second highest
Surface temperature - min.	Intermediate	Second highest	Highest	Lowest
Soil temperature - max.	High	Lowest	Intermediate	Highest
Soil temperature - min.	Low	Lowest	Highest	Intermediate
Saturation deficit	High	Low	Low	Increasing (high on warm clays)
Air movement	Maximal	Negligible	Restricted	Much greater
Throughfall	At a maximum	At a minimum	Still at a low level	Much greater, approaching that of pioneer phase

measurements for the southern heaths, studies from heaths in Scotland (*Barclay-Estrup* 1971) give a good idea of the types of change which occur (Table 3). These changes are of considerable importance for the invertebrate fauna. Which, as we have already seen, tends to increase in diversity throughout the heathland succession.

In Dorset, the dynamics of the nutrients has been used as a basis for developing management prescriptions based on burning. *Chapman* and *Webb* (1978) suggested that these heathlands should be burnt on a cycle of about 20 years. Their conclusion was based on the rates at which the nutrients lost during the fire were replaced in rainfall and in particular the input of phosphorus. A cycle of 20 years is much longer than that normally used to manage heather moorland in the north of England and Scotland. Here a cycle of 12–15 years is used since the aim of burning is to provide a crop of nutritious young heather shoots for sheep and for grouse. Grouse moors are usually burnt in strips because grouse require young heather for food and taller old heather for nesting and to provide a supply of invertebrates as food for their chicks. In the south of England some conservationists have argued that the cycle could be as long as 25 years, but it should be remembered that the capacity of the plant to regenerate after fires declines markedly with no more than 10 % of the 23–25 year old plants capable of recovery (*Mohamed* and *Gimingham* 1970, *Miller* and *Miles* 1970).

In the late 1960s attempts were made to implement a programme of rotational burning based on this cycle. For several nature reserves plans were drawn up for rotational burning. First, areas which should not be burnt were identified and marked. Then, the area of the remainder of the heathland was divided by twenty. The resulting total area to be burnt each year was then further divided into smaller areas distributed over the heathland. In this way it was hoped to achieve a mosaic which would enable heathland species to move to new areas. In addition, a mosaic of different aged stands of heather would in itself provide a form of protection against unplanned fires. Attempts to implement this plan were thwarted by the frequent accidental fires and from the late 1970s onward there was almost no burning of heathland for management. In addition, some conservationists objected to the use of fire to manage heathland despite the fact that at that time no other methods were readily available. As a result the amount of scrub and woody vegetation on the heaths has increased considerably. Now, when accidental fires occur they are fierce, difficult to control, often burn larger areas than are desirable and because of the high temperatures attained may impair the subsequent regeneration of the heathland.

More recently the use of fire has been reconsidered as has the twenty-year cycle. This cycle while matching the input of nutrients may allow too large a fuel load to develop. This increased fuel load will result in hotter fires and this in turn may affect plant succession after the fire. Furthermore, the structure of the vegetation changes during the growth cycle of the heath and in the late mature and degenerate (sensu *Watt* 1955) stands of heather, the vegetation becomes open and woody and will not carry a fire cleanly. It is only in the late building and mature phases of heather that clean fires can be achieved. Preliminary experiments in which the fuel load has been manipulated suggest that it is difficult to modify fire temperatures by manipulating the fuel load as the temperatures attained in any one fire are highly dependant on the conditions (moisture, rainfall, wind etc) at the time of burning. However, in older more open stands it is important to clear the vegetation and the addition of material to raise fire temperatures will encourage seedling germination (*Allchin* et al. 1996).

More difficult to overcome have been objections from conservationists. They have viewed the large number of accidental fires as harmful and are unwilling to consider fire as a management tool. It is clear that recolonisation of heaths following fires is now a more difficult process in cases where colonists must move between fragments rather than within fragments. As a result of these pressures alternative managements are now being implemented.

The law permits the burning of heathland for management only during the winter (1 November – 31 March). Frequently, weather conditions are unsuitable for burning throughout much of the winter, although usually there is a period in the late winter (February–early March) when the vegetation is dry enough and there is little wind for fires to be lit safely. Many of the heathlands are surrounded by forestry or property which prevents burning. Cutting which can be carried out throughout the winter is a great advantage here but requires relatively level ground. Recently, grazing by cattle and horses has been introduced as a means of managing the vegetation.

Finally, research into patch dynamics both within and between heathland fragments and considerations of heathland management at a landscape scale have influenced our thinking of rotational management. Studies such as that of *Webb* and *Thomas* (1994) have highlighted the need to consider where patches to be managed should be located in relation to the entire heathland landscape and the frequency with which they should be managed.

Acknowledgements

I am very grateful to the Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz for their invitation to take part in this Workshop and for generously meeting my travel and accommodation costs.

7. References

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

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

Barclay-Estrup, P., 1971. The description and interpretation of cyclical processes in a heath community. III Microclimate in relation to the *Calluna* cycle. – Journal of Ecology 59, 143–166.

Brian, M. V., 1964. Ant distribution on a southern English heath. – Journal of Animal Ecology 33, 451–461.

Brian, M. V., Mountford, M. D., Abbott, A., Vincent, S., 1976. The changes in ant species distribution during ten years post-fire regeneration of a heath. – Journal of Animal Ecology 45, 115–133.

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

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

Chapman, S. B., Rose, R. J., Basanta, M., 1989. Phosphorus adsorption by soils from heathlands in southern England in relation to successional change. – Journal of Applied Ecology 26, 673–680.

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

Chapman, S. B., Webb, N. R., 1978. The productivity of *Calluna*-heathland in Southern England. – In Heal, O. W., Perkins, D. F. (eds): The Ecology of some British Moors and Montane Grasslands. Springer-Verlag, Berlin.

Gimingham, C. H., Chapman, S. B., Webb, N. R., 1979. European heathlands. In Specht, R. L. (ed.): Ecosystems of the World Volume 9A: Heathlands and Related Shrublands. – Elsevier, Amsterdam.

Hodkinson, I. D., Coulson, S. J., Webb, N. R., Block, W., 1996. Can high Arctic soil microarthropods survive elevated summer temperatures. – Functional Ecology 10, 314–321.

Madge, D. S., 1965. The effects of lethal temperatures on oribatid mites. – Acarologia 7, 121–130.

Merrett, P., 1976. Changes in the ground living spider fauna after heathland fires in Dorset. – Bulletin of the British Arachnological Society 3, 214–221.

Miller, B. J. F., 1974. Studies of changes in the populations of invertebrates associated with cyclical processes in heathland. – PhD Thesis, University of Aberdeen.

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

Mohamed, B. F., Gimingham, C. H., 1970. The morphology of vegetative regeneration in *Calluna vulgaris*. – New Phytologist 69, 743–750.

Robertson, R. A., Davies, G. E., 1965. Quantities of plant nutrients in heather ecosystems. – Journal of Applied Ecology 2, 211–219.

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

Webb, N. R., 1986. Heathlands. Collins, London.

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

Webb, N. R., 1994. Post-fire succession of cryptostigmatic mites (Acari, Cryptostigmata) in a *Calluna*-heathland soil. Pedobiologia 38, 138–145.

Webb, N. R, Haskins, L. E., 1980. An ecological survey of heathland in the Poole Basin, Dorset, England in 1978. – Biological Conservation 17, 281–296.

Webb, N. R, Thomas, J. A., 1994. Conserving insect habitats in heathland biotopes: a question of scale. In Edwards, P. J., May, R. M., Webb, N. R.: Large-scale ecology and conservation biology. – Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Author's address

Nigel R. Webb
Furzebrook Research Station
NERC Institute of Terrestrial Ecology
Wareham
Dorset BH20 5AS UK

Rekonstruktion der Feuergeschichte einer nordischen Wald- und Kulturlandschaft: Fallbeispiel Nationalpark Tiveden (Südschweden)

von Hans D. Page, Mats Niklasson, Søren Källgren, Anders Granström, Johann G. Goldammer

Einleitung

Bis vor wenigen Jahren wurden Waldbrände in Eurasien vorwiegend als katastrophale Ereignisse betrachtet. Doch durch die feuerökologische Forschung in der letzten Zeit wird immer klarer, daß das Feuer – durch Blitzschlag oder vom Menschen verursacht – ein Faktor ist, der die Artenzusammensetzung und Entwicklungsdynamik dortiger Waldökosysteme entscheidend prägt (*Granström* et al. 1995, *Zackrisson* und *Östlund* 1991, *Schimmel* und *Granström* 1991, *Rowe* 1983).

Jahrringanalytische Untersuchungen von Bäumen und Baumstümpfen, die Brandwunden aufweisen, sind für die feuergeschichtliche Forschung von zentraler Bedeutung. Sie geben Aufschluß über die Häufigkeit, das jahreszeitlichem Auftreten und die Ausdehnung historischer Brandereignisse. Der Schwerpunkt feuergeschichtlicher Untersuchungen liegt in Nordschweden (*Zackrisson* und *Östlund* 1991, *Bradshaw* und *Zackrisson* 1990), da es hier – vorwiegend in Naturreservaten – noch zahlreiche Bestände gibt, in denen man alte Bäume oder Baumstümpfe mit Brandwunden finden kann. In Südschweden hingegen, das schon seit langer Zeit vom Menschen besiedelt ist, gibt es kaum noch Wälder, die historische Brandspuren aufweisen (*Granström* 1991).

5Eine Ausnahme davon bildet der Nationalpark Tiveden, in dem 1994 von der Arbeitsgruppe Feuerökologie (Max-Planck-Institut für Chemie, Abteilung Biogeochemie / c/o Universität Freiburg) in Zusammenarbeit mit dem Institut für Vegetationsökologie der Forstlichen Fakultät in Umeå (Schweden) eine jahrringanalytische Untersuchung zur Feuergeschichte des Gebietes durchgeführt wurde. In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse der dendrochronologischen Untersuchung dargestellt und im Zusammenhang mit der Siedlungs- und Landnutzungsgeschichte interpretiert. Sie gibt Aufschluß über die Bedeutung natürlicher und anthropogen bedingter Feuer der letzten Jahrhunderte in Tiveden und liefert Grundlagen für Entscheidungen, Waldbrände bzw. kontrollierte Feuer in zukünftige Managementkonzepte für den Nationalpark zu integrieren.

Material und Methoden

Naturräumliche Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Tiveden liegt etwa 150 km südwestlich von Stockholm am Nordende des Vätternsees. Der 1353 ha große Nationalpark liegt im Süden des Gebietes auf einem Höhenrücken mit einer mittleren Höhenlage von 190 m ü. NN zwischen den Seen Unden und Vättern. Auf über 90 % der Parkfläche steht nährstoffarmer und saurer Granit an, der durch eiszeitliche Erosionsprozesse von zahlreichen steilen Rißtälern (Sprickdålar) durchzogen ist (*Andersson* und *Appelqvist* 1988, *Johansson* 1971). Diese feuchten Täler wechseln sich auf kleiner Fläche mit trockenen, steilen Bergrücken ab, bei denen oft der nackte Fels ansteht. Zahlreiche Findlinge und Blockanhäufungen, die die letzte Eiszeit zurückließ, sind ein weiteres Charakteristikum dieser mosaikartig zerklüfteten Landschaft.

Tiveden liegt im Zentrum der hemiborealen Vegetationszone, in der sich Elemente der borealen und gemäßigten Zone vereinen. Die bestandesprägenden Baumarten in Tiveden sind *Pinus sylvestris* L., die im Nationalpark vor allem auf den trockenen Bergrücken wächst, und *Picea abies* (L.) Karst., die ihren Schwerpunkt in den Tälern hat. Sie sind zu wechselnden Anteilen mit *Betula* spp., *Populus tremula* L. und *Sorbus aucuparia* L. durchmischt (*Andersson* und *Appelqvist* 1988).

Siedlungs- und Landnutzungsgeschichte

In der Landnutzungsgeschichte Tivedens lassen sich seit dem Mittelalter vier Epochen unterscheiden, die im Zusammenhang mit der Feuergeschichte eine wichtige Rolle spielen und deswegen kurz erläutert werden.

Tiveden im Mittelalter (bis Ende des 16. Jahrhunderts)

Wegen der zerklüfteten Topographie, des rauheren Klimas und der im Vergleich zum Umland wesentlich schlechteren Bodenbedingungen wurde das heutige Nationalparkgebiet erst sehr spät besiedelt und regelmäßig genutzt. Seit dem Beginn des Mittelalters gab es bäuerliche Siedlungen entlang der Ufer der Seen Unden und Vättern (s. Abb.1). Allerdings war nach der Einschätzung von *Kardell* (1982) das heutige Nationalparkgebiet, abgesehen von sporadischer Jagd und eventuell vereinzelt vorgekommener Waldweide, bis zum Ende des 16. Jahrhunderts ein vom Menschen weitgehend unberührtes Ökosystem, in dem es auch immer wieder zu Waldbränden kam.

Finnenkolonisation und Stahlproduktion (17. und 18. Jahrhundert)

Gegen Ende des 16. Jahrhunderts veränderte sich dieser Zustand grundlegend. Finnische Immigranten, die auf Grund von Hungersnöten und kriegerischen Auseinandersetzungen aus ihrem Land getrieben wurden, siedelten sich zu dieser Zeit in Süd- und Mittelschweden an. 1580 erreichte diese Einwanderungswelle auch Tiveden, mit der Folge, daß in wenigen Jahrzehnten 82 neue Siedlungen in Tiveden entstanden (s. Abb. 1) und die Menschen immer tiefer in die bis dahin nahezu unberührten Urwälder vordrangen (*Kardell* 1982).

Mitte des 17. Jahrhunderts hielt die Stahlproduktion Einzug in Tiveden. Das Erz dazu kam aus Taberg, das an der Südspitze des Vätternsees liegt. Da die

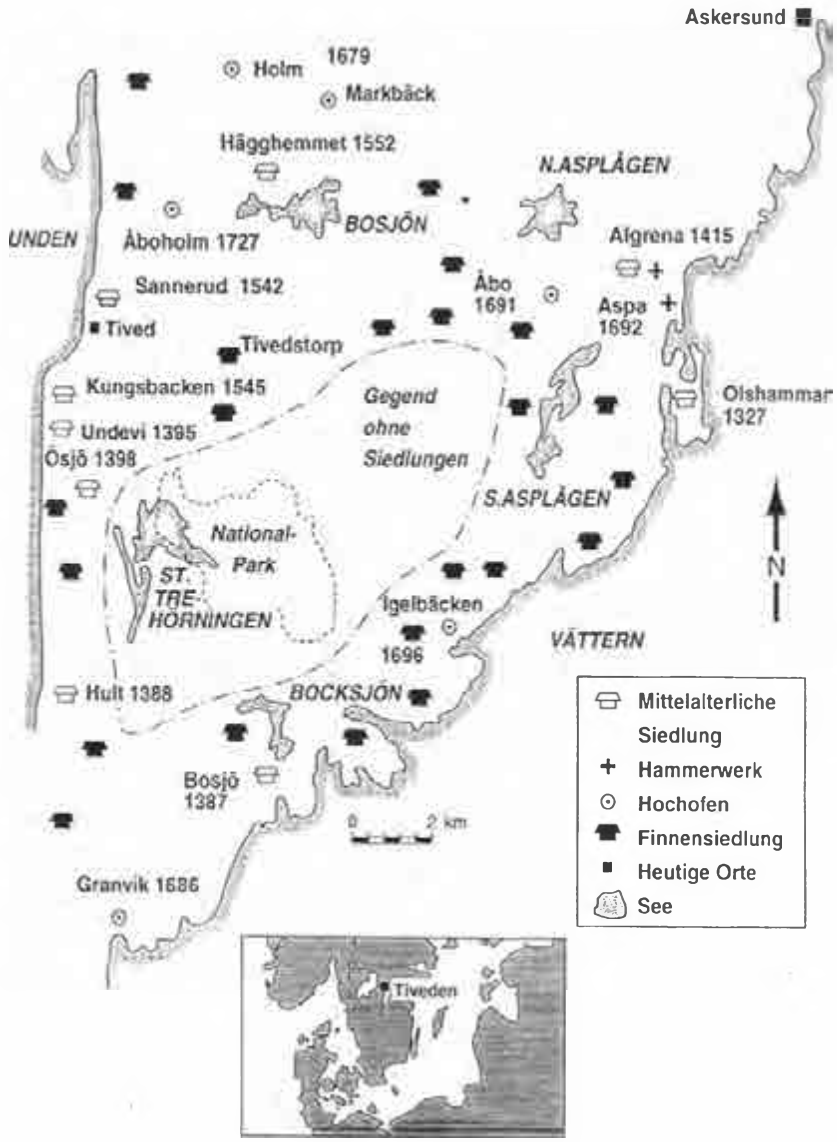


Abb. 1. Lage des Untersuchungsgebietes Nationalpark Tiveden und Umgebung mit der Lage historischer Siedlungen und Industrien.

Wälder rund um die Erzminen schon das gesamte Holz für den Bergbau liefern mußten, verlagerte man die Verhüttung nach Tiveden, wo es noch große unberührte Wälder gab. Diese wurden nun zunehmend von den Menschen genutzt (*Blohm* und *Färg* 1953).

Historische Waldnutzungen auf heutigem Nationalparkgebiet (ca. 1700 bis 1850)

Zwar war der heutige Nationalpark nie direkt besiedelt, doch gibt es geschichtliche Belege dafür, daß das Gebiet seit Beginn des 18. Jahrhunderts regelmäßig von Menschen genutzt wurde (*Kardell* 1982). Neben der Köhlerei waren hier vor allem das Teerbrennen und die Schwendwirtschaft (Svedjebruk)[1] von Bedeutung. Da alle drei Wirtschaftsformen mit offenem Feuer im Wald arbeiteten, ist davon auszugehen, daß das Risiko von unkontrollierten Waldbränden zu jener Zeit stark anstieg.

Ende der Stahlproduktion und Beginn der modernen Forstwirtschaft (ca. 1850 bis heute)

Gegen Mitte des 19. Jahrhunderts ging die Stahlproduktion in Tiveden immer mehr zurück, da der mit Holzkohle produzierte Stahl gegenüber den neuen Produktionsverfahren mit Steinkohle nicht länger konkurrenzfähig war. Das letzte Stahlwerk schloß 1923 in Igelbäcken.

Durch die Öffnung des Götakanals im Jahre 1832, der Stockholm und Göteborg miteinander verbindet, bekam das bis dahin sehr abgelegene Tiveden nun direkten Anschluß an den Weltmarkt, da der Kanal das Gebiet im Süden kreuzt. So wurde der Verkauf von Stamm- und Papierholz in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts für Tiveden immer bedeutender und hält bis heute an (*Blohm* und *Färg* 1953). Mit dem Aufkommen der modernen Land- und Forstwirtschaft verloren die historischen Waldnutzungsarten seit 1850 völlig an Bedeutung.

Datierung historischer Feuer

Im borealen Wald Eurasiens treten Brände in der Regel als Bodenfeuer auf, die nur selten in Kronenfeuer übergehen (*Goldammer* und *Furyaev* 1996, *Schimmel* und *Granström* 1991). Die Kiefer ist im Vergleich zur Fichte Bodenfeuern gegenüber relativ unempfindlich, da die starke Borke das Kambium vor letalen Temperaturen (über 60 °C) schützt.

[1] Svedjebruk ist eine Form der Brandwirtschaft, die sich mit der deutschen Reutbergwirtschaft vergleichen läßt. Nachdem ein Waldstück im Herbst gerodet wurde, brannte man die Fläche im folgenden Frühjahr/Sommer. Danach wurden für zwei bis drei Jahre Roggen und Kartoffeln auf der Fläche angebaut, bis der Boden so verbraucht war, daß sich die landwirtschaftliche Produktion nicht mehr lohnte. Danach überließ man die Fläche sich selbst, und es wuchs wieder Wald (*Kardell* 1980, *von Rosen* 1952, *Heikinheimo* 1915). Diese alte finnische Wirtschaftsform war zwar in Südschweden schon vor der finnischen Einwanderungswelle bekannt, erlebte jedoch durch diese einen gewaltigen Aufschwung (*Linkola* 1988, *Heikinheimo* 1915). Doch wegen der zerklüfteten Topographie und der weiten Entfernung zu den nächsten Siedlungen hält es *Kardell* (1982) für unwahrscheinlich, daß das Svedjening in seiner Reinform auf dem Gebiet des heutigen Nationalparks in größerem Umfang betrieben wurde. Häufig wurden jedoch die Schläge, auf denen das Köhlerholz gewonnen wurde, gebrannt, um die Weidebedingungen für das Vieh oder die Ansamungsbedingungen für die Naturverjüngung zu verbessern.

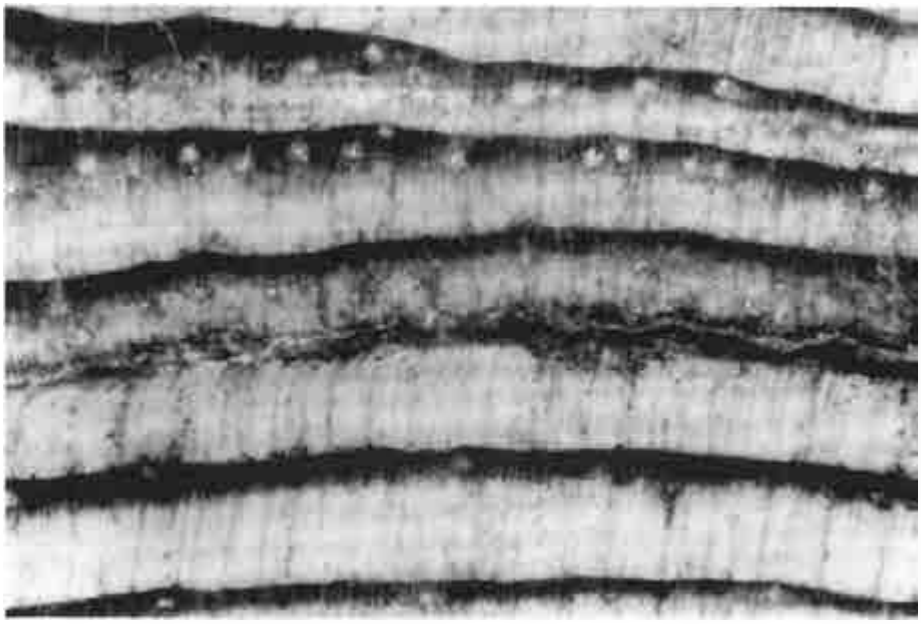


Abb. 2. Foto einer Brandwunde (16-fach vergrößert; Probennummer P44; Jahr 1738). Man erkennt die Brandwunde an den gebogenen kollabierten Zellen unterhalb des Risses und dem dunklen Kallusgewebe (rechter Bildrand). Die Bandwunde liegt mitten im Frühholz: mew.

Oft entstehen jedoch am Stammanlauf lokal begrenzte Verletzungen des Kambiums, die in den darauffolgenden Jahren überwallt und als Brandnarben konserviert werden. Zur Datierung werden Stammscheiben oder Teile davon aus dem Wundbereich herausgesägt und die Brandjahre mit Hilfe des *Cross Dating* datiert.

Voraussetzung für diese Methode ist, daß die Bäume Jahrringe ausbilden. Jährliche Witterungsschwankungen und Veränderungen in den Standortqualitäten prägen das Aussehen eines jeden einzelnen Jahrrings, da der Dikkenzuwachs durch einen Überschuß an Photosyntheseprodukten bestimmt wird. Dieser ist um so größer, je günstiger die Witterungsbedingungen für die Photosynthese sind (*Lyr* et al. 1992). Man könnte den Jahrring auch als eine Art Spiegelbild der jährlichen Wachstumsbedingungen bezeichnen. Wie stark sich diese Schwankungen im Jahrring manifestieren, hängt vom Standort und den wachstumsbegrenzenden Faktoren ab. Am besten eignen sich Extremstandorte für das *Cross Dating*, bei denen sich ein Minimumfaktor ausmachen läßt, der das Ausmaß des Wachstums kontrolliert, da hier die Unterschiede in den Jahrringstrukturen am deutlichsten ausgeprägt sind (*Stokes* und *Smiley* 1968, *Fritts* 1976, *Schweingruber* 1983).

In vielen Fällen, so auch in Tiveden, ist es die Wasserversorgung, die zum einen von der Niederschlagsmenge und zum anderen von der Wasserspeicherkapazität des Bodens (nutzbare Feldkapazität) abhängt. Da Tiveden in einem schwach ozeanisch geprägten Klimabereich liegt, ist die sehr niedrige Wasserspeicherkapazität des hier vorherrschenden Lithosols maßgeblich für die Jahrringstruktur unserer Probebaumart verantwortlich.

Bei der Aufstellung einer *Jahrringchronologie* mit Hilfe des *Cross Dating* eignen sich vor allem die extremen Jahre, die sich in ihrem Aussehen und in ihrer Breite stark von den Nachbarjahrringen unterscheiden. Sie bilden die markanten Jahrringmuster, die benötigt werden, um verschiedene Stammscheiben miteinander vergleichen zu können. Diese Jahrringe werden bei der einzelnen Probe als *Ereignisjahr* (*Event Year*) bezeichnet. Die meisten Baumindividuen einer Art reagieren bei vergleichbaren Standortverhältnissen und in einem einheitlichen Klimagebiet sehr ähnlich auf die Wachstumsbedingungen, die in einem Jahr vorherrschen. Das führt dazu, daß das Aussehen ihrer Jahrringmuster oft sehr ähnlich ist. Treten nun bei verschiedenen Baumindividuen *Ereignisjahre* im selben Jahr auf, so spricht man von *Weiserjahren* (*Pointer Year*) (*Schweingruber* 1990, *Stokes* und *Smiley* 1968). Mit ihrer Hilfe kann man eine Chronologie erstellen, die es ermöglicht, die einzelnen Brandwunden von lebenden und toten Bäumen zeitlich exakt eingeordnet.

Diese Methode ist um ein Vielfaches genauer, als das bloße Abzählen von Jahrringen, die zwischen zwei Brandwunden liegen. Denn je nach Stärke des Feuerereignisses wird der Baum durch die Verbrennung eines Teiles der Nadelmasse oder durch das Erreichen subletaler Temperaturen im Kambialbereich unter physiologischen Streß gesetzt. Dieser kann Anormalien im gleichen oder in den darauffolgenden Jahrringen auslösen (*Ortloff* et al. 1995, *Brown* und *Swetnam* 1994, *Madany* et al. 1982). So können zum Beispiel falsche oder fehlende Jahrringe auftreten, die ohne das *Cross Dating* nicht erkannt werden. Falls ein großer Teil der Blattmasse durch das Feuer vernichtet wird, kann es zu derart starken Zuwachseinbrüchen bei den nachfolgenden Jahrringen kommen, daß man sie selbst unter dem Mikroskop optisch nicht mehr voneinander unterscheiden kann (*Fire Rings*). In allen diesen Fällen sind die Weiserjahre ein verläßliches Hilfsmittel, um die Jahrringchronologie eines Baumes exakt fortzuführen.

Ein weiterer Effekt, der nach Bränden auftreten kann, ist die Bildung von extrem vielen Harzkanälen entweder im gleichen oder in den nachfolgenden Jahrringen. Dazu kann es dann kommen, wenn die Feuerintensität nicht ausreicht, eine letale Schädigung des Kambiums herbeizuführen. Tritt dieses Phänomen in einer Probe auf und ist in der Nachbarprobe im gleichen Jahrring eine Brandwunde vorhanden, so läßt sich daraus schließen, daß das Feuer an beiden Stellen auftrat (*Brown* und *Swetnam* 1994).

Betrachtet man die Lage der einzelnen Brandwunden innerhalb eines Jahrringes genauer, so ist es oft möglich, auch noch die Jahreszeit der Feuerereignisse zu bestimmen (*Ortloff* et al. 1995, *Baisan* und *Swetnam* 1990). Je nach Lage der Brandwunde innerhalb des Jahrrings kann man verschiedene Bildungszeiträume unterscheiden (Tab.1).

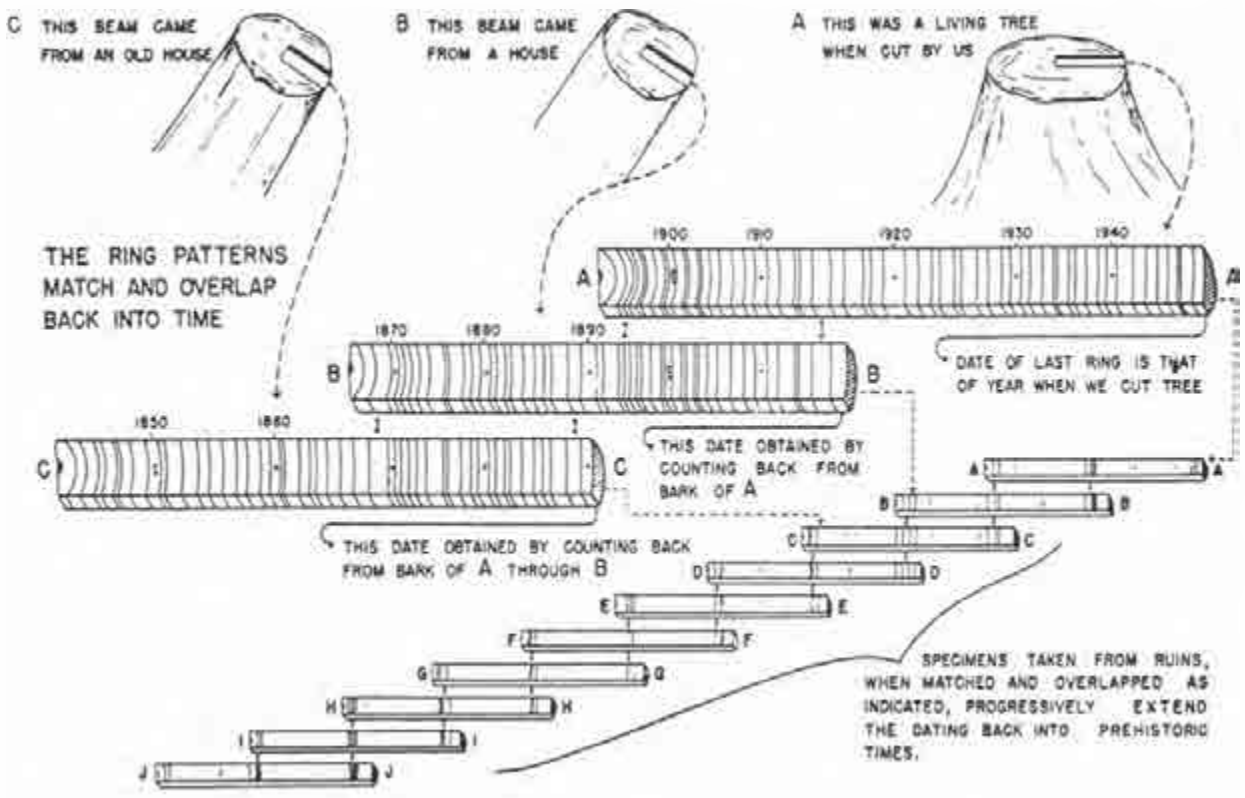


Abb. 3. Das Prinzip des Cross Dating (Aus: Stokes and Smiley 1968).

Für die dendrochronologische Datierung der Brände wurden Stammscheiben aus 50 lebenden Kiefern und 55 Baumstümpfen, die über das gesamte Nationalparkgebiet verteilt liegen, ausgewertet. Um die Größen der einzelnen Brandflächen rekonstruieren zu können, wurde die Lage jeder einzelnen Probe auf einer topographischen Karte (Maßstab: 1:25000) vermerkt. Die Datierung der Proben erfolgte an der Universität Umeå.

Um die Größen der einzelnen Brandflächen zu ermitteln, werden alle Probepunkte, die ein bestimmtes Brandjahr aufweisen, auf einer Karte vermerkt. Die Fläche, die innerhalb der äußersten Probepunkte liegt, kann als sichere Brandfläche angesehen weden. Die äußeren Begrenzungen der Brandflächen werden so festgelegt, daß man sich immer an der nächstgelegenen potentiellen Brandgrenze orientiert. Dies sind zum Beispiel Bachläufe, Seen, Moore oder Höhenrücken (*Goldammer* 1986). Aus dieser Vorgehensweise wird klar, daß die einzelnen Brandflächen immer nur Mindestgrößen darstellen und daß das tatsächliche Brandareal viel größer gewesen sein kann.

Tab. 1. Jahreszeitliche Zuordnung der Position einer Brandwunde innerhalb eines Jahrringes.

Symbol	Lage der Brandwunde im Jahrring	Bildungszeitraum
eew	1. Drittel des Frühholzes	Mitte Mai bis Anfang Juni (Frühling)
mew	2. Drittel des Frühholzes	Anfang Juni bis Ende Juni (Frühsommer)
lew	3. Drittel des Frühholzes	Ende Juni bis Mitte/Ende Juli (Hochsommer)
lw	Spätholz	Mitte/Ende Juli bis Mitte Aug. (Spätsommer)
d	zwischen 2 Jahrringen	Während der Vegetationsruhe von September bis Mai

Die Ergebnisse der Untersuchung werden dann in der *Feuerchronologie* tabellarisch zusammengefaßt. Sie gibt für jeden einzelnen Brand Auskunft über das Brandjahr, die Brandsaison, die Mindestbrandfläche und eine kurze Beschreibung des Brandareals innerhalb des Nationalparks. Danach wird das *Mean-Fire-Return-Intervall* (*MFRI*) errechnet. Es ist definiert als das arithmetrische Mittel der Zeitintervalle, die zwischen den einzelnen Feuerereignissen in einem bestimmten Untersuchungsgebiet liegen. Von zentraler Bedeutung ist dabei, daß es sich auf eine bestimmte Fläche und eine bestimmte Zeitperiode beziehen muß und nichts über die Ausdehnung der einzelnen Brände aussagt (*Tande* 1979, *Romme* 1980).

Eine weitere Kennzahl, die zur Darstellung der Brandhäufigkeit in Tiveden berechnet wurde, ist die Feuerfrequenz (*Fire Frequency*). Auch sie beschreibt die durchschnittliche Zeitperiode, die zwischen zwei Brandereignissen liegt. Sie bezieht sich in der Regel jedoch auf einen kleinen, eng umgrenzten Standort – häufig den einzelnen Probebaum – und ist ein Weiser dafür, wie häufig das Feuer an dieselbe Stelle wiederkehrt (*Romme* 1980).

Ergebnisse

Feuerintervalle im Nationalpark Tiveden

Die älteste datierte Brandwunde stammt aus dem Jahr 1371. Der älteste Brand, der in mehreren Proben belegt ist, trat im Jahr 1466 auf. Die Chronologie reicht bis in das Jahr 1853 und bricht danach, mit Ausnahme einer Feuerwunde, die an einem einzelnen Probepunkt im Jahr 1882 verzeichnet wurde, abrupt ab. Laut einer mündlichen Mitteilung brannte es dann nur noch einmal 1984 auf einer ca. 0,5 ha großen Fläche im Südosten des Parkes.

Um festzustellen, ob die Siedlungs- und Landnutzungsgeschichte einen Einfluß auf die Brandhäufigkeit im Nationalpark Tiveden hatte, wird das MFRI, das sich auf die gesamte Nationalparkfläche bezieht, in drei Epochen aufgeteilt, die sich an der Besiedlungsgeschichte orientieren:

1371–1580: Mittelalter (weitgehend ohne menschlichen Einfluß)
1580–1700: Finnenbesiedlung und Beginn der Stahlindustrie (vereinzelte Nutzungen)
1700–1853: Historische Waldnutzungen (regelmäßige Nutzungen)

Die Epoche nach 1853 wird in der Chronologie nicht berücksichtigt, weil mit dem Aufkommen der modernen Land- und Forstwirtschaft das Feuer nahezu vollständig aus dem Wald verdrängt worden ist. Denn zum einen bedienen sich die modernen Landbaumethoden nicht mehr der Hilfe des Feuers, und zum anderen ist der Gebrauch des Feuers im Wald seit der Mitte des letzten Jahrhunderts gesetzlich stark reglementiert worden. Man versucht seither, jeden aufkommenden Brand schnellstmöglich zu löschen, um die Entwertung von Stammholz zu minimieren.

Betrachtet man in Abbildung 4 die Entwicklung des MFRI über die verschiedenen Epochen hinweg, so fällt auf, daß sich der durchschnittliche Zeitabstand zwischen zwei Bränden auf dem Nationalparkgebiet von fünfzehn Jahren im Mittelalter auf unter fünf Jahre zur Zeit der regelmäßigen historischen Waldnutzungen verringert. Da man davon ausgehen kann, daß im Mittelalter der Mensch keinen wesentlichen Einfluß auf die Dynamik des Waldökosystems in Tiveden hatte, spiegelt das MFRI jener Zeit die natürliche Brandhäufigkeit wider. Erst mit dem Beginn der Finnenbesiedlung und der etwas später aufkommenden Stahlproduktion drang der Mensch immer tiefer in die restlichen Primärwaldgebiete ein, um diese – zunächst sporadisch, später regelmäßig – für seine Bedürfnisse zu nutzen. So kam es immer häufiger zu Bränden, da das Feuer ein unabdingbares Hilfsmitteln aller historischen Waldnutzungsformen war.

Betrachtet man die Feuerfrequenz, die ein Weiser dafür ist, wie häufig das Feuer an denselben Standort zurückkehrt, so ergibt sich ein ganz anderes Bild: Sie liegt für alle Standorte und für alle Epochen bei 27 (± 5) Jahren. Es läßt sich keine Tendenz mit der Siedlungsgeschichte feststellen. Die Gründe dafür werden im Diskussionsteil erörtert.

Die Brände im Jahresverlauf

Auch bei den folgenden Ausführungen wird der gesamte Beobachtungszeitraum in die drei beschriebenen Epochen unterteilt, um eventuelle Veränderungen in der jahreszeitlichen Verteilung der Brände im Zusammenhang mit der Waldnutzungeschichte herauszufinden. Für die saisonale Aufschlüsselung der Feuerereignisse wurden nur die Brände, die sich jahreszeitlich genau bestimmen ließen, herangezogen.

In Abbildung 5 wird die saisonale

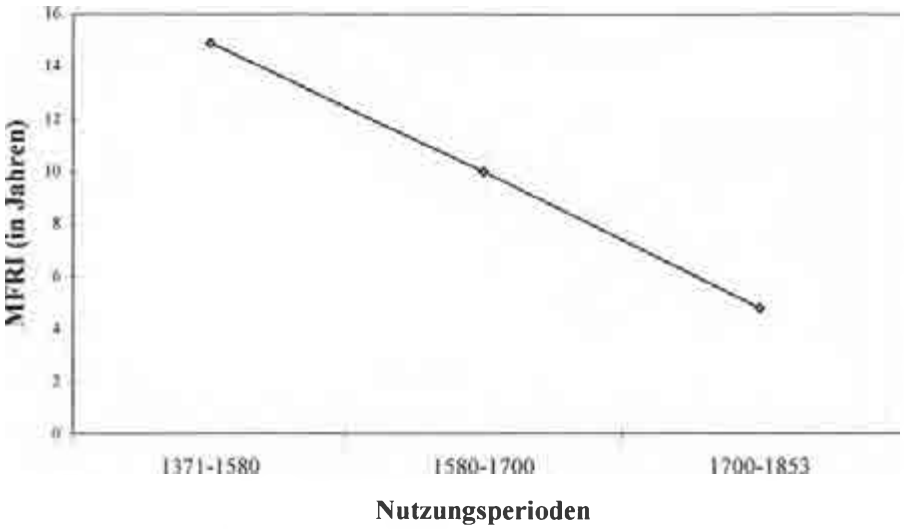
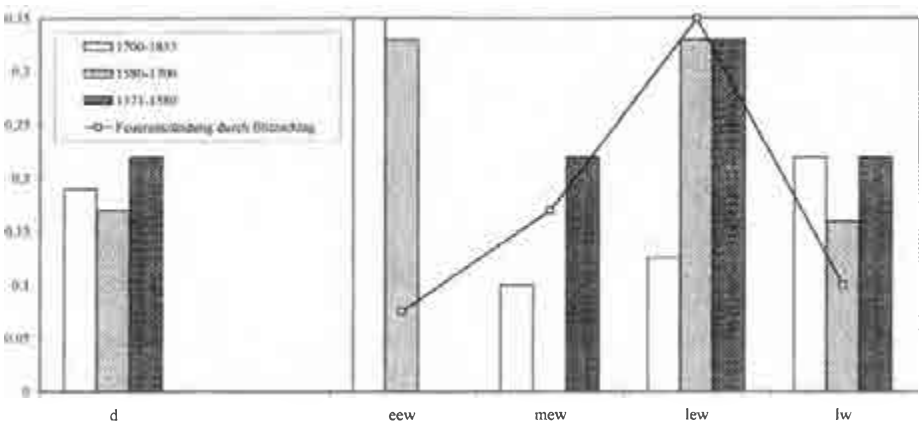


Abb. 4. Veränderungen des Mean Fire Return Interval (MFRI) im Nationalpark Tiveden in den drei verschiedenen Nutzungsperioden.



Feuersaison (eew: Frühjahr; mew: Frühsommer; lew: Hochsommer; lw: Spätsommer; d: Zeit der Vegetationsruhe)

Abb. 5. Jahreszeitliche Verteilung der Brände im Nationalpark Tiveden in den verschiedenen Epochen im Vergleich mit dem saisonalen Auftreten von Blitzschlagfeuern in Schweden.

Brandverteilung in den einzelnen Nutzungsepochen mit der jahreszeitlichen Verteilung natürlicher Blitzschlagfeuer verglichen. Diese ist einer Arbeit von *Granström* (1993) entnommen, in der die schwedischen Feuerwehrstatistiken von 1945 bis 1960 hinsichtlich der Ursachen von Waldbränden ausgewertet wurden. Ein Ergebnis der Untersuchung ist, daß über 90 % der natürlichen Brände zwischen Mai und Ende August auftreten, mit einem eindeutigen Maximum in den ersten Juliwochen.

Abbildung 5 zeigt, daß die Verteilung der Brände im Mittelalter (dunkle Balken) recht gut mit der natürlichen Brandhäufigkeitsverteilung (Liniendiagramm) übereinstimmt. Mit dem Einsetzen der Finnenbesiedelung gegen Ende des 16. Jahrhunderts beginnt die Verschiebung der Hauptbrandsaison vom Hochsommer in Richtung Frühjahr. In der jüngsten Epoche brennt es dann überwiegend im Frühjahr (helle Balken). Da diese Verschiebung zeitlich mit der Zunahme der Siedlungsdichte und dem Anstieg menschlicher Aktivitäten auf dem Nationalparkgebiet einhergeht, liegt die Vermutung nahe, daß hier ein Zusammenhang besteht. Man kann davon ausgehen, daß spätestens mit der Einwanderung der Finnen auch die Brandrodung mit anschließender landwirtschaftlicher Zwischennutzung (*Svedjening*) Einzug in Tiveden hielt (*Kardell* 1982, *Heikinheimo* 1915).

In zahlreichen Literaturquellen aus Rußland, Finnland, Schweden und Norwegen ist belegt, daß die vom Menschen gelegten Brände im Zusammenhang mit den historischen Landnutzungsarten vor allem im Frühjahr bis Frühsommer oder im Herbst stattfanden (*Korovin* 1996, *Kardell* 1980, *Heikinheimo* 1915, *Strømsøe* o.J.). Ein Grund dafür war, daß in diesen Jahreszeiten der Boden und die Vegetation der Regel nicht so ausgetrocknet waren wie im Hochsommer, und man deswegen die Brände leichter kontrollieren konnte.

Diese Indizien unterstützen die Hypothese, daß der starke Anstieg der Brandfrequenz im Frühjahr, der mit der Finnenkolonisation beginnt und seinen Höhepunkt in der Zeit von 1700 bis 1853 erreicht, auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen ist.

Es muß an dieser Stelle noch erwähnt werden, daß die Kurven für die

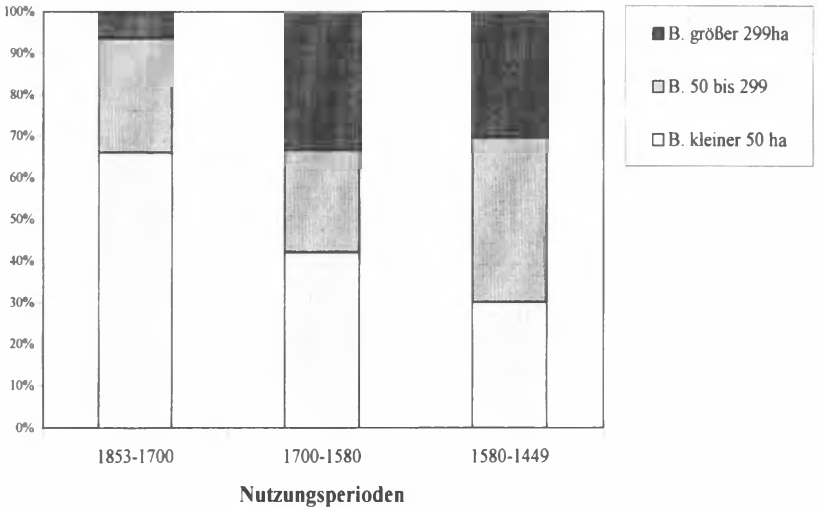


Abb. 6. Die Verteilung der einzelnen Brandgrößenklassen in den unterschiedlichen Nutzungsperioden.

jahreszeitliche Verteilung der Brände in den beiden ältesten Epochen nur auf dem Datenmaterial von 9 beziehungsweise 12 Bränden beruhen. Außerdem lassen sich die Brände in der Dormantphase („Vegetationsruhe") nicht in die Interpretation miteinbeziehen, da nicht gesagt werden kann, ob sie im Herbst des einen oder im Frühjahr des folgenden Jahres auftraten.

Die Brandgrößen in den verschiedenen Epochen

Nachdem die Mindestausdehnung der einzelnen Brände in die Karte eingetragen sind, können die Größen der Brandflächen geschätzt werden. Der älteste Brand, für den die Ausdehnung ermittelt werden konnte war 1466. Die Mindestbrandflächen sind in folgende drei Größenklassen aufgeteilt:

Kl. 1. Brandfläche < 50 ha: Lokale Bedeutung
Kl. 2. 50 ha < Brandfläche < 300 ha: Beschränkung auf einen Parkteil (West, Mitte, Ost)
Kl. 3. Brandfläche > 300 ha: Über die gesamte Ost-West-Ausdehnung des Parkes

Die prozentuale Verteilung der drei Brandgrößenklassen in den einzelnen Epochen ist in Abbildung 6 dargestellt.

Es fällt auf, daß von der ältesten bis hin zur jüngsten Epoche der Anteil der kleinen Brandflächen (< 50 ha) von 30 % auf 66 % zunimmt, während das Vorkommen großer Brände (> 300 ha) von 30 % auf 6 % abnimmt. Viele der kleinen Brandflächen in der jüngsten Epoche sind wahrscheinlich durch das Brennen der Schläge entstanden, auf denen das Köhlerholz gewonnen wurde. So wird durch das immer häufiger vorkommende kontrollierte Brennen und durch die immer stärker werdende Holznutzung die Menge des Brennmaterials pro Flächeneinheit geringer. Gerät ein Brand außer Kontrolle oder entsteht ein Brand durch Blitzschlag, ist aufgrund des verringerten Brennmaterialangebotes die Feuerintensität der Brände nicht mehr so groß wie zu der Zeit vor den regelmäßigen Waldnutzungen, und das Feuer kann sich nicht mehr so leicht großflächig ausbreiten. Es reichen schon relativ kleine Brandhindernisse oder eine geringe Verschlechterung der klimatischen Brennbedingungen aus, um die Brände zu stoppen. Außerdem entstand durch die regelmäßigen Nutzungen ein Mosaik aus jungen Brandflächen und Rodungen mit geringem Brennmaterialangebot und älteren Bestandesteilen mit höherem Brennmaterialvorkommen. Auf diese Weise bildeten sich viele neue potentielle Brandgrenzen.

Diese Beziehung zwischen Brandhäufigkeit und Feuerintensität ist darauf zurückzuführen, daß die Ausdehnung der einzelnen Brände neben den klimatischen Bedingungen von der vorhandenen Brennmaterialmenge abhängt, die um so größer ist, je länger das Zeitintervall zwischen den einzelnen Bränden ist (*Swetnam* 1993, *Parson* 1978).

Diskussion

Betrachtet man die Feuergeschichte des Nationalparkes Tiveden im Zusammenhang mit der menschlichen Siedlungsgeschichte des Gebietes, so lassen sich folgende Entwicklungen mit zunehmender Waldnutzung erkennen:

- Das MFRI sinkt von 15 auf 5 Jahre ab, während die Feuerfrequenz der einzelnen Standorte gleich bleibt.
- Der Anteil der großen Brände sinkt von 30 % auf 6 %, und der Anteil der kleinen Brände steigt von 30 % auf 66 %.
- Die Hauptbrandsaison verschiebt sich vom Hochsommer in das Frühjahr.

Auf die Bedeutung und den Zusammenhang dieser drei Phänomene soll nun noch einmal im einzelnen eingegangen werden.

Die Berechnung des MFRI ist in der feuergeschichtlichen Forschung eine gängige Methode, um die durchschnittliche Feuerhäufigkeit für ein bestimmtes Gebiet zu ermitteln und so den Einfluß des Feuers auf die Entwicklung einer Landschaft mit ihren Lebensgemeinschaften beschreiben zu können. Dabei ergeben sich zwei Probleme: Das MFRI ist direkt von der Größe des Untersuchungsgebietes und der Probendichte abhängig (*Arno* und *Petersen* 1983, *Romme* 1980, *Arno* 1976).

Mit einem dichteren Stichprobennetz steigt die Wahrscheinlichkeit, auch kleine Waldbrände zu erfassen. In der vorliegenden Studie nimmt die Anzahl der verfügbaren Probepunkte mit zunehmendem Alter ab. Damit erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, daß kleinere Waldbrände der ältesten Epoche nur unvollständig erfaßt werden können.

Wie das MFRI von der Größe der Bezugsfläche abhängt, soll an folgendem Beispiel erklärt werden: Wird die Untersuchungsfläche auf die unmittelbare Umgebung eines Probebaumes beschränkt, so werden nur diejenigen Brände erfaßt, die direkt an diesem Standort auftraten, und man erhält eine Feuerfrequenz von durchschnittlich 27 Jahren über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg. Wird die Bezugsfläche auf eine Parkhälfte (West oder Ost) ausgedehnt, so erfaßt man alle Brände, die in dieser Parkhälfte auftraten. Die Feuer, die nur in der anderen Parkhälfte auftraten, werden nicht erfaßt. Dazu muß die Bezugsfläche auf das gesamte Parkgebiet ausgedehnt werden. Wie sich das MFRI für Tiveden bei unterschiedlichen Bezugsflächen verändert, kann der Abbildung 7 entnommen werden.

Man erkennt, daß das MFRI mit zunehmender Größe des Untersuchungsgebietes immer kleiner wird. Theoretisch könnte man das Beobachtungsfenster so groß wählen, daß in dem Bezugsgebiet jedes Jahr irgendwo mindestens ein Brandereignis stattfindet. Das MFRI beträgt dann ein Jahr. (Hier sei nochmals erwähnt, daß das MFRI weder etwas über die Ausdehnung der einzelnen Brände aussagt, noch einen Anhaltspunkt gibt, wie oft das Feuer an dieselbe Stelle zurückkehrt, sondern nur Auskunft darüber gibt, wie oft es in einem bestimmten Gebiet gebrannt hat.)

Welche Bezugsfläche für das MFRI gewählt wird, hängt von dem Ziel der Untersuchung ab. In dieser Arbeit wurde der gesamte Nationalpark gewählt, da es im wesentlichen darum geht, den Einfluß des Feuers und der Landnutzung auf die Vegetation einer Landschaft bzw. eines Naturraumes – heute ein Nationalpark – zu beschreiben.

Will man Aussagen darüber treffen, welchen Einfluß die Feuerhäufigkeit auf einzelnen Standorten für die Dynamik der dort vorkommenden Lebensgemeinschaften hat, ist es sicherlich sinnvoller, den jeweiligen Standort als Bezugseinheit zu wählen. Das ist bei dieser Arbeit durch die Berechnung der Feuerfrequenz geschehen. Sie zeigt, daß bei zunehmender Waldnutzung die Feuerhäufigkeit im gesamten Nationalparkgebiet zwar anstieg, sich die Zeitperioden zwischen zwei Feuern auf individuellen Standorten aber nicht veränderte. Das liegt daran, daß sich mit dem Absinken des MFRI der Anteil der kleinen Brände stark erhöhte und große Brände seltener wurden und die durchschnittliche Zeitspanne, in der ein Feuer auf denselben Standort zurückkehrte, sich nicht veränderte. Im Mittelalter brannte es seltener, allerdings waren die einzelnen Brandflächen größer als zur Zeit der historischen Waldnutzungen, in der es wohl häufig – aber meist nur auf kleinen Flächen - brannte.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, daß die Anzahl der Fundorte mit zunehmenden Alter immer geringer wird, so daß nur Aussagen über Tendenzen gemacht werden können. Diese sind jedoch in bezug auf die Feuerhäufigkeit, das jahreszeitliche Auftreten und die Brandflächengrößen in sich stimmig und tragen dazu bei, die Bedeutung des Feuers für die Dynamik des Waldökosystems des Nationalpark Tivedens in den letzten Jahrhunderten im Zusammenhang mit der Siedlungs- und Waldnutzungsgeschichte erklären zu können.

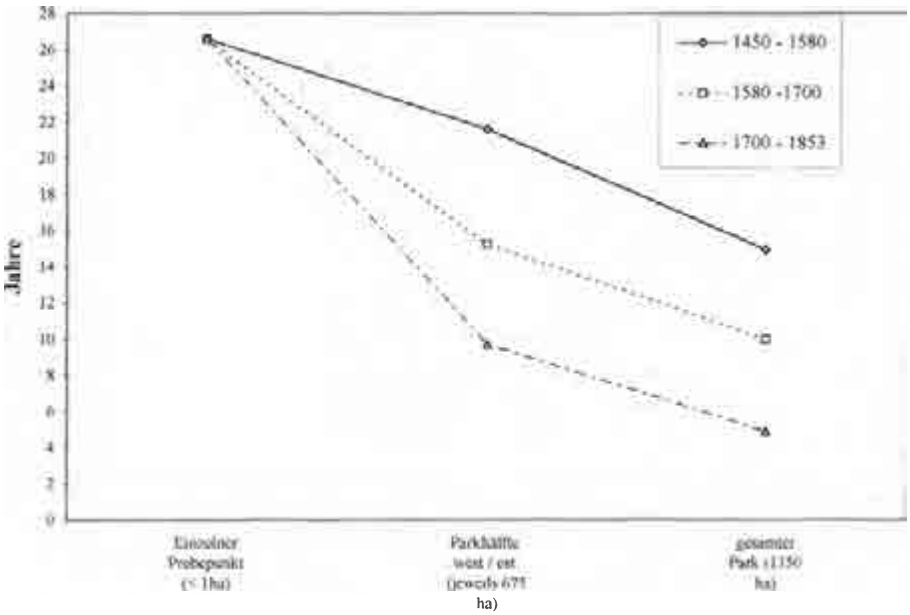


Abb. 7. Veränderung des Mean Fire Return Interval (MFRI) in Abhängigkeit von der Bezugsfläche.

Das wichtigste Ergebnis dieser Arbeit ist, daß Waldbrände seit vielen Jahrhunderten eine bedeutende Rolle in den Wäldern Tivedens gespielt haben und daß sie für eine natürliche Entwicklung des Nationalparkes unabdingbar sind. Wenn auch der Mensch seit dem Ende des Mittelalters immer wieder in das natürliche Brandgeschehen eingegriffen hat und damit zur Veränderung der Brandhäufigkeit, des jahreszeitlichen Auftretens von Bränden und der Größe der einzelnen Brandflächen beigetragen hat, blieb das Feuer jedoch bis vor 150 Jahren immer ein prägender Entwicklungsfaktor für den Wald in Tiveden. Erst durch das Aufkommen der modernen Forst- und Landwirtschaft wurde es seit der Mitte des letzten Jahrhunderts aus dem Wald verdrängt.

So kommen *Andersson* und *Appelqvist* (1988) bei einer faunistischen und floristischen Inventur des Nationalparks zu dem Ergebnis, daß der heutige Wald aus einer natürlichen Brandsukzession hervorgegangen ist. Auf den trockenen und mäßig frischen Waldstandorten findet man häufig einen großen Laubbaumanteil (v.a. Birke, Weide, Erle und Aspe) und *Juniperus communis* L. Sie sind neben den Brandwunden in den Kiefern die letzten Zeugen vergangener Waldbrände, da sich diese Pioniergehölze oft mit der Kiefer nach einem Brand ansamen.

Durch den Feuerausschluß hat jedoch die Fichte eine starke Steigerung ihrer Konkurrenzkraft gegenüber der Kiefer und den Pionierbaumarten erfahren und verdrängt diese – abgesehen von den Extremstandorten – zunehmend. Die Folge davon ist eine Zunahme der Rohhumusauflage und ein geringerer Lichteinfall auf den Waldboden aufgrund des dichten Kronendaches der Fichte. Im Laufe der Zeit entwickelt sich dann ein reiner Fichten- oder Fichten-Kiefern-Wald mit einer sehr artenarmen Krautschicht (*Kuusela* 1990, *Andersson* und *Appelqvist* 1988).

Darüber hinaus kommt es zu einer starken Anhäufung von Brennmaterial, wenn regelmäßige Brände ausbleiben. Kommt es nun nach einer langen feuerfreien Periode zu einem Brand, so muß mit sehr hohen Feuerintensitäten gerechnet werden, die leicht zu einem Kronen- bzw. Vollfeuer führen können (i.S. eines *Stand Replacement Fire*). Unter natürlichen Bedingungen der boreal-nemoralen Zone der nordischen Länder ist dies jedoch selten (*Schimmel* und *Granström* 1991, *Kohh* 1975), da die immer wiederkehrenden Brände die Akkumulation pflanzlicher Biomasse begrenzen und deswegen Bodenfeuer in Skandinavien die Regel sind. Bei Feuerausschluß kommt der Fichte dabei eine besondere Rolle zu, da sie die Bestände zunehmend unterwandert und durch ihre tief ansetzenden Krone Brücken bildet, die das Feuer in die Kronen der Kiefern tragen (*Granström* 1991).

In den nordischen Ländern gehört das Feuer neben Insektenkalamitäten und Sturmschäden zu den natürlichen klein- und großflächig wirkenden Störfaktoren, die auf vielen Standorten die Sukzessionsabfolge immer wieder unterbrechen und charakteristische Feuer-Klimax-Gesellschaften entstehen lassen, die für das Überleben vieler Tier- und Pflanzenarten nötig sind (*Goldammer* und *Furyaev* 1996). Deshalb ist es sehr wichtig, dem Feuer in den zukünftigen Managemantkonzepten des Nationalparks wieder die Funktion zuzuweisen, die der Wald für seine naturgemäße Entwicklung benötigt. Dies würde auch der vegetationsgeschichtlichen Bewertung der Rolle des Feuers Rechnung tragen, dem neuerdings eine entscheidende Rolle in der Störung geschlossener Fichtenwälder im Süden Schwedens und der dadurch ermöglichten Einwanderung von *Fagus sylvatica* L. zugewiesen wird (*Björkman* und *Bradshaw* 1996)

Literatur

Andersson, L., Appelqvist T., 1988: Fauna och flora i Tivedens nationalpark. – Manuscript 1988-09-23, Naturvårdsverket.

Arno, S. F., Petersen, T. D., 1983: Variations in estimates of fire intervals: A closer look at fire history on the Bitterroot National Forest. – USDA For. Serv. Res. Pap. INT-301, 8 p.

Arno, S. F., 1976: The historical role of fire on the Bitterroot National Forest. – USDA For. Serv. Res. Pap. INT-187, 29 p.

Björkman, L., Bradshaw, R., 1996: The immigration of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) Karst. into a natural forest stand in southern Sweden during the last 2000 years. – J. Biogeogr. 23, 235–244.

Blohm, B. R., Färg, U., 1953: Skogsmän berätta om folk och bygd vid Aspa Bruk. – Almquvist & Viksells Boktrykkeri AB, Uppsala 1953, 146 p.

Bradshaw, R., Zackrisson, O., 1990: A two thousand years history of a northern Swedish boreal forest stand. – J. Veg. Sci. 1, 519–528.

Brown, P. M., Swetnam, T. W., 1994. A cross-dated fire history from coast redwood near Redwood National Park, California. – Can. J. For. Res. 24, 21–31.

Fritts, H. C., 1976: Tree rings and climate. – Academic Press, London 1976, 567 p.

Goldammer, J. G., 1986: Introduction to forest fire management. – Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome 1986, 159 p.

Goldammer, J. G., Furyaev, V. V. (eds.), 1996: Fire in ecosystems of boreal Eurasia. – Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, 528 p.

Granström, A., 1991: Skogen efter branden. – Skog & Forskning 4/91, 32–38.

Granström, A., 1993: Spatial and temporal variations in lightning ignitions in Sweden. – J. Veg. Sci. 4, 737–744.

Granström, A., Niklasson, M., Schimmel, J., 1995: Brandregimer – finns dom? – Skog & Forskning 1/95, 9–14.

Heikinheimo, O., 1915: Der Einfluß der Brandwirtschaft auf die Wälder Finnlands. – Acta Forestalia Fennica 4/1915, 1–59.

Johansson, R., 1971: Översiktlig Naturvårdsinventering av Centrala Tiveden. – Tiveds-kommitten, Örebro, 87 p.

Kardell, L., 1982: Tivedens Nationalpark. En Skogshistorisk Betraktelse. – SLU Avd. för Landsapsvård, Rapport 22, 1982, 191 p.

Kardell, L., Dehlen, R., Andersson, B., 1980: Svedjebruk förr och nu. – SLU Avd. för Landsapsvård, Rapport 20, 1980, 92 p.

Kohh, E., 1975: Studier över skogsbränder och stenhälla i älvdalsskogarna. – Sveriges Skogsvårdsförb. Tidskr. 1975, 299–335.

Korovin, G. N., 1996: Analysis of the distribution of forest fires in Russia. – In: Fire in ecosystems of boreal Eurasia (J. G. Goldammer and V. V.

Furyaev, eds.), 112–128, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht.

Kuusela, K., 1990: The dynamics of boreal coniferous forests. – Finnish National Found for Research and Development, SITRA, Helsinki 1990, 172 p.

Lyr, H., Fiedler, H. J., Tranquillini, W., 1992: Physiologie und Ökologie der Gehölze. – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 403 S.

Madany, M. H., Swetnam, T. W., West, N. E., 1982: Comparison of two approaches for determining fire dates from tree scars. – For. Sci 28, 856–861.

Ortloff, W., Goldammer, J. G., Schweingruber, F. H., Swetnam, T. W., 1995: Jahrringanalytische Untersuchungen zur Feuergeschichte eines Ponderosa-Kiefern-Bestandes in den Santa Rita Mountains, Arizona, USA. – Forstarchiv 66, 206–214.

Parson, D. J., 1978: Fire and fuel accumulation in a Giant Sequoia forest. – J. For. 78, 104–105.

Romme, W., 1980: Fire history terminology: Report of the ad hoc committee. – Proceedings of the Fire History Workshop, 20–24 October 1980, Tucson, Arizona. USDA Gen. Tech. Rep. RM-81, 135–137.

Rowe, J. S., 1983: Concepts of fire effects on plant individuals and species. – In: The role of fire in northern circumpolar ecosystems (R. W. Wein and D. A. Mac Lean, eds.), 135–154. John Wiley & Sons, Chichester, New York, 322 p.

Schimmel, J., Granström, A., 1991: Skogsbränderna och Vegetationen. – Skog & Forskning 4/91, 39–46.

Schweingruber, H. F., Eckstein, D., Serre-Brachet, F., Bräker, O. U., 1990: Identification, presentation, and interpretation of event years in dendrochronology. – Dendrochronologia 8, 9–39.

Stokes, M. A., Smiley, L. S., 1968: An introduction to tree-ring dating. – The University of Chicago Press, Chicago and London, 73 p.

Strømsøe, B., (o.J.): Flatebrenning (Hvorfor og Hvordan). Det Norske Skogselskap og Hedmark Skogselskap. – Østlendingens Trykkeri, Elverum, 95 p.

Swetnam, T. W., 1993: Fire history and climate change in Gigant Sequoia Groves. – Science 262, 858–888.

Tande, G. F., 1979: Fire history and vegetation pattern of coniferous forests in Jaspers National Park, Alberta. – Can. J. Bot. 57, 1912–1931.

von Rosen, E., 1952: Trolltiven. Nordisk Rotogravyr, Stockholm, 135 p.

Zackrisson, O., 1981: Skogen och elden. Behöver naturskogen skötsel? – Urskogen, Sveriges Natur, Årsbok 1981, 68-72.

Zackrisson, O., Östlund, L., 1991: Branden formade skogslandskapets mosaik. – Skog & Forskning 4/91, 13–21.

Anschrift der Verfasser

H. D. Page*
M. Niklasson**
S. Källgren**
A. Granström**
J. G. Goldammer*

* Arbeitsgruppe Feuerökologie
und Biomasseverbrennung
Max-Planck-Institut für Chemie
Abteilung Biogeochemie
c/o Forstwissenschaftliche Fakultät der
Universität Freiburg
Postfach
D-79085 Freiburg

** Department of Forest
Vegetation Ecology
Swedish University of Agricultural
Sciences
S-90183 Umeå

Fire, a strong landscape shaping element in the Serra da Estrela (Portugal)

by Jan Jansen, Francisco Rego, Paula Gonçalves and Sofia Silveira

1. Introduction

The Serra da Estrela has a rich flora and a large variety in vegetation. It is one of the areas in the Iberian peninsula, which are considered to be centres of endemic and narrowly distributed taxa (*Davis* et al. 1994). Its heathlands and broom fields, which nowadays cover relatively large areas, are among the richest ones in Europe.

Heathlands of the Serra da Estrela share some floristic, climatic, and historic features with its relatively species-poor counterparts in the North German Plain. To mention some of them:

- Due to burning, cutting and grazing, a major part of the heathlands and broom fields originated from deciduous oak forests (*Quercetalia roboripetraeae*), just like most of the more northern situated heathlands.
- Among a number of Ericaceae and broom species, there are some which decorate the lowlands of northwestern Germany, namely *Calluna vulgaris, Erica tetralix* and *Genista anglica*.
- Mosaics of heathland communities (*Calluno-Ulicetea*) related with pioneer communities (*Koelerio-Corynephoretea*) and acid grasslands (*Nardetea*) can be found both in the Serra da Estrela and the lowlands of North Germany.
- An important part of both areas suffered from Quartenary glaciations, but in contrast with the North German Plain, in the Serra da Estrela, species sensitive to cold, stood a fair chance to escape to the south.

While almost having been disappeared in the northwestern parts of continental Europe, the fire regime in the Serra da Estrela today, is still one of the major factors influencing vegetation and landscape. In fact, without knowing its impact, a comprehensive survey of the actual plant cover of the Serra da Estrela will be impossible.

In the past, heathlands in the northwest European continent were frequently burnt. Fire activity diminished due to better surveillance (also hunting surveillance) and more careful management (a.o. sparing herpetofauna and insect life). Recently, there seems to be a renewed interest in burning as a tool

for ecosystem management in the northern countries (see elsewhere in this special issue). In the Mediterranean region, fire played and still plays a major role in shaping the landscape (*Naveh* 1990, *Pons* and *Quézel* 1985, *Wilson* 1978). Perhaps our field observations on fire-related vegetation dynamics in the Serra da Estrela may contribute to a better understanding of this hot item. Note that in the northern countries too, global climatic change may cause a shift towards a drier season, which is critical for uncontrolled wildfires.

Before communicating some of our field observations on post-fire vegetation, we give some relevant data on geography, geology, climate, vegetation, and historical and actual land use in the Serra da Estrela. We conclude with some recommendations for fire regulation measures.

2.1 Study area: geography, geology, soil

The Serra da Estrela (1993 m) is the highest mountain of continental Portugal (Fig. 1). It is situated in the central-east of the country and constitutes the western part of the Sístema Central. The massif towers over the valleys of the Mondego and the Zêzere, two major rivers finding their offspring here. A large part of the mountain range is situated in the territory of the Parque Natural da Serra da Estrela (101,060 ha). The mountain consists mainly of granitic rock in its central part and schists in its periphery. Many geomorphological structures are of glacial and periglacial origin (*Daveau* 1971). Often, the weathering layer is thin or even absent: due to erosion a large part of the soils have been "stripped". Accumulation takes place in depressions and valleys. Major soil-types are rankers and cambisols. Derived from granites the former occur in the higher parts, the latter, derived from schists, occur in the lower parts of the mountain (*Anonymous* 1985).

Fig. 1. Location of the Natural Park of Serra da Estrela and the Nature Reserve of Serra da Malcata in Portugal.

2.2 Climate and vegetation

The Serra da Estrela is part of the Mediterranean region, but being a mountain of middle-high proportions and constituting one of the northwestern points, it comprises Atlantic climatic elements as well as northern features. Data from the weather station at Penhas Douradas (alt. 1383 m) show a mean annual precipitation of almost 2000 mm. On average, Penhas Douradas has 34 days with snowfall and 44 days with snow cover (*Serviço Meteorológico Nacional* 1965). Most of the precipitation falls between October and May. The Mediterranean influence is translated in the mean annual sunshine of more than 2500 hours and a dry period in summer, which is the critical period for fire hazards, especially if accompanied by strong winds. Mean wind velocity is almost 24 km/h, exceeding 55 km/h during 58 days a year. The mean annual temperature is 8.9 °C with January being the coldest month with 2.4 °C and July the warmest with 17.2 °C (*Tormo Molina* et al. 1992).

The large difference in altitude, the various exposures and the long history of land use, have led to a great variety in vegetation. According to *Rivas-Martínez* and *Sáenz de Rivas* (1979) and *Rivas-Martínez* (1979), the largest part of the mountain range is situated in the phytogeographic Estrelan sector of the Carpetano-Iberian-Leonesean province. In northeastern direction it merges into the Salmantinan sector of the same province, in western direction

it intergrades into the Beirensan Litoral sector and in southern and eastern direction it intergrades into the Tolado-Tagano sector, both latter sectors being part of the Luso-Extremaduran province. According to *Rivas-Martínez* (1981a, b) three thermoclimatic belts can be distinguished, the mesomediterranean from the foot of the mountain to ca. 900 m a.s.l., the supramediterranean from ca. 900 to ca. 1650 m and finally the oromediterranean from ca. 1650 m to the top. In the Eurosiberian region, these belts can be compared with the colline, montane and subalpine belts respectively. In addition, three ombroclimates exist: subhumid (600–1000 mm a year), humid (1000–1600 mm a year) and perhumid (>1600 mm a year). Each phytoclimatic belt has its own climax formations, degraded stages and land use. However, up to now no comprehensive study of the whole area exists, therefore our assumptions are based on a survey of *Rivas-Martínez* (1981a), completed with some notes of *Braun-Blanquet* et al. (1952, 1956, 1964), *Pinto da Silva* and *Teles* (1986), *Duarte* and *Alves* (1989), *Jansen* (1994a, b) and our own unpublished field observations.

The mesomediterranean belt consists of at least five climax formations, depending on (phyto-)geographic situation, topography, altitude, and substratum. These are respectively Holm oak forests (*Pyro-Quercetum rotundifoliae*), Cork oak forests (*Sanguisorbo-Quercetum suberis*), Pedunculate oak forests with evergreen elements (*Rusco-Quercetum roboris*), Pyrenean oak forests with evergreen elements (*Arbuto-Quercetum pyrenaicae*) and riparian Alder forests. In the mesomediterranean belt, human settlement is most dense and disturbance consequently the strongest. Due to burning, cutting, grazing, afforestation with exotic tree species, cultivation of olives, grapes and a number of other agricultural products, there are only very small and probably incomplete relicts of the original forest communities. Retrogressive phases are a.o. small areas covering thickets (*Rhamno-Prunetea*) and large areas covering dwarfshrub formations like lavender-rich broom scrub (*Lavandulo-Cytisetum multiflori*), fields of rockroses (*Halimio-Cistetum psilosepali, Genisto-Cistetum ladaniferi*) or gorse-rich heathlands (*Ulici-Ericetum umbellatae*). In return, many of these dwarfshrub communities have degraded into so-called unsaturated phases, i.e. basal communities (see *Kopecky and Hejny* 1974, 1978). Further degradation may lead to relatively open grasslands (a.o. *Tuberarietea guttatae*). Locally, in the meso- as well as the supramediterranean zone, on relatively nutrient-rich soils, grasslands of *Molinio-Arrhenatheretea* may occur as a result of a long tradition of pasturing, hay-making and irrigation.

Climax communities of the supramediterranean belt are Pyrenean oak forests (*Holco-Quercetum pyrenaicae*) and Birch forests (*Saxifrago-Betuletum celtibericae*). Of these forests too, only small and incomplete examples remain, mainly as a result of wildfires and agricultural and sylvo-pastoral activities. Degradation of the original woodlands mainly led to heathlands (*Junipero-Ericetum, Potentillo-Callunetum*) and broom fields (*Cytiso-Genistetum polygaliphyllae*) or basal communities. Further degradation may lead to pioneer communities, mainly *Koelerio-Corynephoretea* and *Tuberarietea*.

Climax communities of the oromediterranean belt contained probably *Pinus sylvestris* (*Pino-Juniperetea*). From palynological records it can be concluded that *Pinus sylvestris* existed in the higher parts of the Serra da Estrela (*Romariz* 1950). However, it is not certain whether some small bushes or extended forests were concerned. According to modern palaeobotanical research (*Van der Knaap* and *Van Leeuwen* 1994, 1995, in press). *Pinus* seems to have disappeared from the Serra da Estrela very early, probably before the beginning of the Holocene period. Nowadays the highest parts of the Serra da Estrela mainly consist of a mosaic of Dwarfjuniper scrub (*Lycopodio-Juniperetum*), heathlands (*Potentillo-Callunetum* and rare *Erica tetralix heath*), acid grasslands (*Galio-Nardetum, Campanulo-Festucetum henriquesii*) and open grasslands (*Arenario-Cerastietum, Jasiono-Minuartietum* and undescribed communities). Some other formations, which might also occur at lower altitudes, consist of rock vegetation, scree vegetation, bogs, vegetation of ponds, springs, rivulets and small lakes.

2.3 Land use

There is palynological evidence that in the western part of the mountain, already ca. 4000 years ago, a woodland with *Quercus* and *Betula* was destroyed by fire (*Van den Brink* and *Janssen* 1985). Thunder striking may have been responsible for this, but it has been proved that anthropogenic influence was noticeable in the mountains as early as ca. 7600 B.P. (*Van der Knaap* and *Van Leeuwen* 1994, 1995). Palynological studies in the small area of the Charco da Candieira (alt. 1400 m), in the eastern part of the high plateau of the Serra da Estrela, show that about 5500 years ago, human activity increased to such an extent that it became the dominant factor in the forest dynamics, at least of that particular site. The first wave of major deforestation leading to semi-forested cultural landscape must have taken place at about 3000 B.P., reaching its maximum ca. 2400 years ago (*Van der Knaap* and *Van Leeuwen* l.c.). Since those days, fire activities and erosion processes increased, causing a radical change in the landscape: gradually the original forests disappeared, being mainly replaced by shrubby formations such as heathlands, broom scrub, fields of rockroses or (open) grass formations.

Fire as a means to renew forage for herds of sheep and goats has also been used by shepherds in the Reserva Natural da Serra da Malcata, east of the Serra da Estrela, close to the Spanish border (Fig. 1). This manipulative tool resulted in the formation of fire-adapted communities dominated by *Cistus* spp. and *Erica* spp. in the central and southern areas and *Cytisus* spp. in the north; and thus contributing to the destruction of the climax vegetation along hilltops and gentle slopes. However, due to human exodus this practice is presently only used by farmers in the northern areas of the Reserve where every 5–6 years shrub communities are burnt in order to enhance habitat for grazing purposes. In the centre and the south of the conservation area prescribed burning was used as a management tool since 1989 by the Nature Reserve's staff as a means of increasing food availability for the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). In this region, this lagomorph constitutes approximately 80 % of the staple diet of the

Iberian lynx (*Lynx pardina*) (*Palma* 1980) and a decline in its abundance will have serious implications in the long-term survival of the predator (*Moreno* and *Villafuerte* 1994). Various authors pointed out that one of the main reasons for population decline of *Oryctolagus cuniculus* in the Iberian Peninsula is the abandonment of traditional land-use methods and resulting habitat loss (*Rego* et al. 1989, *Moreno* and *Villafuerte* 1994). Consequently, the implementation of prescribed burning may be beneficial to the conservation of the Iberian lynx.

However, for various reasons, burning nowadays is not only practised by shepherds and farmers, but also by barbecuing tourists, pyromaniacs, and criminals. Especially these new human-caused arson fires interfere with a relatively recent form of land use, namely the plantation of non-indigenous pine, which was started in the beginning of this century (Photo 1). Industrial pine plantations are extremely susceptible to ignition (*Castro* et al. 1990). Measured over the last thirteen years, annually about 450 forest fires burnt down each year approximately 9000 ha within the territory of the six communities (236,444 ha) which cover the Serra da Estrela (*Florestal Nacional in Lourenço* 1994). These wildfires stimulate erosion, not in the least because usually tree plantation is preceded by deep-ploughing of the soils. Uncontrolled wildfires also affect the heathlands and broom fields (Photo 2). Of course, most of these heathlands, if not all, originated from burnt and coppiced woodland. From field observations over the last seven years, we estimate a general increase of the fire frequency, especially in the supramediterranean belt. Affecting recuperative capacity, this increase may have substantial consequences for the plant species diversity of the shrublands. First, preceding climax formations almost disappeared, but if the increase of fire frequency persists, subsequent stages of mature communities eventually become extinct, being totally replaced by premature phases.

Besides burning, the Serra da Estrela has a long grazing history. The tradition of migrating flocks of sheep and goats over long distances, the so-called *transhumância*, goes way back to me-

Photo 1. Wildfire destroying Pinus pinaster plantation near Loriga.

Photo 2. Burning of heathlands near Penhas da Saúde.

Photo 3. Mosaic of open grasslands, and juvenile and mature Cytisus oromediterraneus broom shrubs near Alto da Pedrice.

Photo 4. Permanent plot in disturbed vegetation in Reserva Natural da Serra da Malcata.

Photo 5. Fields of Luzula lactea near Santinha.

dieval or perhaps even to Roman times (*Trindade* 1981). Nowadays, the sizes of the flocks are decreasing and the movements of animals are restricted to travelling from low altitudes to the mountains in spring and the reverse during fall (*Martinho* 1981). As mentioned before, the pastoral tradition of using fire as a tool to improve grazing grounds or to keep down scrub, is still practised today. Under certain conditions (see paragraph 4, recommandations), this tradition may guarantee the conservation of the typical plant cover mosaic of the Serra da Estrela.

3. Post-fire assessment and dynamics

As a result of disturbance, be it fire or otherwise, numerous temporal phases occur at the expense of the mature associations. Frequently in these phases there is a lack of characteristic species of the corresponding association. This makes it difficult to assess each individual stand in the framework of the classical, hierarchical classification of vegetation. A relatively effective way of solving this problem, is to use the so-called deductive method of *Kopecky* and *Hejny* (1974, 1978), without rejecting the traditional sampling method and classification system of the French-Swiss school of phytosociology (*Braun-Blanquet* 1964, *Westhoff* and *Van der Maarel* 1973). According to the deductive method, forementioned temporal phases may be described as basal communities. A basal community consists of character-species and differential species from syntaxonomical units above the association level as well as companions of which dominants (if present) belong to a syntaxon of higher rank from the same class. Using the deductive method, relatively detailed vegetation mapping has become possible. Under the ruling fire regime with frequent wildfires causing numerous rapidly changing unstable phases, these mappings may seem pointless. However, without a comprehensive phytosociological study of the whole area in combination with the study of vegetation dynamics, assessment of individual stands and consequently their management seems to be only a shot in the dark.

A first attempt in using the deductive method, was made by the first author. He described the stands dominated by *Cytisus oromediterraneus*, which cover relatively large areas of the oromediterranean belt in the southeastern part of the Serra da Estrela as BC *Cytisus oromediterraneus* [*Pino-Cytision*], including two variants (*Jansen* 1994b) (Photo 3). In April 1991, the other authors started studying vegetation dynamics with permanent plots – belt transects – at Reserva Natural da Serra da Malcata (*Rego* et al. 1994a). The main purpose of that project is to obtain results that may guide the vegetation management in order to restore and preserve the floristic values and the Iberian lynx's (*Lynx pardina*) characteristic habitat, the "matagal". In the Serra da Malcata 40 permanent plots – belt transects – were established in the different plant communities characterised in earlier works. They were located at sites, where no type of intervention is known to have occurred over the past years, in order to evaluate the succession. In the same time the question rises how these same communities respond to burning, cutting and cutting followed by burning. To this purpose a second trial consisting of 36 permanent

plots was established in disturbed vegetation (Photo 4). Detailed information on methodology is given in *Rego* et al. (1994a).

Comparative studies in both mountain areas are being planned. From a number of post-fire formations we show in this paper three striking examples, one in each phytoclimatic belt, viz. stands of *Cytisus oromediterraneus* with emphasis on possible consequences for wildlife, stands of *Halimium* with emphasis on description techniques and stands of *Cistus ladanifer* with emphasis on vegetation dynamics based on experimental evidence. In addition, a number of various field observations will be presented.

3.1 Oromediterranean stands of Cytisus oromediterraneus

In the southeastern part of the Serra da Estrela, post-fire stands of *Cytisus oromediterraneus* seem to expand at the expense of mature fire-sensitive Dwarfjuniper scrub. Here, different phases of *Cytisus oromediterraneus* shrublands form a spatial patchwork with (open) grasslands. For an elaborate description of the typical vegetation mosaic, including a provisional scheme of possible developmental series, we refer to *Jansen* (1994b).

However, the study of the relationship between different stages of developmental series really requires long lasting measurements, preferably on the basis of permanent plots. No such data are available in the Serra da Estrela.

It was in 1992, that, in the typical mosaic of broom scrub of *Cytisus oromediterraneus* with open grasslands, the first author discovered the Bluethroat (*Luscinia svecica cyanecula*) as a new breeding bird for Portugal (*Jansen* 1994b, *Neves* and *Rufino* 1994). Many studies confirm that Bluethroats often occur in disturbed habitats (including man-made ones), in which open vegetation alternates with more closed shrubland (*Cramp* 1988, *Laussmann* 1992, *Theiss* 1993). The vegetation of the area is irregularly burnt and during the growth season submitted to grazing by sheep, goats and cattle. Their dung attracts numerous insects, which provide food for the insectivorous Bluethroat. The presence of the typically Iberian mountain population of the Bluethroat for the Serra da Estrela contributes to the biodiversity of the area. It therefore seems reasonable to manage the area in such a way that the vegetation mosaic will be maintained (including small patches of different age and structure). To be sustainable in the long term, such an area should be large enough for the spontaneous occurrence of stochastic and chance events, e.g. local extinction-recolonization processes (see *Blondel* and *Vigne* 1993). In addition, the mature heathlands and Dwarfjuniper shrublands should be protected and preserved as well. Grazing and fire management should therefore take into account that all types of vegetation should occur together both in time and space. Grazing may be maintained in its actual procedure, but the use of fire should strictly go according to protocol. Development of potential woodland should be realised and the occurrence of other animals, be it avifauna, herpetofauna, arthropods, etc. should be taken into consideration as well (compare *Bullock* and *Webb* 1994, *Lunney* et al. 1991, *Greenberg* et al. 1994 and elsewhere in this special issue). Note for instance that about 60–75 % of the total Portuguese herpetofauna can be found in the Serra da Estrela (*Malkmus* 1985, *Crespo* and *Oliveira* 1989).

According to *Moreira* et al. (1994), the Bluethroat area seems to be of minor importance for the conservation of herpetological communities, but then this may be due to local fire history and the present fire regime!

It may be clear that under the present circumstances (i.e. the absence of a comprehensive ecological study on the biocenosis and its major driving forces), sound management will hardly be possible.

3.2 Supramediterranean stands of Halimium lasianthum ssp. alyssoides

The first phytosociological description of heathlands of the Serra da Estrela is from Braun-Blanquet and some of his Portuguese colleagues (*Braun-Blanquet* et al. 1952). They described the type of heathland, which now is considered to be part of the supramediterranean belt as the *Junipero-Ericetum aragonensis*. Though based on too few relevés to permit a reasonable subdivision, in their own words "trop peu nombreux pour permettre une subdivision rationelle de l'association", they divided this association into two subsassociations: *Junipero-Ericetum halimietosum* occurring on relatively warm slopes being more dry and poor in cryptogams, *Junipero-Ericetum polytrichetosum* occurring on shaded mountain sides being rich in mosses and lichens.

In 1992, in the framework of a preliminary survey of the heathland communities of the higher parts of the Serra da Estrela (*Jansen* 1994a), the first author intended to make relevés of the heathlands situated near Penhas da Saúde, at the eastern part of the mountain. From an earlier visit he knew already that the Dwarfjuniper did not occur in that area. This phenomenon is not rare in the Serra da Estrela, because the Dwarfjuniper is extremely sensitive to fire (compare *Braun-Blanquet* 1948, *Poore* and *Mc Vean* 1957, *Gimingham* 1981, *Sánchez-Mata* 1989). When he arrived at the site, the total vegetation was in fire! Since then, the shrublayer of the vegetation seems to have been re-established, albeit in different abundance ratios. *Halimium lasianthum* ssp. alyssoides has now become predominant, whereas the other dwarfshrub species *Erica australis* (previously *Erica aragonensis*), *Erica umbellata*, and *Chamaespartium tridentatum* seem to have attained lesser abundance. Perhaps the heathland prior to the wildfire may have been classified as *Junipero-Ericetum halimietosum*, but at least the actual vegetation cannot be classified as such. According to the deductive method, such a vegetation may be classified as BC *Halimium lasianthum* ssp. alyssoides [*Ericion umbellatae*].

In Table 1a, we listed some relevés of comparable stands on the upper reaches of their distribution area, approximately corresponding with the upper limits of rye field rotation. Relevés 1 to 5 have been made in gaps of shrublands respectively corresponding to numbers 9, 6, 8, 14 and 7 of the basal community. All these relevés have been made in 1990, whereas the others have been made in 1992. Data input was achieved by TURBOVEG (*Hennekens* 1995). In the synthetic phase, the program TWINSPAN (*Hill* 1979) was used

Table 1a. Open grasslands (Koelerio-Corynephoretea) and basal communities of Ericion umbellatae: BC Halimium alyssoides subsp. lasianthum-(Ericion umbellatae).

Number in table	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Altitude (m.) + 1000	6	3	6	6	3	3	3	6	6	6	6	6	6	6	6
	2	5	6	0	6	5	6	6	2	2	1	0	0	0	0
	0	5	0	0	5	5	5	0	0	5	5	0	0	0	0
Aspect	-	N	S	S	S	N	S	S	-	S	W	-	-	S	W
				E	S	E	S	S		E				E	N
			W		W		W	W							W
Inclination (°)	-	1	5	5	1	1	1	5	-	5	5	-	-	5	5
		0			0	0	0								
Cover shrub layer (%)	-	-	-	-	-	5	5	5	7	9	9	8	8	6	8
						5	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Surface (m²)	5	5	6	5	5	5	5	4	4	1	1	1	1	4	1
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
										0	0	0	0		0
C ERICION UMBELLATAE															
Halimium alyssoides	.	.	.	.	.	3	3	3	4	5	5	5	4	4	3
Erica australis	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	2	2
Halimium alys. (seedling)	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Halimium alys. (juvenile)	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula lactea	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	2	.	2
Erica umbellata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2
Chamaespartium tridentatum	.	.	.	.	.	+	2	.	.	.	.	.	.	.	.
Chamaespartium trid. (juv.)	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chamaespartium trid. (s.)	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
DWARFSHRUBS															
Cytisus oromediterraneus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	.
Juniperus alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	2	+	2
COMPANIONS															
Cytinus hypocistus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	1	+	+	.
Polytrichum piliferum	2	2	2	2	2	+	+	2	+	+	+	1	+	2	1
Hieracium castellanum	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	1	2	1	+	1
Coelocaulon aculeatum	2	2	+	2	3	2	2	2	+	+	+	.	2	2	2
Agrostis truncatula	2	+	2	2	2	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+
Micropyrum tenellum	+	2	2	2	2	2	+	2	+	.	.	+	1	2	1
Ranunculus nigrescens	.	+	+	+	+	+	.	+	+	1	+	2	1	+	1
Sedum brevifolium	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	.	.	+	+
Arenaria querioides	2	+	+	+	+	+	.	+	+	.	+	.	+	+	+
Arnoseris minima	+	2	+	2	+	+	.	.	.	.	.	+	+	+	+
Spergula morisonii	+	2	.	+	+	+	.	.	.	.	.	+	.	+	+
Cladonia coccifera s.s.	+	+	+	.	+	+	.	+	.	+	.	.	.	+	+
Ceratodon purpureus	+	+	+	+	.	.	.	+	.	+	+	+	.	+	.
Hypochaeris radicata	+	.	.	+	+	.	+	+	+	+	.	+	.	+	.
Rumex angiocarpus	+	.	+	+	.	.	.	+	+	+	.	.	+	+	+
OTHER SPECIES															
Cladonia cervicornis	+	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+
Molineriella laevis	+	2	+	2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+
Agrostis castellana	.	+	.	.	1	1	1	.	.	.	.	1	1	.	+
Racomitrium canescens s.l	.	2	+	.	.	+	2	+	+	.	.	.	.	.	+
Polytrichum juniperinum	2	+	.	.	.	+	2	.	2	.	.	.	+	.	+
Poa bulbosa	.	+	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.	+
Teesdalia nudicaulis	.	+	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	+	+
Grimmia montana	2	.	.	+	2	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.
Logfia minima	+	2	2	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Anthoxanthum aristatum	+	+	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+
Cladonia furcata	+	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	+	.
Cladonia foliacea	.	.	.	+	2	.	+	.	.	.	.	.	.	+	+
Gagea soleirolii	.	+	.	.	+	+	.	.	+	.	+	.	.	.	.
Sedum arenarium	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	.	+	.	+
Corynephorus canescens	+	.	2	+	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.
Crocus carpetanus	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	1	.	+
Cladonia gracilis	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	+

Table 1b. Presence/absence of epiphytes on seperate phorophyte species, occurring in relevés 6, 7, 8, 9 and 14 from table 1. C = Cytisus oromediterraneus, U = Erica umbellata, A = Erica australis, H = Halimium lasianthum ssp. alyssoides.

Number in Table 1a	9	14	14	7	6	7	9	8	14
Phorophyte	C	U	A	A	H	H	H	H	H
Hypogymnia tubulosa	.	+	+	+	+	+	+	+	+
Pseudevernia furfuracea	.	+	+	+	+	+	+	+	+
Rinodina exigua	.	.	+	+	+	+	+	+	+
Coelocaulon aculeatum	.	+	+	+	+	+	.	.	.
Usnea subfloridana	.	.	+	+	+	+	.	+	.
Evernia prunastri	.	.	.	+	+	.	+	+	+
Lecanora pulicaris	.	.	+	+	+	+	.	.	.
Bryoria fuscescens	.	+	+	+	+	.	.	.	.
Buellia griseovirens	.	.	.	+	+	+	.	.	+
Buellia disciformis	.	+	+	.	+	.	+	.	.
Parmelia omphalodes	+	.	.	+	+	.	+	.	.
Protoblastenia lusitanica	.	.	.	+	+	+	.	.	.
Hypogymnia physodes	.	.	+	+	+	.	.	.	.
Melanelia exasperata	.	.	+	+	+	.	.	.	.
Tuckermannopsis saepincola	.	.	+	.	+	.	.	+	.
Lecanora symmicta	.	.	.	.	+	+	+	.	.
Melanelia subaurifera	.	.	.	.	+	+	.	+	.
Platismatia glauca	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Tuckermannopsis chlorophaea	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Melanelia exasperatula	.	.	.	.	+	.	.	.	+
Parmelia saxatilis	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Catillaria erysiboides	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Halecania viridescens	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Pertusaria pupillaria	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Cladonia crispata	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Flavoparmelia caperata	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Lecanora expallens	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Ramalina farinacea	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Trapeliopsis aeneofusca	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Cladonia pyxidata	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Cephaloziella divaricata	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Xanthoparmelia protomatrae	.	.	.	.	.	.	.	.	+

Addenda Table 1a (in less than 4 relevés):
In shrublayer: Cytisus multiflorus(13,+),Cytisus striatus(6,+; 14,+),Erica arborea(11,+; 15,+),Genista cinerascens(8,+; 12,+).
In herblayer: Aira praecox(1,+; 4,+; 5,+),Arrhenatherum elatius s.l.(5,+; 7,+; 13,+),Avenula marginata group(5,+; 7,+),Centaurea coutinhoi(4,+; 5,+; 7,+),Cephaloziella divaricata(14,+),Cerastium ramosissimum(10,+; 12,+; 13,+),Cetraria islandica(8,+; 14,+; 15,+),Cladina arbuscula(15,+),Cladina portentosa(14,+),Cladonia cornuta(15,+),Cladonia crispata(6,+; 7,+),Cladonia floerkeana(14,+),Cladonia macilenta s.l.(10,+; 13,+),Cladonia phyllophora(10,+),Cladonia pyxidata(14,+; 15,+),Cladonia ramulosa(2,+; 6,+),Cladonia uncialis(4,+; 14,+; 15,+),Deschampsia flexuosa ssp. iberica(12,+),Dianthus sp.(4,+; 9,+; 14,+),Dicranum scoparium(14,+; 15,+),Festuca ovina(1,+; 9,+),Festuca rubra(13,+; 15,+),Festuca summilusitana(11,1; 12,+),Hieracium sp.(12,+),Hispidella hispanica(2,+; 5,+),Hypnum cupressiforme s.l.(9,+),Juniperis alpina juv.(1,+; 13,+),Lactuca viminea(5,+; 7,+),Lasallia pustulata(4,+),Lotus corniculatus s.l. (5,+; 7,+),Massalongia carnosa(5,+),Mibora minima(13,+),Moenchia erecta ssp. erecta(13,+),Narcissus rupicola(12,+),Nardus stricta(1,+; 4,+; 11,1),Neofuscelia loxodes(5,+),Ornithogalum concinnum(5,+; 7,+; 15,+),Ornithopus perpusillus(2,+; 5,+; 7,+),Paronychia polygonifolia(9,+),Placynthiella icmalea(2,+),Plantago subulata ssp. radicata(2,+),Pleuridium acuminatum(2,1),Pohlia nutans(1,+; 2,+; 3,+),Pycnothelia papillaria(4,+),Sedum willkommianum(2,+; 5,+),Spergularia capillacea(4,+),Trapelia granulosa(13,+),Trapelia wallrothii(1,+),Trisetum ovatum(4,2; 14,+),Xanthoparmelia protomatrae(4,+),Xolantha guttata(2,+).

Original relevé numbers (in brackets), followed by UTM grid references. Relevé 1: (10), UTM 29TPE215 644, relevé 2: (20), UTM 29TPE226 751, relevé 3: (19), UTM 29TPE226 656, relevé 4: (33), UTM 29TPE221 643, relevé 5: (21), UTM 29TPE226 751, relevé 6: (1020), UTM 29TPE226 751, relevé 7: (1021), UTM 29TPE226 751, relevé 8: (1019), UTM 29TPE226 656, relevé 9: (1010), UTM 29TPE215 644, relevé 10: (1245), UTM 29TPE210 705, relevé 11: (1246), UTM 29TPE212 708, relevé 12: (1251), UTM 29TPE212 709, relevé 13: (1214), UTM 29TPE205 213, relevé 14: (1033), UTM 29TPE221 643, relevé 15: (1215), UTM 29TPE205 213.
All relevés by J. Jansen. Estimation of species cover and abundance in table 1, according to Braun-Blanquet (1964); as for table 2: epiphyte sampling according to Jansen (1993). Species nomenclature of vascular plants, bryophytes and lichens follows floras and checklists referred to in Jansen (1994a,b) completed with Devesa Alcarez (1995), except for Agrostis truncatula ssp. truncatula Romero Garcia in Ruiza 7: 137 (1988), Arrhenatherum elatius ssp. carpetanum Rivas-Martínez & Fernández-Gonzalez inéd., Cytisus oromediterraneaus Rivas-Martínez et al. in Los Picos de Europa: 264 (1984), Deschampsia flexuosa ssp. iberica Rivas-Martínez in Anal. Inst. Bot. Cavanilles 21: 297 (1963) and Festuca summilusitana Franco & Rocha Afonso in Bol. Soc. Brot. sér.2, 54:94-95 (1980).

for arranging the relevés into more or less homogenous clusters; the program SHIFTTAB (*Hennekens* l.c.) has been used for obtaining an optimal classification by relocating relevés and species "by hand".

The first five relevés represent the developmental stage in which *Halimium* seedlings are involved. It is an open grassland community with numerous elements of *Koelerio-Corynephoretea*. The following nine relevés represent the phase in which *Halimium* becomes the predominant species. This phase is described as BC *Halimium lasianthum* ssp. alyssoides [*Ericion umbellatae*]. Relevé 15 may be described as *Junipero-Ericetum*. Note that relevés 13 and 14 may be classified in the same way, because of the presence of *Erica australis, E. umbellata, Luzula lactea*, and *Juniperus communis* ssp. *alpina*. However, in our opinion, the cover abundance of aforementioned species is too low and of *Halimium* too high, to permit such a classification. This may be concluded from a synoptic table in *Jansen* (1994a) in which 67 relevés of the so-called *Junipero-Ericetum* have been analysed. For instance, in stands in which *Halimium* is most conspicuous ("Spalte 7") its mean cover percentage is no more than 5 %. The presence of *Cytisus oromediterraneus* indicates a possible development towards the *Junipero-Ericetum cytisetosum*. The presence of *Juniperus* is most striking. Recovery of Juniper is very complex and difficult to understand (*Gilbert* 1980, *Pott* 1992, *Hüppe* 1995). Perhaps it is related to climatic factors and/or (fluctuating) agricultural activities. Most of the relevés containing *Juniperus* have been made in an area near Penhas Douradas. In two relevés, made at lower altitudes, *Chamaespartium* is present. However, the small number of relevés does not allow a reasonable subdivision in variants.

Growing on the roots of *Cistaceae*, the parasitic *Cytinus hypocistus* is confined to *Halimium*, because at this altitude, it is the only representative shrub of the family. Wild boar (*Sus scrofa*) often disturb the sandy soil layer in search for *Cytinus* and mushrooms which serve them as food.

Finally we notice a number of cryptogams. *Ceratodon purpureus, Polytrichum piliferum, Polytrichum juniperinum* and *Trapeliopsis granulosa* belong to a group of cryptogams that are about the first to appear in post-fire heath successions in several parts of the world (*Duncan* and *Dalton* 1982, *Clément* and *Touffet* 1990, *Gloaguen* 1990, *Schimmel* 1993, *Thomas* et al. 1994).

Dwarfshrubs in the Serra da Estrela carry many cryptogamic epiphytes (*Tavares* 1945, *Jansen* 1993). Their presence may give extra information on developmental stages. By means of vegetative sprouting, dwarfshrubs may develop quickly after burning. This raises the question how long it takes for separate epiphyte species to colonize separate phorophyte species. Of course, this question can only be answered by studying permanent plots, but as a guidance for further investigation, in 1990, epiphytes have been collected from each separate phorophytic species occurring in heathland relevés (Table 1b) (see also *Jansen* 1993). In all sampled stands of *Halimium*, we found epiphytes, ranging from 7 species in relevé 8, to 23 species in both relevés 6 and 7. Relevés 6 and 7 have been made on rock outcrops near Penhas Douradas. Their species richness indicates a certain age, giving support to the assumption that the development towards the association level is inhibited on a rocky substratum. All the more so because both relevés have been made on relatively low altitudes, where dynamics are supposed to be higher. In view of the small number of relevés, we decided not to go into further speculation. For future studies in vegetation dynamics, we advise to emphasize on cryptogamic epiphytes, being an important key for a better understanding of the sequence of developmental series

Maybe *Halimium* is better adapted to fire than the other dwarfshrub species. This of course should be investigated in autecological studies and, again, be tested with prescribed burning in permanent plots. Results of *Marques's* (1991) first prescribed burning experiment carried out at lower altitudes in Reserva Natural da Serra da Malcata support the assumption that *Halimium, Erica australis*, and *Chamaespartium tridentatum* recover quickly after burning. In fact all three species had recolonised 81.3 % of the area by vegetative resprouting a year after burning, with *Chamaespartium* showing the quickest recovery rate. More or less similar trends have been reported from areas in NW-Spain (*Calvo* et al. 1995, *Fernandez* et al. 1995, *Castroviejo* 1977). Post-fire stands of *Halimium alyssoides with mosaics of Koelerio-Corynephoretea* have also been reported from the Sologne area, West-France, where decreasing abundance of *Halimium* is linked with increasing abundance of Ericaceae (*Braun-Blanquet* 1967).

Generally *Halimium* occurs on mineral rich sandy soils, or even in fissures of exposed rock outcrops, without any organic substance. Fire often burns the organic layer of the soil, which may benefit *Halimium* in its competition with *Erica* spp., which in return seem to prefer more organic rich soils. Anyway, *Halimium* is at least a good pioneer species on mineral-rich soils. Downhill, this phenomenon can also be noted in fields of *Halimium* and broom scrub rotating with rye fields on tilled arable soils. Fallow lands are quickly invaded, especially by *Halimium, Cytisus multiflorus* and *Cytisus striatus*.

Microclimatic changes, as a result of burning or tillage, may cause a (temporal) shift from a temperate into a more Mediterranean type of vegetation, especially in the Serra da Estrela, which is situated at about the meeting point of at least two macroclimate systems, viz. Atlantic and Mediterranean. For instance, on open land, extremely high temperatures can be reached owing to higher solar irradiation, causing a quicker decomposition of organic matter. Downhill, elements of *Calluno-Ulicetea, Cytisetea scopario-striati*, and *Koelerio-Corynephoretea* converge towards elements of *Cisto-Lavanduletea* and *Tuberarietea*. This makes it very difficult to interpret the patchwork of post-fire and post-culture phases of the mature associations. Moreover, the Serra da Estrela is part of two phytogeographic provinces, it has three bioclimatic belts and a comprehensive survey of its vegetation (including mature associations and sequential phases) is still lacking.

3.3 Mesomediterranean stands of Cistus ladanifer ssp. ladanifer

Shrublands dominated by *Cistus ladanifer* occur along the lower altitudes of Rio Bazágueda and Ribeira da Meimoa

basins in the Reserva Natural da Serra da Malcata. Located on steep rocky slopes with very poor acid soil, this community shows a low species richness and a relatively high percentage of ruderal plant species (*Rego* et al. 1994b). According to *Lousa* et al. (1992) these formations belong to the *Cisto ladaniferi-Ericetum australis* association, one of the seral stages of the mesomediterranean Portuguese-Extramaduran siliceous series of the Holm-oak (*Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae*). These xeric shrub communities are inherently flammable and well-adapted to fire. As *Barbour* et al. (1980) state: fire must be included as an evolutionary force in the history of vegetation development in the Mediterranean climate regions, as numerous adaptations of the dominant species indicate that fire must have exercised a strong selective pressure in these ecosystems (*Naveh* 1974, 1975, *Margaris* 1981, *Arianoutsou* and *Margaris* 1981 in *Correia* 1988).

After a fire, species make use of two mechanisms for survival: 1) those that die and come back as sprouts, the obligate sprouters, and 2) those that die and come back as seedlings, the obligate seeders (*Barbour* et al. 1980, *Naveh* 1974, *Margaris* 1981, *Keeley* 1986 in *Correia* 1988). Some species exhibit both responses to fire – the facultative resprouters – and it is in this category that *Correia* (1988) has included the genus *Cistus*, although according to *Tárrega* et al. (1995) *Cistus* is mostly an obligate seeder. According to *Garcia Rodriguez* et al. (1994), who studied burnt areas in the Sierra de Francia (westernmost part of the Sístema Central in Spain) *Cistaceae* produce massive amounts of seeds, while *Erica australis* and *Erica umbellata* perform as facultative resprouters. *Cistus ladanifer* ssp. *ladanifer*, possibly due to the harsh conditions in the Serra da Malcata, seems to behave as an obligate seeder after any type of fire: be it spring prescribed burning, autumn prescribed burning or summer wildfires. Small seeds are produced in great amounts, which is effective in an evolutionary way, as these seem more likely than larger ones to be washed into small fissures in the soil surface and to be buried by the activities of the soil microfauna (*McRill* and *Sagar* 1973, *McRill* 1974 in *Grime* 1979). This results in large persistent seed banks that are particularly characteristic of shrubs and perennial herbs occurring in habitats subjected to intermittent damage by fire (*Grime* 1979). The seeds remain dormant in the soil until scarification (fire is the most efficient method) induces germination (*Barbour* et al. 1980). The majority of the seedlings die back during the first 2–3 years after fire and only a small amount grow to maturity in a relatively short period of time. *Cistus ladanifer* thus behaves as a pioneer species in the occupation of poor abandoned soils and is capable of expanding and maintaining cover dominance during many years (*Dias* et al. 1989).

The maintenance of dominance has been confirmed by analyses of data, collected during the first three years of the vegetation dynamics project in two transects with mature *Cistus ladanifer* stands. Data were analysed with Markov chains (*Usher* 1981) and vegetation dynamics projections until 1999 were calculated. The results show that: a) plant cover increases especially by *Cistus ladanifer* at the cost of bare ground, b) *Cistus ladanifer* remains predominant irrespective of the observed successional changes, c) *Genista triacanthos* and especially *Lavandula luisieri* decrease and are gradually substituted by *Cistus ladanifer*, and d) *Erica australis* and especially *Calluna vulgaris* are slowly spreading and will eventually increase in importance in future successional stages (*Rego* et al. 1994a).

The morphological and ecological adaptations shown by *Cistus ladanifer* result in a high resilience capacity and a successful colonisation, under adverse environmental conditions of the Mediterranean climatic regions of southern and western Europe, north-west Africa and Macaronesia.

3.4 Miscellaneous observations in the Serra da Estrela

The actual vegetation of the Serra da Estrela contains numerous extremely rare species. Many of these rare species are known to have their only occurrence within Portugal. This rareness may be due to the longlasting severe fire regime, although other catastrophes like summer drought or irregular frost may play an important role as well, not to mention the long history of relatively high grazing pressure. Anyway, it may be clear that species without any characteristics enabling them to resist, evade or recover from fire, hardly stand a chance to persist under the ruling fire regime. Therefore, we assume that most of the relatively common plant species, that are present today, can be regarded as having more or less survival traits (sensu *Trabaud* 1987).

As an introduction to a planned study of burnt areas (*Jansen* et al. 1997) and based on field observations during the last seven years, we enumerate some striking phenomena which most probably are interrelated with fire.

In May 1994, we observed a dense, yellow coloured field of luxurious flowering specimens of the endemic *Viola langeana*, near Nave de Santo António, on the ridge called Espinhaço do Cao. Two months later, the place was covered by a yet unidentified grass, which resembles *Arrhenatherum elatius*. Perhaps *Arrhenatherum elatius* ssp. *carpetanum* is concerned here, because from the relatively nearby situated Sierra de Tormantos (Sístema Central), a post-fire community with *Arrhenatherum elatius* ssp. *carpetanum* is reported (*Amor* et al. 1993). From relevés made in 1992, prior to the wildfire, it can be concluded that the preceding heathland could be assigned to the *Junipero-Ericetum cytisetosum* purgantis. In 1994, near Piornal, we observed a post-fire vegetation dominated by *Trisetum hispidum*. *Viola langeana, Trisetum hispidum* and perhaps also *Arrhenatherum* cf. *carpetanum* are Iberian endemic taxa which are reported from scree communities (*Thlaspietea rotundifolii*) (*Rivas-Martínez* et al. 1989, *Ortiz* and *Marcos Samaniego* 1989). We assume that their massive appearance in post-fire vegetation is related with conditions similar to screes, i.e. moving particles. However, compared to the more or less permanent regime in scree communities, conditions in post-fire communities are only temporal, indeed depending on the fire frequency.

In August 1995, a giant wildfire struck the area around Alfátima and Santinha in the western part of the Serra da Estrela. This area belongs to the supramediterranean belt. While visiting the area in 1996, we observed the

explosive development of a number of plant species amidst the dark burnt skeletons of *Halimium, Erica* spp. and *Cytisus* spp.. By the end of spring, we observed a multi-coloured palette of profusely flowering specimens of *Linaria elegans, Ranunculus ollissiponnensis* ssp. *ollissiponnensis, Ranunculus nigrescens, Raphanus raphinastrum, Arenaria montana* ssp. *montana, Saxifraga granulata* s.l., *Hypochaeris glabra, Arnoseris minima, Teesdalia nudicaulis*, and many more. In the following weeks lots of other species started flowering in a most conspicuous way, we mention for instance *Luzula lactea* (Photo 5), *Hispidella hispanica, Armeria* spp. and *Allium sphaerocephalon*. Fire can stimulate plants to produce flowering. But this effect may only be an indirect action of fire. A change in the diurnal temperature variation after fire may act as a stimulus, or an increase in temperature or light reaching the soil may heat the primordia and thus induce flowering (*Trabaud* 1987). A sudden increase of the nutrient level may play a role as well, but in general, the temporal fertilizing effect is expected to drain away quickly as a result of heavy showers, especially on slopes.

In addition to forementioned herbs, the slopes were locally full of grasses like *Agrostis truncatula* ssp. *truncatula, Agrostis castellana, Deschampsia flexuosa* ssp. *iberica, Molineriella laevis, Micropyrum tenellum, Festuca durandii, Festuca ovina* s.l., *Avenula marginata* group, etc.. Locally, on more humid places we observed *Pseudarrhenatherum longifolium, Holcus mollis, Cirsium palustre*, and dense stands of *Pteridium aquilinum*. On the ground we could hardly find any mosses or lichens and most of the rock outcrops were brightly coloured, because their usual tapestry of epilithic lichens had been burnt and washed away by the rain. By the end of July, which is about the beginning of the dry season, most of forementioned species had finished their lifecycle.

Finally we notice the burning of heathlands (*Potentillo-Callunetum*) described by *Jansen* (1994a). These and the recently discovered *Erica tetralix* heaths show affinities with heathlands occurring in the North German Plain.

4. Recommandations for fire management

Our restricted knowledge of the effects of fires cannot be a reason for refraining from taking measures of fire prevention and control. In addition, we give some suggestions for fire management in the Nature Park of the Serra da Estrela:

- The problem of wildfires is difficult to solve, but at least through better observation one should try to reach the fire site as quickly as possible to fight the fire. During the dry season one should remain extra alert, especially when strong winds have been forecast. Perhaps one should registrate all traffic passing the transit road in that period. The transit road was constructed in the beginning of the sixties, enabling people to reach the heart of the mountain in a short period of time. In this way, not only nature lovers, but also pyromaniacs and criminals have an easy access.
- Give good information service and make tightened regulations for visitors (for instance: a ban on throwing away potential burning glass materials; a ban on open fire; barbecue only allowed on special sites)
- Make agreements with shepherds and farmers to burn only under the prevailing conditions of the Park management.
- Provide prescribed burning courses for shepherds and farmers that wish to use this manipulative tool.
- Support shepherds and farmers to guarantee traditional land use.
- Use for afforestation purposes, in stead of pine, indigenous tree species (preferably oak species), since these contain less inflammable materials.
- Elaborate plans for prescribed burning for each characteristic area. Do this in cooperation with authorities, farmers, shepherds, ecologists, geologists, etc. in order to obtain a large public and scientific support. Take at least the following items into consideration: landownership; land-use purposes; stand description before and after burning (age, floristic composition, structural characteristics, mosaics and, in addition, analyses of potential climax vegetation and present succession stage); expected effects on soils, flora and fauna; weather conditions; season; fire history, frequency, size and intensity. Make a map of burnt areas, of areas where burning is planned and where undisturbed succession is planned. For more detailed suggestions we refer to *de Ronde* et al. (1990), *Parsons* and *Botti* (1996), *Agee* (1979), and elsewhere in this special issue.
- One should know what, when, why and how one should burn. For this we need experimental studies on the basis of permanent plots/transects, as is being done in the Serra da Malcata. Different treatments should be applied on major stages of vegetation series, considering climate, soil, hydrology and land use.

Perhaps in this way fire control can be established and more knowledge of fire ecology can be obtained. It is our wish that it can be used as a management tool, steering for desirable habitats in order to achieve the largest possible biodiversity.

5. Abstract

Relevant data concerning the study area are given, including land use. From a number of post-fire formations this paper shows three striking examples, one in each phytoclimatic belt, viz. in the oromediterranean belt stands of *Cytisus oromediterraneus* with emphasis on possible consequences for wildlife, in the supramediterranean belt stands of *Halimium lasianthum* ssp. *alyssoides* with emphasis on description techniques, and in the mesomediterranean belt stands of *Cistus ladanifer* ssp. *ladanifer* with emphasis on vegetation dynamics based on experimental evidence in the Nature Reserve of the Serra da Malcata. In addition a number of various field observations are presented, followed by some recommandations for fire regulation measures.

6. Acknowledgements

The authors wish to thank Prof. Dr. Victor Westhoff for critically reading the manuscript. Thanks are due to Mr. Stephan Hennekens for providing some of his computer programs, to Dr. André Aptroot for identifying lichens, to Dr. Henk Greven for identifying mosses of the genus *Grimmia* and *Racomitrium*, to Mr. Thom van Rossum for English correction. This research was partly financed by the Reinhold-Tüxen Stiftung (Hannover).

7. References

Amor, A., Ladero, M., Valle, C. J., 1993: Flora y vegetación de la comarca de La Vera y laderas meridionales de la Sierra de Tormantos (Cáceres, España). – Stvdia Botanica 11, 11–207.

Anonymous, 1985: Estudo da Fauna e Flora no PNSE. – Naturibérica. Lisboa. 193 pp.

Agee, J. K., 1979: Alternative fire management policies: methods for assessment. – In: Agee (ed.), Fire and fuel management problems in Mediterranean-climate ecosystems: research priorities and programmes, 27–32. – MAB Technical Note 11. Unesco.

Barbour, M. G., Burk, J. H., Pitts, W. D., 1980: Terrestrial Plant Ecology. California.

Blondel, J., Vigne, J., 1993: Space, Time, and Man as Determinants of Diversity of Birds and Mammals in the Mediterranean Region. – In: Ricklefs and Schluter (ed.): Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives, 135–146. University of Chicago.

Braun-Blanquet, J., 1948: La Végétation alpine des Pyrénées orientales. Barcelona.

Braun-Blanquet, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Wien-New York. 632 pp.

Braun-Blanquet, J., 1967: La chenaie acidophile ibéro-atlantique (*Quercion occidentale*) en Sologne. – SIGMA comm. 173.

Braun-Blanquet, J., Pinto da Silva, A. R., Rozeira, A., Fontes, F., 1952: Résultats de deux excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. I. Une incursion dans la Serra da Estrela. Agron. – Lus. 14, 305–323.

Braun-Blanquet, J., Pinto da Silva, A. R., Rozeira, A. 1956: Résultats de deux excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. II. Chênaies à feuilles caduques (*Quercion occidentale*) et chênaies à feuilles persistantes (*Quercion faginae*) au Portugal. – Agr. Lus. 18, 167–235.

Braun-Blanquet, J., Pinto da Silva, A. R., Rozeira, A., 1964: Résultats de deux excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. III. Landes à Cistes et Ericacées. – Agron. Lusitana 23, 229–313.

Brink, L. M., van den, Janssen, C. R., 1985: The effect of human activities during cultural phases on the development of montane vegetation in the Serra da Estrela, Portugal. – Rev. Palaeobot. Palynol. 44, 193–215.

Bullock, J. M., Webb, N. R., 1994: Responses to severe fires in heathland mosaics in southern England. – Biol. Conserv. 73, 207–213.

Calvo, L., Luis-Calabuig, E., Tarrega, R., 1995: Growth of dominant species in heathland communities after experimental disturbances – In: Anonymous: proceedings of the 5th European Heathland Workshop, 11–15 September: p. 54. – Area de Ecologia, University of Santiago de Compostela.

Castro, J. F., Bento, J., Rego, F., 1990: Regeneration of Pinus pinaster forests after wildfire. – In: Goldammer and Jenkins (ed.): Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and Northern Perspectives, 71–77. – The Hague.

Castroviejo, S., 1977: Estudio sobre la vegetacion de la Sierra del Invernadeiro (Orense). – INCN, Madrid.

Clément, B., Touffet, J., 1990: Plant strategies and secondary succession on Brittany heathlands after severe fire. – J. Veget. Sci. 1, 195–202.

Correia, O. C. A., 1988: Contribuçao de Fenologia e Ecofisiologia em Estudos da Sucessao e Dinâmica da Vegetaçao Mediterrânica. – Diss. Universidade de Lisboa. Lisboa.

Cramp, S.(ed.), 1988: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol. V: 645–661. Oxford.

Crespo, E. G., Oliveira, M. E., 1989: Atlas da distribuçao dos Anfíbios e Répteis de Portugal Continental. – SNPRCN, Lisboa.

Daveau, S., 1971: La glaciation de la Serra da Estrela. – Finisterra XI: 5–40.

Davis, S. D., Heywood, V. H., Hamilton, A. C. (ed.), 1994: Centres of Plant Diversity. A Guide and Strategy for their Conservation. Vol. 1. – IUCN, Cambridge. 354 pp.

Devesa Alcaraz, J. A., 1995: Vegetación y flora de Extremadura. – Badajoz. 773 pp.

Dias, A. S., Dias, L. S., Pereira, I. P., 1989: *Cistus ladanifer* L. (Esteva). Caracterizaçao e Perspectivas de Utilizaçao. – Actas do II Congresso de Areas Protegidas, Lisboa.

Duarte, M., Alves, J., 1989: A vegetaçao natural de Casal do Rei. – SNPRCN, Lisboa. 76 pp.

Duncan, D., Dalton, P. J., 1982: Recolonisation by bryophytes following fire. – J. Bryol. 12, 53–63.

Fernandez-Abascal, I., Tarrega, R., Luis-Calabuig, E., 1995: Comparison of biomass post-fire recovery in heathlands. – In: Anonymous: proceedings of the 5th European Heathland Workshop, 56. Area de Ecologia, University of Santiago de Compostela.

Garcia Rodriguez, J. A., Puerto Martin, A., Garcia Alvaro, M. A., 1994: Importancia del banco de semillas de comunidades de jaral-brezales en la restauracion de areas incendias. XIV Jornadas de Fitosociología. – Libro de Resúmenes, 112. Bilbao.

Gilbert, O. L., 1980: Juniper in Upper Teesdale. – J. Ecol. 68, 1013–1024.

Gimingham, C. H., 1981: Conservation: European Heathlands in: Specht (ed.): Ecosystems of the world 9B, Heathlands and related shrublands, 249–259.

Gloaguen, J. C., 1990: Post-burn succession on Brittany heathlands. – J. Veget. Sci. 1, 147–152.

Greenberg, C. H., Nearey, D. G., Harris, L. D., 1994: Effects of high intensity wildfire and sylvicultural treatments on reptile communities in sandpine scrub. – Conserv. Biol. 8 (4), 1047–1057.

Grime, J. P., 1979: Plant Strategies and Vegetation Processes. Great-Brittain.

Hennekens, S. M., 1995: TURBO (VEG). Programmatuur voor invoer, verwerking en presentatie van vegetatiekundige gegevens. Gebruikershandleiding. – IBN, Wageningen, 67 pp.

Hill, M. O., 1979: TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. New York.

Hüppe, J., 1995: Zum Einfluß von Wildkaninchen auf Wacholder (*Juniperus communis*) in Nordwestdeutschland. – Z. Ökologie u. Naturschutz. Jena 4/1, 1–8.

Jansen, J., 1993: Korstmossen in de Serra da Estrela. – Buxbaumiella 31, 7–15.

Jansen, J., 1994a: Heide- und Zwerg-Wacholdervegetation in den höheren Stufen der Serra da Estrela (Portugal), unter besonderer Berücksichtigung des *Potentillo-Callunetum*. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 6, 279–303. Hannover.

Jansen, J., 1994b: Stands of *Cytisus oromediterraneus* in the Serra da Estrela, with some remarks on the habitats of the Bluethroat (*Luscinia svecica cyanecula*). – In: II seminário técnico conservaçao da natureza na Serra da Estrela, conservar a Estrela, 23–45. – ICN, PNSE, Manteigas.

Jansen, J., Lourenço, L., Sim Sim, M., Carvalho, P., 1997 (subm.): Study of burnt areas in Serra da Estrela, Portugal. – International Forest Fire News 16, 25–26. United Nations, Economic Commission for Europe, Geneva.

Knaap, W. O, van der, van Leeuwen, J. F. N., 1994: Holocene vegetation, human impact, and climatic change in the Serra da Estrela, Portugal. – In: Lotter and Ammann (eds.): Festschrift Gerhard Lang. – Diss. Bot. 234, 497–535.

Knaap, W. O. van der, van Leeuwen, J. F. N., 1995. Holocene vegetation succession and degradation as responses to climatic change and human activity in the Serra da Estrela, Portugal. – Review of Palaeobotany and Palynology, 153–211.

Knaap, W. O. van der, van Leeuwen, J. F. N., in press. Late-Glacial and early-Holocene vegetation succession, altitudinal vegetation zonation, and climatic change in the Serra da Estrella, Portugal. – Review of Paleobotany and Palynology.

Kopecky, K., Hejny, S., 1974: A new approach to the classification of anthropogenic plant communities. – Vegetatio 29, 17–20.

Kopecky, K. Hejny, S., 1978: Die Anwendung einer deduktiven Methode syntaxonomischer Klassifikation bei der Bearbeitung der straßenbegleitenden Pflanzengesellschaften Nordostböhmens. – Vegetatio 36, 43–51.

Laussman, H., 1992: Zum Wandel der Habitatwahl des Weißsternigen Blaukehlchens *Luscinia svecica cyanecula* im Maintal. – Orn. Anz. 31, 171–172.

Lourenço, L., 1994: Incêndios florestais. Uma ameaça á conservaçao da natureza na Serra da Estrela. – In: II seminário técnico conservaçao da natureza na Serra da Estrela, conservar a Estrela, 7-15. – ICN, PNSE, Manteigas.

Lousa, M. F., Espírito Santo, M. D., Rosa, M. L., Luz, J. P., 1992: Serra da Malcata – Vegetaçao e Cartografia (Relatório Final). – Dep. Bot. do ISA e ESACB, Lisboa.

Lunney, D., Eby, P., O'Connell, M., 1991: Effects of logging fire and drought on three species of lizards in Mumbulla state forest on the south coast of New South Wales. – Australian Journal of Ecology 16 (1), 33–46.

Malkmus, R., 1985: Die Serra da Estrela (Portugal) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Herpetofauna. – Bonn. zool. Beitr. 36 (1/2), 105–144.

Marques, L. F., 1991: O Uso do Fogo Controlado nos Ecossistemas da Serra da Malcata. – ESACB, Castelo Branco.

Martinho, A. T., 1981: O pastoreio e o queijo da serra. – SNPRPP. Lisboia. 125 pp.

Moreira, P., Brito e Abreu, F., Rosa, H., Paulo, O., Crespo, E., 1994: A herpetofauna do planalto central da Serra da Estrela. – In: II seminário técnico conservaçao da natureza na Serra da Estrela, conservar a Estrela, 85–98. – ICN, PNSE, Manteigas.

Moreno, S., Villafuente, R., 1995: Traditional Management of Scrubland for the Conservation of Rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their Predators in Doñana National Park, Spain. – Biol. Cons. 73, 81–85.

Naveh, Z., 1990: Fire in the Mediterranean – a landscape ecological perspective. – In: Goldammer and Jenkins (ed.): Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and Northern Perspectives, 1–20. – The Hague.

Neves, R. V. L., Rufino, R. D., 1994: O Pisco-de peito-azul nidifica na Estrela. – Estrela boletim informativo 10, 8. PNSE.

Palma, L., 1980: O Futuro da Serra da Malcata e do Lince-Ibérico em Portugal. – Bios 21, 2–10.

Ortiz, S., Marcos Samaniego, N., 1989: Una nueva asociación de las gleras graniticas de la Serra da Estrela (Portugal): *Violetum langeanae*. – Bol. Soc. Brot., Sér. 2, 62, 205–210.

Parsons, D. J., Botti, S. J., 1996: Restoration of Fire in National Parks. – In: Hardy et al.(ed.): The use of fire in forest restoration, 29–31. – Gen. Tech. Rep. INT-GTR-341. Ogden.

Pinto da Silva, A. R., Teles, A. N., 1986: A Flora e a Vegetaçao da Serra da Estrela. – SNPRCN, Lisboa. 52 pp.

Pons, A., Quézel, P., 1985: The history of the flora and vegetation and past and present human disturbance in the Mediterranean region. – In: Gómez-Campo (ed.): Plant conservation in the Mediterranean area (Geobotany 7), 25–47. Dordrecht.

Poore, M. E. D., McVean, D. N., 1957: A new approach to Scottish mountain vegetation. – J. Ecol. 45, 401–439.

Rego, F., Botelho, H., Marques, L. F., 1989: O Uso do Fogo Controlado nos Ecossistemas da Serra da Malcata. – Actas do II Congresso de Areas Protegidas, Lisboa.

Rego, F., Pereira, J., Trabaud, L., 1993: Modelling Community Dynamics of a *Quercus coccifera* L. Garrigue in Relation to Fire Using Markov Chains. – Ecological Modelling 66, 251–260.

Rego, F., Gonçalves, P., Silveira, S., 1994a: Estudo da Dinâmica da Vegetaçao Através de Transectos Permanentes. – Anais do Instituto Superior de Agronomia XLIV (2), 531–547.

Rego, F., Gonçalves, P. C. C., Silveira, S. C., Lousa, M. F., 1994b: Estudo das Comunidades Vegetais da Reserva Natural da Serra da Malcata. I Colóquio Internacional de Ecologia da Vegetaçao, Évora.

Pott, R., 1992: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart. 427 pp.

Rivas-Martínez, S., 1979: Brezales y jarales de Europa occidental (Revisión fitosociológica de la clases Calluno-Ulicetea y Cisto-Lavanduletea). – Lazaroa 1, 5–127.

Rivas-Martínez, S., 1981a: Sobre la vegetación de la Serra da Estrêla (Portugal). – Anal. R. Acad. Farm. 47, 435–480.

Rivas-Martínez, S., 1981b: Les étages bioclimatiques de la végétation de la Péninsule Ibérique. – An. Jard. Bot. Madrid 37 (2), 251–268.

Rivas-Martínez, S., Saenz de Rivas, C., 1979: Sobre la flora y corología de la Serra da Estrêla (Portugal). – Anal. R. Acad. Farm. 45, 589–598.

Romariz, C., 1950: Contribuçao da análise polinica no estudo da vegetaçao primitiva da Serra da Estrela. Comptes rendus Congr. Intern. Géographie, Lisbonne, 1949, 2, 824–830.

Ronde, C. de, Goldammer, J. G., Wade, D. D., Soares, R. V., 1990: Prescribed Fire In Industrial Pine Plantations. – In: Goldammer (ed.): Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges, 216–272. Berlin.

Sánchez-Mata, D., 1989: Flora y vegetación del Macizo Oriental de la Sierra de Gredos (Avila). – Diputac. Prov. Avila (Inst. Gran Duque de Alba). 440 pp.

Schimmel, J., 1993: On Fire, Fire behaviour, Fuel Succession and Vegetation Response to Fire in the Swedish Boreal Forest. – Diss., in: Forest Vegetation Ecology 5. SUAS. Umeå.

Serviço Meteorológico Nacional, 1965: O clima de Portugal. – Fasc. XIII. Lisboa. 207 pp.

Tárrega, R., Luis-Calabuig, E., Alonso, I., 1995: Comparison of the regeneration after burning, cutting and ploughing in a Cistus ladanifer shrubland. – Vegetatio 120, 59–67.

Tavares, C. N., 1945: Líquenes da Serra da Estrêla. Brot. – Sér. C. Nat. 14, 14-25, idem 14, 49–61.

Theiss, N., 1993: Hoher Brutbestand des weißsternigen Blaukehlchens *Luscinia svecica cyanecula* im Landkreis Coburg 1992 durch Besiedlung von Grabensystemen in intensiv genutzten Grünlandbereichen, Gedanken zum Blaukehlchen als Naturfolger. – Orn. Anz. 32, 11–16.

Trindade, M. J. L., 1981: Estudios de Historia Medieval. – Fac. de Letras de Lisboa.

Usher, M. B., 1981: Modelling Ecological Succession, with Particular Reference to Markovian Models. – Vegetatio 46, 11–18.

Westhoff, V., van der Maarel, E., 1973: The Braun-Blanquet approach. – In: Whittaker (red.): Ordination and classification of vegetation. – Handbook of Vegetation Science 5, 617–726.

Wilson, C. C., 1978: Management problems and solutions at the interface between man and the Mediterranean wildlands. - In: Agee (ed.): Fire and fuel management problems in Mediterranean-climate ecosystems: research priorities and programmes, 33–37. – MAB Technical Note 11. Unesco.

Authors' addresses

Drs. Jan Jansen
Institute for Forestry and
Nature Research (IBN-DLO)
P. O. Box 23
NL-6700 AA Wageningen

Prof. Dr. Francisco Castro Rego
Estaçao Florestal Nacional
Rua do Borja 2
P-1350 Lisboa

Drª Paula Cristina Cardoso Gonçalves
Eng. Sofia Castel Branco da Silveira
Reserva Natural da Serra da Malcata
Rua dos Bombeiros Voluntários
P-6090 Penamacor

Erneuerung und Sukzession mediterraner Vegetation nach Feuer – Beispiele aus der Ägäis*

von Erwin Bergmeier

Abstract: Regeneration and succession of Mediterranean vegetation after fire – case studies from the Aegean area

Many Mediterranean plant species regenerate after fire by resprouting or by seed germination. The vegetation is generally considered fire-adapted, resilient, and capable of regeneration within relative short periods. However, this view is too simplified and in need of modification. Various case studies from the Greek Aegean area are presented which demonstrate that fire effects on vegetation are far from uniform.

Many vegetation types regenerate directly (i.e., by autosuccession) and fairly rapidly, such as certain subshrub communities (old-field phrygana), most sclerophyllous maquis and deciduous *Vitex agnus-castus* scrub, as well as pine (*Pinus brutia*) stands. Species combination and stand structure of the pre-fire stands are re-established within only few years (old-field phrygana) or decades (pine woodland).

A second group of plant communities, after fire, experiences a successional process, i.e., post-fire vegetation is essentially different in species combination from pre-fire vegetation. The early post-fire plant communities may be lasting, and possibly even prevent a full regeneration of the pre-fire vegetation. Such fire-sensitive communities include „old" phrygana vegetation of rocky habitats, juniper (*Juniperus phoenicea*) maquis, and cypress (*Cupressus sempervirens*) woodland. Spontaneous regeneration may take many decades or centuries (if it occurs at all), but little information is available due to the lack of long-term studies.

Grazing effects on post-fire vegetation are nonuniform, and furthermore, as a matter of course, depend on browsing intensity. There are examples of progressive regeneration being compatible with grazing which, however, may modify the direction of vegetation development. In other cases browsing leads to stagnation of regeneration, or even to regression. On the other hand, selective browsing of the surrounding herbaceous vegetation may also improve the competitive position of shrub seedlings.

Species eminently favoured by relatively frequent wildfires, so called pyrophytes, are rare in the Aegean (and in the Mediterranean Basin). *Pinus halepensis* subsp. *brutia, Cistus creticus, Cistus salviifolius* and *Lavatera bryoniifolia* belong here although they are by no means restricted to burned areas. However, unspecific fire tolerance is a common trait in plant species all over the Mediterranean.

From the viewpoint of nature and

* Gefördert aus Mitteln der DFG (Be 1787/1).

landscape conservation, the findings suggest reconsideration in the following fields:

- Fire prevention should focus on those ecosystems which are not, under present conditions, or poorly and after long periods, capable of spontaneous regeneration.
- Plantations and afforestation of highly flammable tree species such as East Mediterranean pines (*Pinus halepensis*) are counteractive and much less useful than allowing spontaneous growth of sclerophyllous maquis vegetation which readily regenerates after fire by sprouting.
- Timber regrowth of spontaneous pine stands should be utilized more than is common practice at present.
- Traditional woodland range by herding with sheep and goats locally qualifies to reduce fire hazards.

Einführung

Wald- und Gebüschbrände sind häufige Ereignisse im Mittelmeergebiet, besonders gegen Ende der sommerlichen Trockenperiode. Über spektakuläre Großfeuer berichten die Medien, doch sind in der mediterranen Vegetation zahlreiche Brandspuren aller Größenordnungen zu finden. Es gibt natürliche, durch Blitzschlag ausgelöste Feuer. Die meisten Brände aber sind anthropogen, und die Entstehung, Erhaltung und Eigenart mancher mediterraner Kulturlandschaften ist nicht denkbar ohne den gezielten Einsatz des Feuers, welches bereits der prähistorische Mensch im Mittelmeergebiet nutzte und wohl auch landschaftsverändernd einzusetzen verstand (*Naveh* 1991). In den letzten Jahrzehnten hat freilich die Zahl der Feuer zugenommen, darunter folgenschwere Brandkatastrophen, die oft durch Unachtsamkeit an Straßenrändern ihren Ausgang nahmen oder durch Brandstiftung ausgelöst worden sind (*Kailidis* und *Markalas* 1980, *Le Houerou* 1987).

Mediterrane Pflanzenarten weisen Regenerationsstrategien auf, die sie befähigen, Feuer und andere Störungen zu überstehen. Zu nennen sind vegetative Vorgänge wie das Austreiben aus basalen oder unterirdischen Ruheknospen und die Regeneration durch Samenkeimung. In der Vegetation ist mal der eine, mal der andere Regenerationstyp wesentlich (*Naveh* 1975, *Arianoutsou* und *Margaris* 1981, *Troumbis* und *Trabaud* 1986, *Thanos* und *Georghiou* 1988, *Gratani* und *Amadori* 1991).

Die Regeneration mediterraner Gehölzbestände nach Feuer wird gewöhnlich als direkt beschrieben, als eine mehr oder minder rasche Erneuerung des Artenbestandes vor dem Brand (*Naveh* 1967, *Trabaud* und *Lepart* 1980, *Trabaud* 1987). Weniger bekannt sind indirekte Regenerationsprozesse, also Sukzessionen, Vegetationsänderungen über vermittelnde abweichende Artenverbindungen. Obwohl bereits zahlreiche Untersuchungen zu Feuereffekten auf die mediterrane Vegetation vorliegen, sind wir über die Reaktion vieler Vegetationstypen noch unzureichend unterrichtet. In der vorliegenden Studie werden als Fallbeispiele repräsentative ostmediterrane Gehölzformationen ausgewählt: Zwergstrauchheiden (Phrygana), Gebüsche (immergrüne und winterkahle) sowie Koniferen-Wälder.

Untersuchungsgebiete

Der besseren Vergleichbarkeit wegen beschränken sich die vorgelegten Beispiele auf einen begrenzten geographischen Raum, die griechische Ägäis (Abb. 1). Die Beispiele stammen aus Untersuchungen des Autors von der größten Insel der Süd-Ägäis, Kreta (*Bergmeier* 1997 und unveröff.), ergänzt um Literaturangaben von der ost-ägäischen Insel Samos (*Thanos* et al. 1989, *Thanos* und *Marcou* 1991) und der zentral-ägäischen Kykladen-Insel Naxos (*Böhling* 1994).

Wichtige geographische Parameter der Untersuchungsflächen nennt Tabelle 1. Gemäß ihrer Vegetationsausstattung gehören alle Flächen zur mediterranen immergrünen Hartlaubzone, im einzelnen entweder zum thermomediterranen (*Oleo-Ceratonion*) oder zum eu-mediterranen (*Quercion ilicis*) Vegetationsgebiet (*Horvat* et al. 1974). Die Datierung der Feuerereignisse und die Beobachtungszeiträume zeigt Tabelle 2. Da Beweidung als Brandfolgenutzung die Regeneration der Vegetation erheblich beeinflussen kann, ist der Verbißdruck als Schätzgröße aufgeführt.

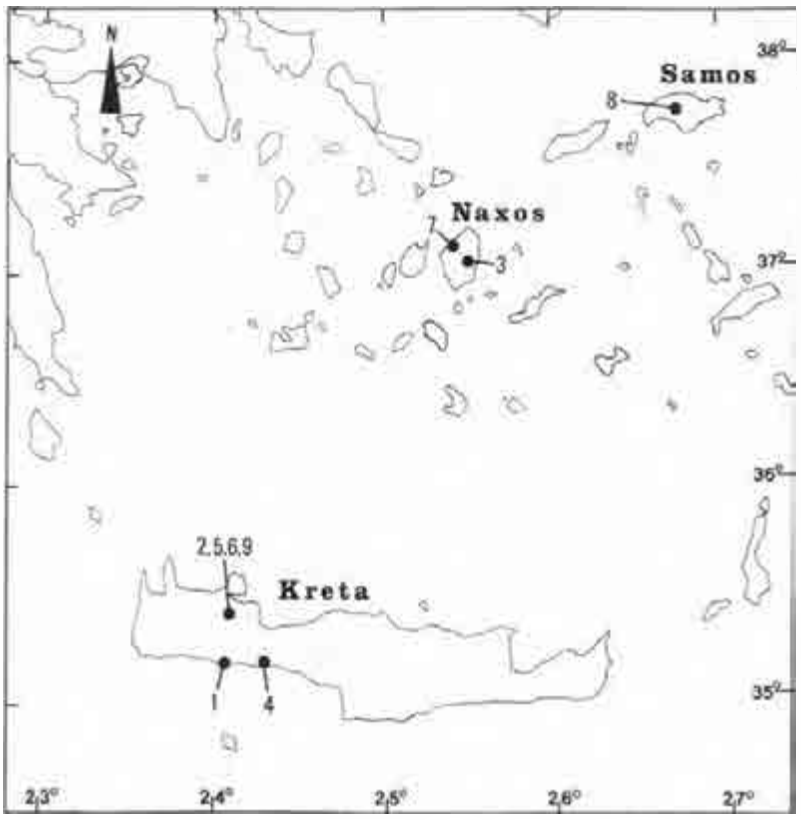


Abb. 1. Karte der griechischen Süd-Ägäis. Die Numerierung der Untersuchungsgebiete entspricht den Beispielen, die im Text beschrieben werden.

Tab. 1. Geographische Parameter der Beispielflächen

Beispiel Nr. (s. Text)	Gebiet	Geologie	Höhe (m ü.NN)	Vegetations-zone	mittl. Jahres-temperatur (°C)	Jahres-niederschlag Mittelwerte teilw. extra-poliert (mm)
1	Kreta, Chora Sfakion	Konglomerat, krist. Kalk	40-80	thermo-mediterran	19,5	400-600
2, 5, 6, 9	Kreta, Apokoronou	tert. Mergel, Kalkaustritte	400-500	eu-mediterran	16	800-1100
3	Naxos, Aperathou	krist. Kalke und Schiefer	670	eu-mediterran	14,5	600-700
4	Kreta, Frangokastello	quart./tert. Ablagerungen	50-60	thermo-mediterran	19	400-600
7	Naxos, Engares	krist. Kalke und Schiefer	120	thermo-mediterran	17,5	300-400
8	Samos	krist. Kalk	200-600	eu-mediterran	14,5-17	700-1000

Tab. 2. Feuerzeitpunkte, Untersuchungsjahre und Folgenutzung der Beispielflächen

Beispiel Nr. (s. Text)	Gebiet	Jahr des letzten Feuers	Untersuchungs-zeitraum (Jahre) nach Feuer	Beweidungsdruck nach Feuer	Quelle
1	Kreta, Chora Sfakion	1993	0.-2.	stark/fehlend	*Bergmeier* (1997)
2, 5, 6, 9	Kreta, Apokoronou	1992	1.-3.	gering	*Bergmeier*, orig.
3	Naxos, Aperathou	1988	3.-5.	schwach?	*Böhling* (1994)
4	Kreta, Frangokastello	c. 1990	c. 3.-5.	stark	*Bergmeier*, orig.
7	Naxos, Engares	1989	3.	fehlend	*Böhling* (1994)
8	Samos	1983	0.-6.	fehlend	*Thanos* et al. (1989), *Thanos & Marcou* (1991)

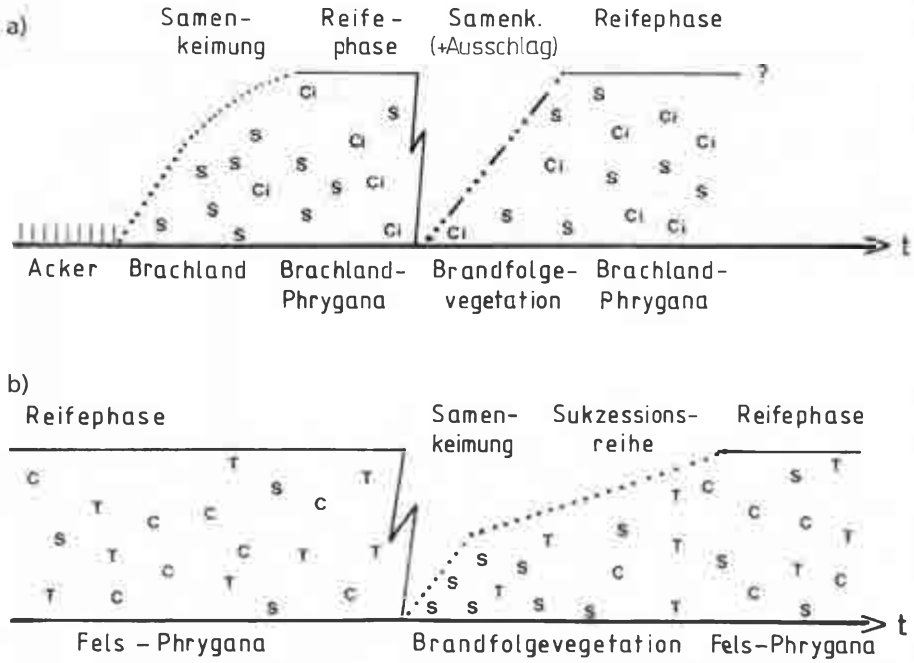


Abb. 2. Feuerdynamik unterschiedlicher Phrygana-Ökosysteme. (a) Fels-Phrygana; (b) Brachland- oder Terrassen-Phrygana. C – Calicotome villosa, Ci – Cistus creticus, S – Sarcopoterium spinosum, T – Coridothymus capitatus.

Ergebnisse und Diskussion

Fels-Phrygana und Terrassen-Phrygana

Mediterrane Zwergstrauchformationen, in Griechenland Phrygana genannt, sind im südlichen Teil des Landes besonders in küstennahen Gebieten weit verbreitet und bilden oft die vorherrschende Vegetation. Je nach Geologie und Bodenverhältnissen, Klima, Höhenlage, menschlicher Nutzungsgeschichte und aktueller Beeinflussung variiert die Artenzusammensetzung erheblich. Die meist beweidete Vegetation auf steinigen Böden (Fels-Phrygana) unterscheidet sich nach Genese, Alter und Artenverbindung von jüngeren Ausprägungen auf lehmigen oder sandigen, ehemals beackerten Böden, hier als Terrassen- oder Brachland-Phrygana bezeichnet.

Beispiel 1 (Abb. 2a) repräsentiert die äußerst artenreiche thermo-mediterrane Fels-Phrygana über Kalkgestein im Südwesten Kretas (*Bergmeier* 1995). Dominierende Kleinsträucher sind Kopf-Thymian (*Coridothymus capitatus*) und Behaarter Dornginster (*Calicotome villosa*). Weitere Zwergstraucharten haben geringere Anteile. Diese Phrygana wird extensiv mit Schafen und Ziegen in einem saisonalen Rhythmus beweidet.

Im September 1993 zerstörte ein Feuer die Zwergstrauch-Schicht eines südexponierten Bestandes westlich der Ortschaft Chora Sfakion. Ein Teil der Brandfläche wurde gezäunt, um die Regeneration der Vegetation in markierten Flächen mit und ohne Weidedruck untersuchen zu können (*Bergmeier* 1997). Das Feuer hatte nur wenig Einfluß auf die krautige Vegetation, die die weit überwiegende Zahl der Arten stellt. Praktisch alle vor dem Brand nachgewiesenen Einjährigen, Hemikryptophyten und Geophyten traten auch im folgenden Jahr auf (Tab. 3). Von den Kleinsträuchern trieben lediglich *Asparagus aphyllus* und *Teucrium microphyllum* aus Ruheknospen aus, während die Regeneration der übrigen im Winter/Frühjahr 1994 durch Samenkeimung einsetzte. Auf beweideten Probeflächen konnten sich zahlreiche Sämlinge von *Coridothymus, Calicotome* und auch vom Dornigen Becherstrauch (*Sarcopoterium spinosum*) etablieren, obwohl letzterer vor dem Brand nur geringe Anteile an der Vege-

Tab. 3. Deckungswerte (in % der Probefläche) und Artenzahlen von Zwergsträuchern und Kräutern vor (April 1993) und nach dem Brand (April 1994, 1995) einer Fels-Phrygana in Südwest-Kreta (Fallbeispiel 1). Den Angaben liegen je 2 Probeflächen von 64 m² zugrunde. Brandfolgenutzung: b – beweidet, nb – nicht beweidet

	1993 (b)	1994 (b)	1994 (nb)	1995 (b)	1995 (nb)
Deckung Zwergsträucher (%)	30	<1	<1	<1	<1
Deckung Kräuter (%)	17,5	25	30	27,5	55
Artenzahl Zwergsträucher (in Klammern: davon nur als Sämling)	7 (0)	5 (3)	3 (2)	6 (4)	3 (2)
Artenzahl Kräuter	86	87	83	89	87

tation hatte. Dagegen war die erfolgreiche Ansiedlung von Zwergstrauch-Jungpflanzen mit Ausnahme von *Coridothymus* in nach dem Brand nicht mehr beweideten Probeflächen gehemmt (Tab. 4), die krautige Vegetation nach Deckungsgrad und Phytomasse begünstigt. Diese Hemmung beruht offenbar auf der schlechteren Wasserversorgung der Keimpflanzen auf den Weideausschlußflächen durch die Konkurrenz der üppig wachsenden Kräuter. Die Brandfolgenutzung – Beweidung oder nicht – beeinflußte auch die relativen Häufigkeiten vieler krautiger Arten (Abb. 3), während in der Artenzusammensetzung nur das Malvengewächs *Lavatera bryoniifolia* auffiel, das vor dem Feuer in der Vegetation gefehlt hatte.

Das vorgestellte Beispiel zeigt, daß die Regeneration der Fels-Phrygana weideabhängig ist, doch an Standorten mit früh einsetzender Wasserknappheit durch den Weidegang der Haustiere eher gefördert als gehemmt wird. Auffällig ist die relative Förderung von *Sarcopoterium spinosum* auf regenerierenden beweideten Brandflächen. Von ähnlichen Beobachtungen berichten *Raus* (1979), *Arianoutsou-Faraggitaki* und *Margaris* (1982) und *Arianoutsou-Faraggitaki* (1984). Nicht selten findet man auf Flächen ohne standörtlichen Gradienten eine scharfe feuerbedingte Vegetationsgrenze (Abb. 4). Eine Hälfte weist mehrere Jahre alte Brandspuren auf. Die vegetationsdynamische Beziehung zwischen der relativ dichten *Coridothymus-Calicotome*-Phrygana mit ihren geringen *Sarcopoterium*-Anteilen und den offenen, sehr niedrigen *Sarcopoterium*-Beständen daneben ist offenkundig – zwei nach Artenzusammensetzung und Struktur recht verschiedene Phasen einer durch Feuer ausgelösten Sukzession. Jungpflanzen von *Coridothymus* und *Calicotome* in der

Tab. 4. Zahl der Jungpflanzen von Phrygana-Zwergsträuchern auf beweideten (b) und nicht beweideten (nb) Probeflächen (64 m²) zwei Jahre nach einem Brand (Fallbeispiel 1)

Nr. Probefläche	1	2	3	4
Brandfolgenutzung	b	b	nb	nb
Calicotome villosa	10	2	-	-
Coridothymus capitatus	9	11	11	4
Sarcopoterium spinosum	8	24	2	-
gesamt	27	37	13	4

Sarcopoterium-Pioniervegetation deuten die Sukzessionsrichtung an, doch über den erforderlichen Zeitraum haben wir keine konkreten Daten.

Aufgelassene Ackerterrassen sind in Süd- und Zentralgriechenland oft von einer niedrigen, aber dichten Phrygana bedeckt, in der Cistrosen-Arten (*C. creticus, C. salviifolius*) und/oder *Sarcopoterium spinosum* dominieren. Auch andere Leitarten sind in Gesellschaften der Brachland-Phrygana belegt, darunter Schopf-Lavendel (*Lavandula stoechas*) in brandbedingten Ausbildungen (*Raus* 1979).

Beispiel 2 (Abb. 2b) aus der Kommune Apokoronou (Nordwest-Kreta) betrifft mit *Cistus-Sarcopoterium*-Phrygana bewachsenes Terrassenland auf sandig-schluffigen Neogenböden, das im Oktober 1992 abbrannte (Abb. 5). Das Feuer vernichtete die Zwergstrauch-Schicht vollständig, doch trieben mehrere Arten im folgenden Frühjahr basal wieder aus, so etwa *Hypericum empetrifolium* und *Sarcopoterium spinosum* (Abb. 6). Hauptsächlich vollzog sich die Erneuerung der Phrygana jedoch durch massenhafte Samenkeimung von *Cistus creticus* und *Sarcopoterium spinosum*, den auch vor dem Brand dominierenden Kleinsträuchern (Tab. 5, Abb. 7).

Beispiel 3 von einer dreijährigen Brandfläche auf Terrassenbrachen von Aperathou (Naxos) (*Böhling* 1994, *Böhling* und *Gerold* 1995) bietet ein ähnliches Bild. Im Vergleich zu einer benachbarten *Coridothymus-Sarcopoterium-Cistus*-Phrygana, deren Alter auf zehn

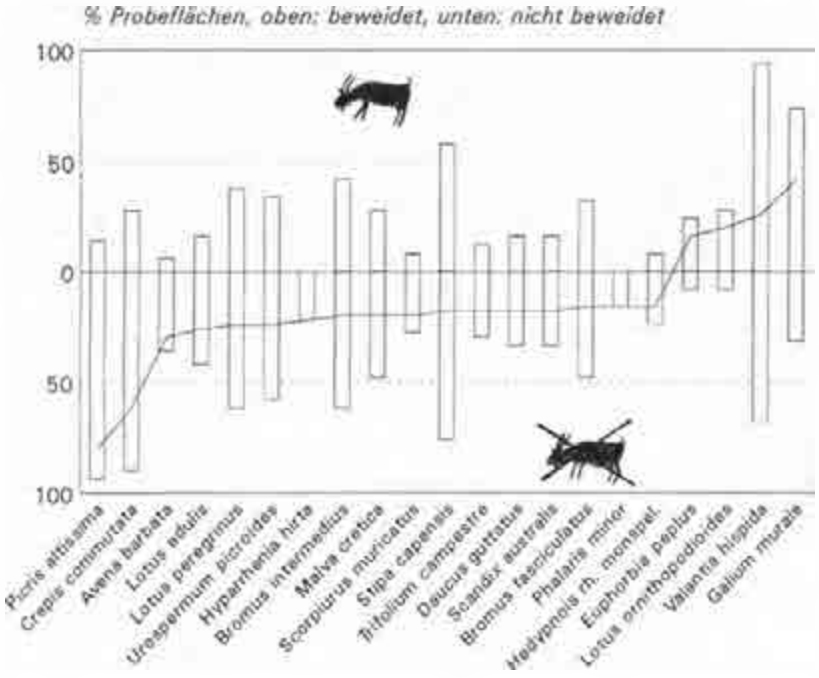


Abb. 3. Präsenzunterschiede von krautigen Arten im zweiten Frühjahr nach Brand in beweideten und nicht beweideten Kleinprobeflächen (600 cm²; jeweils n = 50) einer Fels-Phrygana bei Chora Sfakion (Südwest-Kreta). Die Linie bezeichnet die Differenzen in der Präsenz der einzelnen Arten. Es sind hier nur Arten mit Differenzen von mehr als 15 Prozentpunkten berücksichtigt.

Abb. 4. Winteraspekt einer brandbedingten Sarcopoterium spinosum-Phrygana und einer nicht gebrannten Calicotome villosa-Coridothymus capitatus-Phrygana, hinten links deutlich abgesetzt. Chora Sfakion, Südwest-Kreta, Dezember 1993.

Abb. 5. Brachliegende Hangterrassen in Nordwest-Kreta (Apokoronou), vorn mit Cistus-Phrygana, hinten junge Brandfläche. Oktober 1992.

Abb. 6. Vegetativer Austrieb bei Sarcopoterium spinosum im ersten Frühjahr nach einem Brand. Apokoronou, Nordwest-Kreta, April 1993.

Abb. 7. Keimlinge von Cistus creticus und Sarcopoterium spinosum in abgebrannter Terrassen-Phrygana 6 Monate nach einem Brand. Apokoronou, Nordwest-Kreta, April 1993.

Jahre geschätzt wird, hat hier in erster Linie *Cistus creticus* höhere Anteile.

Die Beständigkeit pionierhafter Phrygana-Gesellschaften aus *Sarcopoterium* und/oder *Cistus* ist sehr hoch. Genaue Daten liegen nicht vor, doch können 20 Jahre übertroffen werden (*Raus* 1979: 61, und eigene Beobachtungen) – Zeiträume also, innerhalb derer in manchen Gebieten nicht selten ein neuerliches Brandereignis aufzutreten pflegt, das die Erneuerung der Terrassen-Phrygana um einen weiteren Zyklus sicherstellt. Dagegen vollzieht sich die Erstbesiedlung von Offenland wie die Regeneration der Brachland-Phrygana nach Feuer innerhalb weniger Jahre. *Rechinger* und *Rechinger-Moser* (1951) notierten schon 2–4 Jahre nach dem Brachfallen von Ackerterrassen auf den Kykladen dichte *Sarcopoterium*-Teppiche. Die Keimung von *Sarcopoterium spinosum* auf Offenflächen wird durch die veränderten Lichtver-

hältnisse induziert, wie sie durch Feuer, doch auch durch Brachfallen bedingt sein können (*Roy* und *Arianoutsou-Faraggitaki* 1985). Die Keimung der Cistrosen *Cistus creticus* und *C. salviifolius* ist dagegen enger mit dem Faktor Feuer verknüpft. Dickwandige *Cistus*-Samen werden zwischen Feuerzyklen im Boden angereichert und durch Feuer zur Keimung angeregt (*Thanos* und *Georghiou* 1988). Spanische niedrigwüchsige Matorrales, der Phrygana strukturell vergleichbar, haben eine völlig andere, nämlich vorwiegend vegetative Regenerationsstrategie. *May* (1990) stellte bereits nach wenigen Jahren eine Vegetation fest, die nach Artenbestand und Struktur etwa dem Zustand vor dem Brand entsprach.

Tab. 5. Zahl der vegetativen Triebe/Triebbündel und der Keimlinge von Holzpflanzen in Probeflächen einer Terrassen-Phrygana (Beispiel 2), einer eu-mediterranen Felsmacchia (5), eines bachbegleitenden Vitex-Crataegus-Gebüsches (6) und eines Cupressus-Bestandes (9) im Brandgebiet von Apokoronou (Nordwest-Kreta) im April 1993, 6 Monate nach dem Feuer

Beispiel Nr. (s. Text)	**2**	**5**	**6**	**9**
Zahl der Einzelprobeflächen	25	2	3	5
Gesamtfläche (m²)	25	100	150	250
Zwergstrauchstümpfe, tot	172	?	?	?
Erneuerung vegetativ				
Asparagus aphyllus (Kst)	2	H	H	7
Clematis cirrhosa (L)	-	1	3	-
Crataegus monogyna (Hst)	-	-	33	-
Hedera helix (L)	-	-	8	-
Hypericum empetrifolium (Kst)	57	-	-	2
Olea europaea (Hst)	1	34	1	-
Ononis spinosa (Kst)	2	-	-	-
Osyris alba (Kst)	6	46	-	95
Phillyrea latifolia (Hst)	-	5	4	-
Phlomis fruticosa (Kst)	2	-	-	-
Pistacia terebinthus (Hst)	-	7	2	1
Quercus coccifera (Hst)	-	21	-	-
Quercus pubescens (Hst)	1	-	-	2
Rubus ulmifolius (Hst)	-	-	113	-
Ruscus aculeatus (Kst)	-	-	-	4
Sarcopoterium spinosum (Kst)	79	-	-	-
Smilax aspera (L)	-	39	472	47
Tamus communis (L)	-	-	38	-
Vitex agnus-castus (Hst)	-	-	11	-
Erneuerung durch Samenkeimung				
Calictome villosa (Kst)	40	146	5	202
Cistus creticus + salviifolius (Kst)	c. 1350	63	5	c. 750
Coridothymus capitatus (Kst)	3	-	-	193
Hypericum empetrifolium (Kst)	-	-	-	55
Salvia pomifera (Kst)	1	36	-	-
Sarcopoterium spinosum (Kst)	c. 1000	5	-	-

Kst = Kleinstrauch; Hst = Strauch, Baum; L = Liane;
H = häufig, nicht gezählt; ? = nicht ermittelt; - = fehlt.

Immergrüne Macchien und winterkahle Gebüsche

Mastix-Pistazie (*Pistacia lentiscus*) und Johannesbrotbaum (*Ceratonia siliqua*) sind wichtige potentielle Gebüsch-/Waldbildner der thermo-mediterranen Höhenstufe im östlichen Mittelmeergebiet, doch sind geschlossene Gehölze aus diesen Arten in der rezenten Vegetation selten und kleinflächig. Im eu-mediterranen Vegetationsraum dagegen sind Macchien meist artenreicher, häufiger und großflächiger. Leitarten auf Kalkfelsstandorten sind Kermes-Eiche (*Quercus coccifera*), Wilder Ölbaum (*Olea europaea*), Terebinthe (*Pistacia terebinthus*) und Steinlinde (*Phillyrea latifolia*), über silikatischen Gesteinen Erdbeerbaum (*Arbutus unedo*) und Baum-Heide (*Erica arborea*). Entlang periodischer Bäche gibt es in der eu-mediterranen Stufe Kretas und Süd-Griechenlands vorwiegend winterkahle Dickichte aus Mönchspfeffer (*Vitex agnus-castus*), oft mit Weißdorn (*Crataegus*) und anderen Sträuchern durchsetzt, manchmal von Platanen (*Platanus orientalis*) überragt. Hinzu kommen teils immergrüne, teils laubwerfende Klimmer und Lianen wie *Rubus ulmifolius, Smilax aspera, Tamus communis, Hedera helix, Asparagus aphyllus, Rosa sempervirens* und *Clematis cirrhosa*.

Beispiel 4 (Abb. 8a) beschreibt die Auswirkungen von Feuerereignissen auf 1–2 m hohe, dichte, doch meist nur wenige Quadratmeter große *Ceratonia-Pistacia*-Macchienreste in der Küstenebene von Frangokastello (Süd-

Tab. 6. Vegetationsparameter von unterschiedlich alten Regenerationsstadien einer beweideten Pistacia lentiscus-Ceratonia siliqua-Macchia (Fallbeispiel 4). Die Größe der Probefläche beträgt jeweils 4 m². Untersuchungszeitpunkt ist der 21. April 1995.

Brandfolgestadium	1	2	0
Höhe der Sträucher (cm)	25	90	220
Deckung der holzigen Arten (%)	40	45	75
Deckung der krautigen Arten (%)	40	55	35
Artenzahl gesamt	48	27	11
Artenzahl Sträucher	7	5	2
Artenzahl ausdauernde Kräuter	6	8	4
Artenzahl einjähige Kräuter	35	14	5

Brandfolgestadium 1: Feuer liegt zum Zeitpunkt der Untersuchung c. 5 Jahre zurück; 2: Feuer liegt mehr als 10 Jahre zurück; 0: keine Brandspuren.

west-Kreta), die umgeben sind von Phrygana-Beständen vom oben beschriebenen *Coridothymus-Calicotome-* und *Sarcopoterium*-Typ. Die Flächen werden extensiv von Schafen beweidet, denen das Innere unversehrter Niedrigmacchien freilich meist unzugänglich bleibt. Ein Feuer, das zur Beobachtungszeit mindestens 3–5 Jahre zurücklag, hatte die Gebüsche vernichtet, doch waren *Pistacia* und *Ceratonia* basal wieder ausgetrieben (Abb. 9). Die Triebzuwächse waren durch Verbiß gering, so daß die vordem dichten Gebüsche auch mehrere Jahre nach dem Feuer offen, lückig und nur 10–20 cm hoch waren. Es gab zahlreiche einjährige Kräuter, die in den vom Feuer nicht betroffenen Vergleichsflächen fehlten (Tab. 6). Zwergsträucher hatten sich dagegen in den nun offenen Gebüschen nicht etabliert. Brand und Weidedruck degradieren die Macchia – doch nicht zugunsten der Phrygana.

Beispiel 5 (Abb. 8b): In der eu-mediterranen Kulturlandschaft der Eparchie Apokoronou (Nordwest-Kreta) wachsen lichte Macchien auf inselartigen Kalkfelsaustritten. Die vielstämmigen Sträucher von Kermes-Eiche (*Quercus coccifera*), Terebinthe (*Pistacia terebinthus*), Ölbaum (*Olea europaea*) und Steinlinde (*Phillyrea latifolia*) deuten auf einstige Stocknutzung hin. Beweidung spielt in dem Gebiet heute nur eine geringe Rolle. Mehrere Felsmacchien wurden von einem ausgedehnten Brand im Oktober 1992 erfaßt, und die Sträucher verbrannten dabei bis auf 1–1,5 m hohe verkohlte Aststümpfe. Nur ganz wenige Strauchindividuen kamen dabei um, und keine Strauchart wurde durch das Feuer vernichtet. Nahezu alle Strauchstümpfe trieben Schößlingsbündel aus basalen Knospen (Abb. 10). Keimlinge der austreibenden Arten fanden sich nicht, wohl aber solche von Kleinsträuchern wie *Calicotome villosa, Cistus-* und *Salvia*-Arten (Tab. 5). Die mittleren Zuwachsraten der Triebe von *Quercus, Pistacia, Olea* und *Phillyrea* nach dem Brand im Frühjahr 1993 zeigt Abbildung 11. Im folgenden Frühjahr hatten die meisten

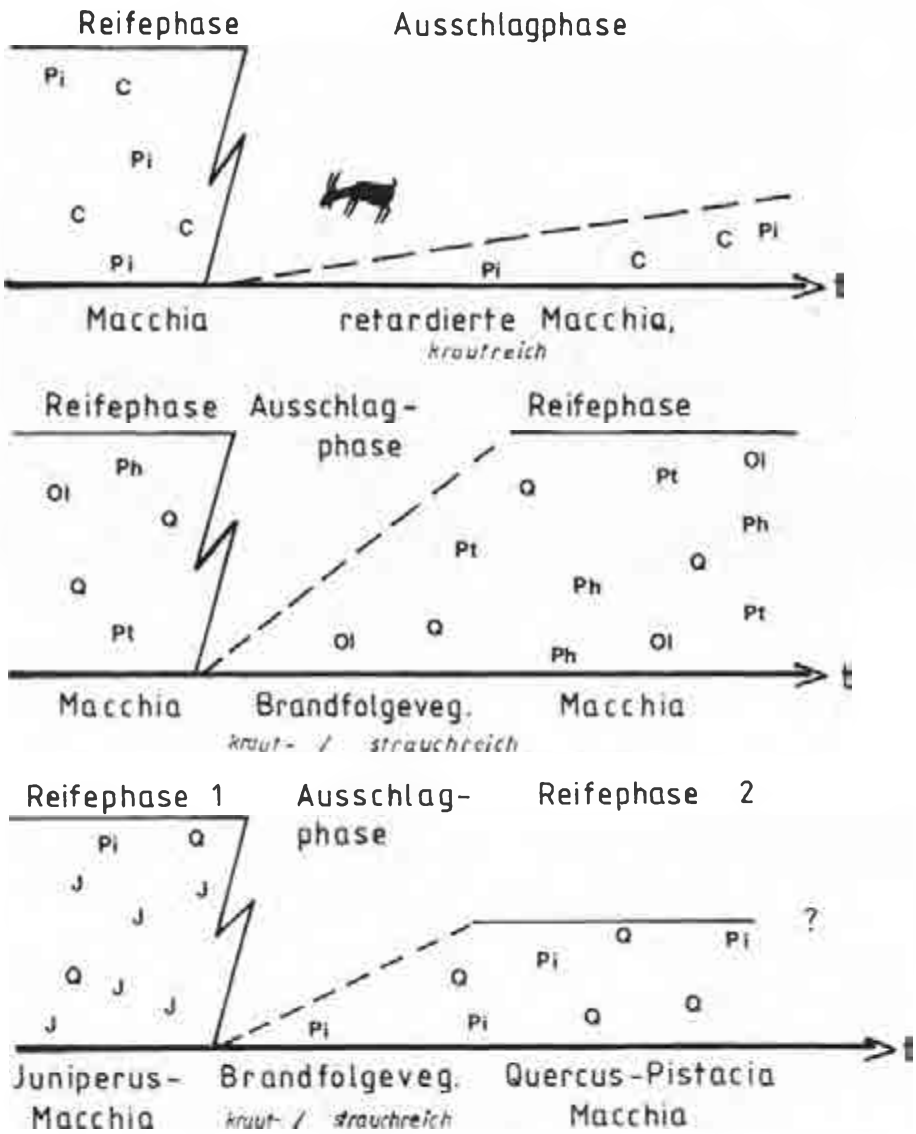


Abb. 8. Feuerdynamik unterschiedlicher Macchien. (a) beweidete thermo-mediterrane Pistacia-Ceratonia-Macchia; (b) eu-mediterrane Quercus-Olea-Phillyrea-Macchia; (c) Juniperus phoenicea-Macchia. C – Ceratonia siliqua, J – Juniperus phoenicea, Ol – Olea europaea, Ph – Phillyrea latifolia, Pi – Pistacia lentiscus, Pt – Pistacia terebinthus, Q – Quercus coccifera.

Abb. 9. Durch Verbiß stagnierende Regeneration einer Pistacia lentiscus-Macchia ca. 3 Jahre nach Brand. Frangokastello, Südwest-Kreta, Februar 1993.

Abb. 10. Wiederaustrieb von Olea europaea am Stammfuß im ersten Frühjahr nach einem Brand. Apokoronou, Nordwest-Kreta, April 1993.

Schößlinge mit 1–1,5(–2) m etwa zwei Drittel der Strauchhöhe vor dem Feuer. Die krautige Vegetation nach dem Brand unterscheidet sich qualitativ nur wenig von der nicht verbrannter Gebüsche. Häufig sind Geophyten wie *Cyclamen creticum, Gagea graeca* und *Scaligeria napiformis*. Annuelle wachsen besonders üppig auf den Brandflächen. Die Keimung des Malvengewächses *Lavatera bryoniifolia* ist offenbar feuerbegünstigt. *Lavatera* ist die häufigste ausdauernde Pflanzenart auf den Brandstellen, im ersten Jahr vegetativ, im folgenden in Blüte (Abb. 12).

Beispiel 6: Winterkahle, bachbegleitende Gebüsche in der Eparchie Apokoronou setzen sich hauptsächlich aus *Vitex agnus-castus, Rubus ulmifolius, Crataegus monogyna*, sowie aus Lianen wie *Smilax aspera* zusammen. Sie alle regenerieren nach Feuer rasch und vollständig vegetativ. Die mittleren Schößlingszuwächse von *Crataegus, Rubus* und *Smilax* übertreffen die der Felsmacchie (Abb. 11). Als Rhizom-Geophyt produziert *Smilax aspera* zahlreiche Triebe aus unterirdischen Knospen (Tab. 5, Abb. 13). Der reichliche Lichtzutritt nach dem Brand und die gute Wasserversorgung provoziert üppiges Wachstum auch bei den Kräutern. Arten nährstoffreicher Böden wie *Anagallis arvensis, Galium aparine, Geranium purpureum, Veronica cymbalaria* und besonders *Lavatera bryoniifolia* sind besonders zahlreich; letztere bildet im zweiten Jahr nach dem Brand dichte, bis 2 m hohe Bestände.

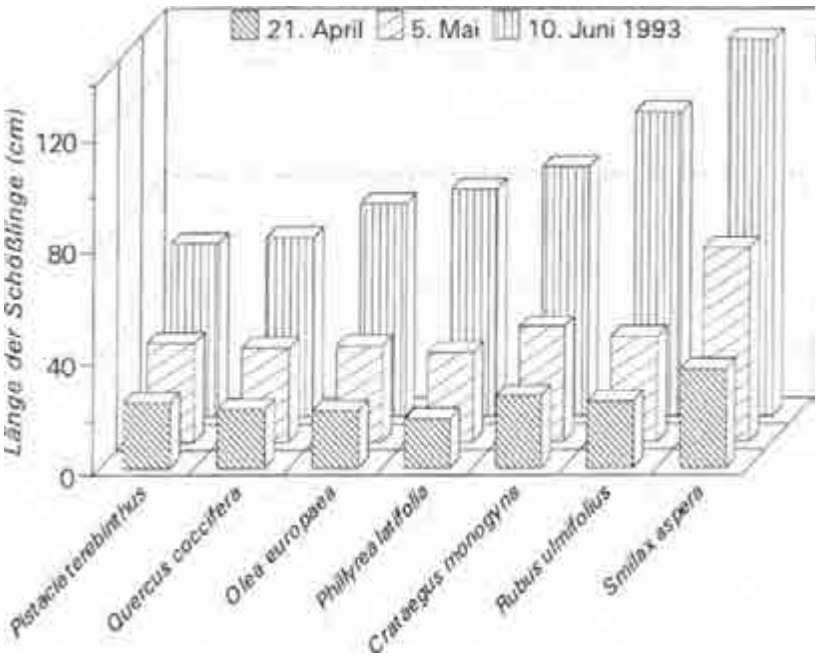


Abb. 11. Mittlere Zuwachsleistungen von Schößlingen austreibender holziger Arten in Gebüschen von Apokoronou (Nordwest-Kreta) im ersten Frühjahr nach Brand im Oktober 1992.

Merkwürdigerweise liegen aus Griechenland kaum Untersuchungen zur Regeneration von Macchien und anderen Phanerophyten-Gebüschen nach Brand vor, doch erscheint das Muster einheitlich und in übereinstimmung mit Untersuchungen an *Quercetalia-ilicis*-Macchien aus Italien (*Pignatti* und *Pignatti* 1968, *Gratani* und *Amadori* 1991, *Mazzoleni* und *Esposito* 1993). Fast alle Einzelsträucher überleben das Feuer. Schößlingszuwächse sind während der ersten 2–3 Jahre nach dem Feuer maximal. Nach 8 Jahren ist die Struktur vollständig erneuert. Annuelle Kräuter sind in der frühen Brandfolgevegetation angereichert, doch gibt es keine Sukzession, während der sich beispielsweise eine Zwergstrauchgesellschaft entwickelte. Vergleichbar sind auch südfranzösische *Quercus coccifera*-Garrigues, deren Regeneration nach Feuer gleichfalls als fortschreitendes Wiedererscheinen der Arten der Ausgangsvegetation beschrieben wird, ohne daß neue Artenverbindungen zwischengeschaltet wären (*Trabaud* und *Lepart* 1980).

Eine Ausnahme bilden *Juniperus phoenicea*-Macchien. **Beispiel 7** (Abb. 8c) stammt aus niederen Höhenlagen im Nordwestteil der Insel Naxos (*Böhling* 1994: 106f.). *Juniperus phoenicea* ist weder feuerresistent noch ausschlagfähig noch tritt sie in den Jahren nach dem Brand als Keimling in Erscheinung. 3 Jahre nach dem Feuer fehlt die Art auf der Brandfläche (ebenso wie der Zwergstrauch *Genista acanthoclada*), während ihre Rolle von ausschlagkräftigen Arten wie *Quercus coccifera, Styrax officinalis, Acer sempervirens* und *Pistacia lentiscus* eingenommen wird. Die Frage bleibt offen, ob dieser Wandel permanent ist oder ein Sukzessionsschritt zur Ausgangsvegetation.

Abb. 12. Blütenstand des feuerbegünstigten Malvengewächses Lavatera bryoniifolia vor verkohltem Stamm, in Fels-Macchia im zweiten Jahr nach einem Brand. Apokoronou, Nordwest-Kreta, April 1994.

Abb. 13. Vegetativer Austrieb der Liane Smilax aspera aus unterirdischem Rhizom; bachnahes Gebüsch 6 Monate nach einem herbstlichen Brand. Apokoronou, Nordwest-Kreta, April 1993.

Abb. 14. Brandspuren am Stammfuß einer lebenden Kiefer (Pinus halepensis subsp. brutia). Ajia Irini, West-Kreta, Mai 1996.

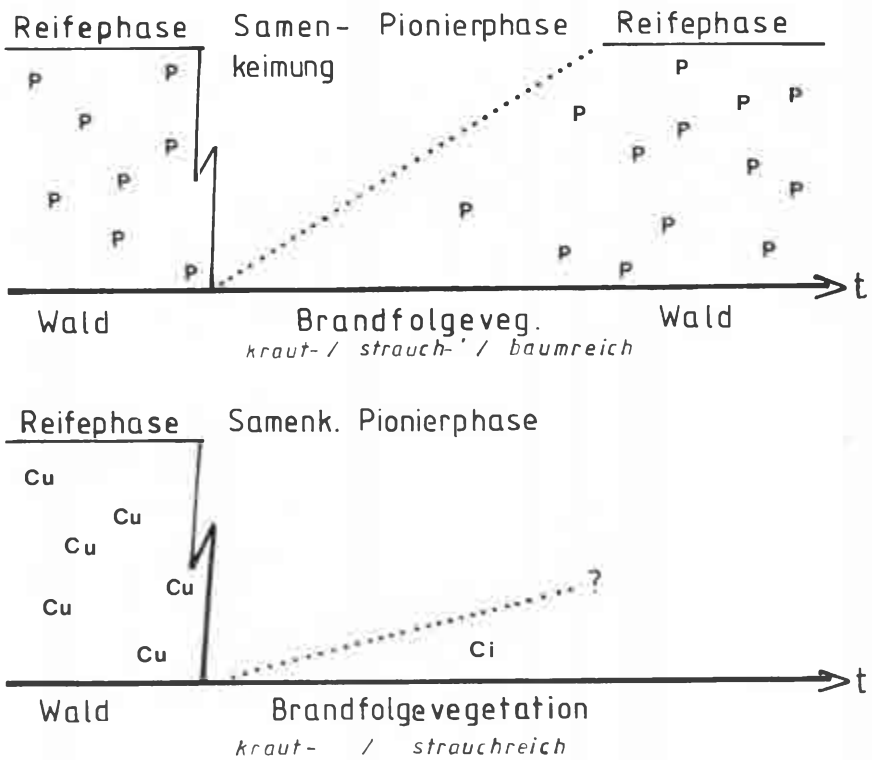


Abb. 15. Feuerdynamik von Koniferen-Wäldern. (a) Kiefernwald; (b) Zypressenwald. Ci – Cistus creticus, Cu – Cupressus sempervirens, P – Pinus halepensis subsp. brutia.

Pinus- und Cupressus-Wälder

Die Aleppo-Kiefer (*Pinus halepensis*) ist gebietsweise ein häufiger Waldbaum in küstennahen Gebieten Süd- und Mittelgriechenlands. Auf den Inseln ist die Art durch die Hart-Kiefer (*Pinus halepensis* subsp. *brutia*) vertreten. Ausgedehnte Bestände dieser Unterart sind unter anderem von Südwest- und Südost-Kreta und von der Insel Samos bekannt.

Das natürliche europäische Teilareal der Zypresse (*Cupressus sempervirens*) ist auf Kreta beschränkt, doch ist die Baumart heute im ganzen Mittelmeergebiet weit verbreitet, da besonders die schlanke säulenförmige Wuchsform weithin angepflanzt wurde und spontan verwilderte. Alte Zypressenwälder sind in Kreta auf das westliche Gebirgsmassiv der Levka Ori sowie in geringerem Umfang auf Zentral-Kreta beschränkt. In neuerer Zeit finden sich dichte Bestände aus jüngeren Bäumen, teils angesät, teils spontan, auf aufgelassenen Terrassenhängen besonders in den Neogen-Gebieten Nordwest-Kretas.

Kiefernwälder sind leicht entflammbar. Viele *Pinus*-Stämme weisen Brandspuren an den Stammfüßen auf, haben das Feuer aber überlebt (Abb. 14). Heiße Kronenfeuer vernichten dagegen fast alle Kiefern der Baumschicht, fördern aber die Keimung von *Pinus*-Samen im folgenden Winterhalbjahr, vorwiegend im zeitigen Frühjahr (**Beispiel 8**; Abb. 15a). Mehrjährige Untersuchungen zur Regeneration von *Pinus-brutia*-Wäldern nach Feuer von der ost-ägäischen Insel Samos zeigen, daß *Pinus*-Keimlinge eine hohe Überlebensrate haben und so etwas wie eine Keimlings-Bank entsteht (*Thanos* et al. 1989, *Thanos* und *Marcou* 1991). Die Keimungsrate in *Pinus-brutia*-Beständen Südwest-Kretas, die keinem Brand ausgesetzt waren, ist gering, und ihre erfolgreiche Ansiedlung gelingt in trokkenen Jahren kaum, wird auch durch den Tritt des Weideviehs weiter geschmälert. Der Verbiß ist geringfügig, da selbst Ziegen in der Regel Kiefern verschmähen. Zwei Wirkungen des Feuers sind der Keimung und der Etablierung der Sämlinge förderlich: 1. das Freisetzen der Samen aus den sich durch die Hitze öffnenden Zapfen und ihre Ausbreitung durch Starkwinde, die das Feuer oft begleiten (und anfachen); 2. die für Lichtkeimer wie *Pinus* günstige Auflichtung des Wuchsortes (*Thanos* und *Skordilis* 1987). Junge Regenerationsstadien von Kiefernwäldern auf Samos und Attika sind reich an *Cistus*-Sämlingen sowie an Leguminosen (*Thanos* et al. 1989, *Papavassiliou* und *Arianoutsou* 1993). Vegetativer Austrieb wurde an Macchiensträuchern im Unterwuchs, an ausdauernden Kräutern und einigen Zwergsträuchern beobachtet.

Beispiel 9 (Abb. 15b). Im Herbst 1992 fielen in der Eparchie Apokoronou ausgedehnte zapfentragende *Cupressus*-Bestände, die etwa 20 bis 40 Jahre alt gewesen sein mögen, einem Brand zum Opfer. In den beiden folgenden Jahren fand sich kein einziger Zypressen-Keimling. Im übrigen entsprach die Brandfolgevegetation der von Kiefernwäldern. Unter den durch Samen regenerierenden Arten war *Cistus creticus* bei weitem am zahlreichsten, gefolgt von *Calicotome villosa, Coridothymus capitatus* und *Hypericum empetrifolium*. Die meisten Schößlinge gehörten zu *Smilax aspera* und *Osyris alba* (Tab. 5). Vegetativer Austrieb einzelner Exemplare von *Quercus pubescens* deutet eine mögliche Sukzessionsrichtung an. Die krautige Vegetation im ersten und zweiten Jahre nach dem Brand war reich an einjährigen Leguminosen der Gattungen *Vicia, Medicago* und *Trifolium*; im zweiten Jahr kamen *Lavatera bryoniifolia, Piptatherum miliaceum* und *Ranunculus neapolitanus* hinzu.

Das Ausfallen einer Leitbaumart wie *Cupressus* nach einem Feuer ist keineswegs ein Einzelfall, wie Beispiele von der Iberischen Halbinsel belegen. In süd-spanischen Aufforstungen mit Stern-Kiefer (*Pinus pinaster*) beobachtete *May* (1990) nach Feuer weder vegetatives Regenerationsvermögen noch erfolgreiche Samenkeimung. In Zentral-Spanien vermochten sich Bestände von *Fagus sylvatica* und von *Pinus sylvestris* nach Bränden nicht zu erneuern und wurden durch Gebüsche von *Genista florida* bzw. *Cytisus scoparius* ersetzt (*Herranz* et al. 1996). Südwestspanische Tannen-(*Abies pinsapo*-)Wälder seien durch Brand zurückgedrängt worden (*May* 1995).

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Den meisten Ökologen gilt die mediterrane Vegetation wegen der Fähigkeit vieler ihrer Arten, nach Bränden vegetativ oder aus Samen zu regenerieren, als feueradaptiert und innerhalb relativ kurzer Zeiträume erneuerungsfähig. Diese Sicht erscheint jedoch allzu pauschal und vereinfachend. Tatsächlich hat Feuer sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Vegetation, wie in diesem Beitrag gezeigt wird. Zu den direkt (ohne Sukzession oder durch „Autosukzession" im Sinne von *Naveh* 1991) mehr oder weniger rasch erneuerungsfähigen Vegetationstypen gehören junge, sekundäre Zwergstrauchgesellschaften auf Brachland (Terrassen-Phrygana), die meisten thermo- und eu-mediterranen immergrünen Macchien, winterkahle Gebüsche mit *Vitex agnus-castus* sowie Wälder der Hart-Kiefer (*Pinus brutia*). In diesen Fällen sind Artenverbindung und Struktur der Bestände nach Feuer innerhalb von wenigen Jahren (Sekundärphrygana) bis Jahrzehnten (Kiefernwälder) wiederhergestellt. Eine zweite Gruppe von Vegetationstypen durchläuft nach Feuer einen Sukzessionsprozeß, bei dem zwischen Ausgangsvegetation und regenerierter Vegetation abweichende Pflanzengesellschaften auftreten. Diese Brandfolgegesellschaften können sehr dauerhaft sein – und eine vollständige Regeneration der Ausgangsvegetation möglicherweise sogar ganz verhindern. Beispiele für solcherart relativ feuerempfindliche Ausgangsgesellschaften sind „alte" Fels-Phrygana-Ausbildungen, Wacholder-(*Juniperus phoenicea*-) Macchien und Zypressen-(*Cupressus sempervirens*-)Wälder. Ihre spontane Regeneration dürfte Jahrzehnte bis Jahrhunderte beanspruchen, doch fehlen entsprechende Langzeituntersuchungen.

Phrygana

Die Regeneration der meisten Zwergsträucher nach Feuer erfolgt durch Samenkeimung. Manche Arten wie *Sarcopoterium spinosum* sind auch zu vegetativer Regeneration aus der Strauchbasis befähigt. Dieses Verhalten ist standortabhängig. In Habitaten mit schlechter Wasserversorgung ist *Sarco*

poterium ausschließlich auf Samenkeimung angewiesen, bei besserer Wasserversorgung spielt vegetative Regeneration eine größere Rolle.

Einfach strukturierte, von *Cistus creticus, Sarcopoterium spinosum* oder *Ononis spinosa* subsp. *diacantha* dominierte pionierhafte Gesellschaften (Terrassen- oder Brachland-Phrygana) regenerieren nach Feuer direkt (ohne Sukzession) und innerhalb weniger Jahre. Die weitere Sukzession wird durch ihr ausgeprägtes Beharrungsvermögen verzögert – und bei relativ kurzen Feuerzyklen verhindert. Bei Gesellschaften mit stärker differenzierter Struktur und Artenzusammensetzung (Fels-Phrygana) bilden einfache, im gezeigten Beispiel 1 von *Sarcopoterium spinosum* dominierte Zwergstrauch-Gesellschaften die Brandfolgevegetation. Es handelt sich um eine Sukzessionsphase, die den Wuchsort über viele Jahre einzunehmen vermag.

Brandfolgenutzung beeinflußt nicht nur die Regenerationsdauer, sondern auch die Zusammensetzung und Häufigkeit der Arten. Beweidung fördert eine initiale *Sarcopoterium*-Phrygana. Auf sehr trockenen Kalkstandorten hemmt Weideausschluß die Regeneration der meisten Zwergsträucher mit Ausnahme von *Coridothymus*. Auf gut wasserversorgten Standorten findet sich häufig *Cistus*-dominierte Phrygana (oft mit *Sarcopoterium spinosum*) sowohl als Brachfolge- als auch als Brandfolgevegetation.

Macchien und Gebüsche

Im Gegensatz zu den Phrygana-Kleinsträuchern regenerieren die meisten Strauch- und (potentiellen) Baum-Arten der Macchia und winterkahler Gebüsche durch Stockausschlag. Die Artenzusammensetzung bleibt im großen ganzen konstant. Einige krautige Arten sind in der Brandfolgevegetation angereichert. Eine Sukzession gibt es nicht. Die Struktur erneuert sich innerhalb von wenigen Jahren.

Die Regeneration kann, insbesondere auf trockenen Standorten der thermo-mediterranen Stufe, durch hohen Weidedruck erheblich verzögert werden. Dies gilt selbst dann, wenn die betreffenden Straucharten geringen Futterwert haben, wie etwa *Pistacia lentiscus*, deren Triebspitzen trotzdem verbissen werden. Eine solche weidebedingte Degradierung einer thermophytischen Macchia beeinträchtigt die Struktur der Bestände und fördert einjährige Arten – doch nicht Phrygana-Kleinsträucher, solange die Macchienbildner überleben.

Macchien aus wenig feuertoleranten Arten wie *Juniperus phoenicea* sind zur vegetativen Regeneration nicht befähigt. Feuer kann einen Arten- und Strukturwandel auslösen zugunsten ausschlagfähiger Arten wie *Pistacia lentiscus* oder *Quercus coccifera*. Ungewiß ist, ob und wie schnell sich *Juniperus phoenicea*-Macchien via Sukzession erneuern.

Koniferen-Wälder

Pinus-Waldland regeneriert nach Feuer direkt und rasch. Die Bestände werden durch Brände sogar gefördert und breiten sich auf Kosten anderer Baumarten aus. Hinzu kommt eine beträchtliche Überlebensrate von *Pinus*-Altstämmen vor allem bei bodennahen Feuerereignissen. Beweidung kann die Regeneration von Aleppo-Kiefern in der mediterranen Vegetation verzögern (*May* 1992), doch läßt sich bei den Hart-Kiefern in Kreta eine solche Hemmung kaum feststellen.

Cupressus-Bestände werden durch Kronenfeuer zerstört, ohne daß eine direkte Regeneration zu beobachten ist. Offen ist, ob sich durch Feuer zerstörtes *Cupressus*-Waldland durch Sukzession erneuert oder dauerhaft durch Kiefern, Eichen und/oder Macchien ersetzt wird.

Zur Bedeutung des Faktors Feuer für die mediterrane Vegetation

Nur wenige Arten der Ägäis-Vegetation können als Pyrophyten in dem Sinne bezeichnet werden, daß ihre Bestände durch Feuer erhalten und vermehrt, ihre Diasporen zwischen Feuerzyklen angereichert, ihre Keimungsraten durch Feuer gefördert und ihre Wuchsbedingungen verbessert werden. Hierzu zählen nach den verfügbaren Untersuchungen im wesentlichen lediglich *Pinus brutia, Cistus creticus, Cistus salviifolius* und *Lavatera bryoniifolia*. Und auch diese sind keineswegs auf Brandstandorte beschränkt. Unter den übrigen Arten sind allerdings sehr viele in unterschiedlichem Ausmaß zur Regeneration nach Feuer befähigt. Ihre Toleranz ist allerdings nicht feuerspezifisch, sondern erstreckt sich auf Störungen verschiedenster Art. Im Vergleich zu anderen Räumen mit mediterranem Klima gibt es im Mittelmeergebiet nur wenige obligatorisch durch Samenkeimung nach stimulierender Hitzeeinwirkung regenerierende Bäume oder Sträucher, ein Merkmal, das feuerbegünstigte Arten auszeichnet (*Keeley* 1986).

Natürliche, durch Blitz ausgelöste Feuer sind in der Ägäis, die sich gegenüber den Festländern durch geringe Gewitterneigung auszeichnet, nicht häufig und greifen meinen Geländebeobachtungen zufolge in lichten Wäldern von dem betroffenen Baum meist nicht auf die benachbarte Vegetation über.

Während weideempfindliche Arten in Kreta und anderen Inseln fast ganz auf unzugängliche Kliffs und Schluchtwände beschränkt sind, sind feuerempfindliche Arten wie *Juniperus*-Taxa und *Cupressus sempervirens* weit verbreitet und gebietsweise großflächig bestandsbildend. Feuer „überprägt" die Vegetation offenbar weniger als der Weidefaktor. „Junge" Vegetationstypen, die relativ kurze Feuerzyklen von wenigen Jahrzehnten tolerieren – oder ihrer bedürfen, sind zweifellos wichtige Elemente in mediterranen Kulturlandschaften, doch sollten darüber „alte" Vegetationstypen nicht aus dem Blick geraten, die wenig feueradaptiert sind und zu deren Regeneration, wenn sie denn erfolgt, im einzelnen noch gar nicht erforschte Sukzessionsprozesse zu vollziehen sind.

Die bloße Existenz solcher Vegetation, in der Ägäis gebietsweise landschaftsbestimmend, legt die Annahme von nach Jahrhunderten zählenden Feuerzyklen nahe – Feuer als vernachlässigbarer Faktor in der Vegetationsgeschichte.

Diese Befunde relativieren die herrschende Auffassung vom Feuer als dem vorrangigen landschaftsökologischen Faktor im Mittelmeergebiet (*Liacos* 1973, *Naveh* 1975, 1991) und lassen den Schluß zu, daß die evolutions- und vegetationsprägende Rolle des Feuers in der Ägäis historisch und aktuell gewiß nicht zu unterschätzen, aber doch ein eher unspezifischer Störfaktor gewesen ist und nicht alle Vegetationstypen gleichermaßen beeinflußt hat.

Feuer und Natur- und Landschaftsschutz in der Ägäis

Feuer im Mittelmeergebiet ist und war von jeher ein landschaftsprägender Faktor, dessen zerstörerische Auswirkungen auf die Vegetation begrenzt, weil regenerierbar sind (*Trabaud* und *Lepart* 1980, *Trabaud* und *Prodon* 1993). Trotz dieser weithin akzeptierten Auffassung schürt Feuer nach wie vor Emotionen und Kontroversen, was bei den Schäden an Menschenleben und Besitz sowie den enormen Kosten für Brandbekämpfung, Vorsorge und Schadensersatz nicht weiter verwundert. *Trabaud* und *Prodon* (op. cit.: 7) sprechen in diesem Zusammenhang von einem Ungleichgewicht zwischen Geld und ökologischem Wissen, das doch die Grundlage jeglicher Managementplanung in feuergefährdeten Gebieten sein sollte. Sie fordern deshalb ein besseres Verständnis der ökosystemaren Dynamik nach Feuer ein.

Tatsächlich ist das feuerökologische Wissen für verschiedene ostmediterrane Ökosysteme sehr ungleichmäßig verteilt, recht fundiert bei „jungen" Pflanzengesellschaften wie den mediterranen Kiefernwäldern und gewissen einfach strukturierten Zwergstrauchformationen, gering aber beispielsweise für Zypressenwälder, kernwüchsige Laubwälder und Fels-Phrygana. Die Reaktionen ägäischer Pflanzengesellschaften auf Feuer sind sehr unterschiedlich; es gibt eben nicht nur den einfachen und direkten Weg der Regeneration durch eine bloße Erneuerung des Artenbestandes vor dem Brand, wie *Trabaud* (1987) meint, obwohl diese Strategie in der Tat weit verbreitet ist. Bisher meist übersehen wurden feuerempfindliche Vegetationstypen, über deren Brandfolgesukzession wir der oft langen Zeiträume wegen und weil es an sorgfältigen Beobachtungen mangelt, nur unzureichend unterrichtet sind. Es gibt auch Ökosysteme, die durch Feuer offenbar langfristig, vielleicht dauerhaft zerstört werden. Bisher hat sich die Erforschung der Feuerdynamik hauptsächlich mit rasch regenerierenden Ökosystemen beschäftigt. Gefragt sind aber Erkenntnisse zur Sukzession von Ökosystemen aus wenig feuertoleranten Leitarten, die durch Brände nachhaltig geschädigt werden und nicht auf direktem Wege regenerieren. Was fehlt, sind Langzeitstudien, die auch *Naveh* (1991) fordert.

Dies sind keine guten Voraussetzungen für einfache Lösungen in den Bereichen Natur- und Landschaftsschutz und Feuermanagement. Keinesfalls legen sie die pauschale Empfehlung des „prescribed burning" nahe, wie es *Liacos* (1973) und *Naveh* (1975, 1991) einfordern, dabei wohl eher Erfahrungen in großräumigen nordamerikanischen Naturlandschaften vor Augen als an den viel komplexeren naturräumlichen und sozialen Verhältnissen kleinräumiger mediterraner Kulturlandschaften orientiert.

„Alte", vom Feuer nicht oder nur innerhalb sehr langer Zeiträume einmal versehrte Ökosysteme sind offenbar nicht leicht entflammbar und mithin keine latente Gefahr, die ihre Umwandlung durch gezielten Brandeinsatz in „jüngere" Ökosysteme rechtfertigte. Diese sind durch die Zunahme von Bränden in der Landschaft ohnehin häufiger geworden, oft auf Kosten jener „alten" Systeme, deren Bedeutung für den Natur- und Landschaftsschutz daher wächst. Wälder und Gebüsche aus feuerempfindlichen, schwer regenerierenden Arten verdienen – neben menschlichen Siedlungen – den vorrangigen Schutz durch Brandvorsorge. Dazu gehört ihre Entflechtung von leicht entflammbaren Kiefernbeständen, die in vielen Gebieten in den letzten Jahrzehnten spontan zugenommen haben und manchmal gepflanzt wurden.

Von Aufforstungen mit Kiefern in mediterranen Räumen ist schon wegen ihrer Feueranfälligkeit abzuraten. Auch unter kurzfristigen Aspekten der Erosionsvorsorge und des Bodenschutzes sind solche Anpflanzungen nutzlos, da sich die alternative Vegetationsbedeckung aus Zwergsträuchern und/oder Hartlaubgebüschen spontan und in der Regel innerhalb weniger Jahre einstellt bzw. regeneriert (*May* 1990, 1995). Höhere Anteile ausschlagfähiger Gehölzarten sorgen für eine raschere Bodenbedeckung in der Brandfolgevegetation und mindern so den Bodenabtrag. Förderlich ist eine verstärkte Nutzung und Auflichtung junger dichter *Pinus*-Bestände, deren Holzzuwachs beispielsweise in Kreta derzeit nicht im entferntesten abgeschöpft wird. Auch traditionelle Waldweide ist in der Ägäis nicht a priori ein landschaftsökologisches Ärgernis, sondern trägt zur Verringerung der leicht entzündlichen Biomasse am Boden bei und durch die Weitständigkeit der Bäume in Weidewäldern zur Begrenzung von Brandherden.

Literatur

Arianoutsou-Faraggitaki, M., 1984: Post-fire successional recovery of a phryganic (East Mediterranean) ecosystem. – Acta Oecol./Oecol. Plant. 5, 387–394.

Arianoutsou, M., Margaris, N. S., 1981: Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (East Mediterranean). 1. Regeneration by seed germination. – Biol.-Ecol. Médit. 8, 3–4, 119–128.

Arianoutsou–Faraggitaki, M., Margaris, N. S., 1982: Phryganic (east Mediterranean) ecosystems and fire. – Ecol. Medit. 8, 1–2, 473–480.

Bergmeier, E., 1995: Die Höhenstufung der Vegetation in Südwest-Kreta (Griechenland) entlang eines 2450 m-Transektes. – Phytocoenologia 25, 317–361.

Bergmeier, E., 1997: Combined effects of fire and grazing on phrygana vegetation – a case study in SW Kríti (Greece). – Ecol. Medit., im Druck.

Böhling, N. B., 1994: Studien zur landschaftsökologischen Raumgliederung auf der mediterranen Insel Naxos (Griechenland). Unter besonderer Berücksichtigung von Zeigerpflanzen. – Diss. Bot. 230. J. Cramer, Berlin. vii + 247 + Tab.

Böhling, N., Gerold, G., 1995: Post-fire regeneration patterns and variations of soil properties in Mediterranean phrygana-areas of Naxos/Greece. – Geoökodynamik 16, 333–345.

Gratani, L., Amadori, M., 1991: Post-fire resprouting of shrubby species in Mediterranean maquis. – Vegetatio 96, 137–143.

Herranz, J. M., Martinez-Sanchez, J. J., De Las Heras, J., Ferrandis, P., 1996: Stages of plant succession in *Fagus sylvatica* L. and *Pinus sylvestris* L. forests of Tejera Negra Natural Park (Central Spain) three years after fire. – Israel J. Pl. Sci. 44, 347–358.

Horvat, I., Glavat, V., Ellenberg, H., 1974: Vegetation Südosteuropas. – Fischer, Stuttgart. 767 S.

Kailidis, D. S., Markalas, S. D., 1980: Waldbrände in Griechenland. – Der Forst- und Holzwirt 35, 411–413.

Keeley, J. E., 1986: Resilience of mediterranean shrub communities to fires. - In: Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B. (eds.), Resilience in Mediterranean-type ecosystems, pp. 95–112. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.

Le Houerou, H. N., 1987: Vegetation wildfires in the Mediterranean Basin: evolution and trends. – Ecol. Medit. 13, 4, 13–24.

Liacos, L. G., 1973: Present studies and history of burning in Greece. – Proc. Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference, Tallahassee, Florida, 13, 65–95.

May, T., 1990: Die Entwicklung der Vegetationsstruktur nach Bränden im Mittelmeergebiet. Konsequenzen für die Bodenerosion und Landschaftsdegradation (Beispiele aus Hoch-Andalusien). – Geoökodynamik 11, 43–64.

May, T., 1992: On the influence of goat-grazing on post-fire regeneration of Mediterranean matorral and *Pinus halepensis* in southern Spain. – Arch. Naturschutz Landschaftsforschung 32, 45–57.

May, T., 1995: Wald- und Buschbrände in Spanien. Ursachen und Auswirkungen. – Geogr. Rundschau 47, 298–304.

Mazzoleni, S., Esposito, A., 1993: Vegetative regrowth after fire and cutting of Mediterranean macchia species. – In: Trabaud, L., Prodon, R. (eds.), Fire in Mediterranean ecosystems. – Ecosystems Research Report 5, pp. 87–99. Commission of the European Communities, Brussels/ Luxembourg.

Naveh, Z., 1967: Mediterranean ecosystems and vegetation types in California and Israel. – Ecology 48, 445–459.

Naveh, Z., 1975: The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. – Vegetatio 29, 199–208.

Naveh, Z., 1991: The role of fire in the Mediterranean vegetation. – Bot. Chron. 10, 385–405.

Papavassiliou, S., Arianoutsou, M., 1993: Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. – In: Trabaud, L., Prodon, R. (eds.), Fire in Mediterranean ecosystems. – Ecosystems Research Report 5, pp. 119–125. Commission of the European Communities, Brussels/Luxembourg.

Pignatti, E., Pignatti, S., 1968: Die Auswirkungen von Kahlschlag und Brand auf das *Quercetum ilicis* von Süd-Toskana, Italien. – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 3, 17–46.

Raus, T., 1979: Die Vegetation Ostthessaliens (Griechenland). 2. *Quercetea ilicis* und *Cisto-Micromerietea*. - Bot. Jahrb. Syst. 101, 17–82.

Rechinger, K. H., Rechinger-Moser, F., 1951: Phytogeographia Aegaea. – Denkschriften Akad. Wiss. Wien, Math.-Naturwiss. Kl., 105, 1–208.

Roy, J., Arianoutsou-Faraggitaki, M., 1985: Light quality as the environmental trigger for the germination of the fire-promoted species *Sarcopoterium spinosum* L. – Flora 177, 345–349.

Thanos, C. A., Georghiou, K., 1988: Ecophysiology of fire-stimulated seed germination in *Cistus incanus* ssp. *creticus* (L.) Heywood and *C. salvifolius* L. – Plant Cell Environment 11, 841–849.

Thanos, C. A., Marcou, S., 1991: Post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece): 6 years after. – Acta Oecol. 12, 633–642.

Thanos, C. A., Marcou, S., Christodoulakis, D., Yannitsaros, A., 1989: Early post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece). – Acta Oecol./Oecol. Plant. 10, 79–94.

Thanos, C. A., Skordilis, A., 1987: The effects of light, temperature and osmotic stress on the germination of *Pinus halepensis* and *P. brutia* seeds. – Seed Sci. & Technol. 15, 163–174.

Trabaud, L., 1987: Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean Basin. – Ecol. Medit. 13, 4, 25–37.

Trabaud, L., Lepart, J., 1980: Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. – Vegetatio 43, 49–57.

Trabaud, L., Prodon, R. (eds.), 1993: Fire in Mediterranean ecosystems. – Ecosystems Research Report 5. Commission of the European Communities, Brussels/Luxembourg. 441 S.

Troumbis, A., Trabaud, L., 1986: Comparison of reproductive biological attributes of two *Cistus* species. – Acta Oecol./Oecol. Plant. 7, 235–250.

Anschrift des Verfassers

Dr. Erwin Bergmeier
Biologisches Institut II (Geobotanik)
Schänzlestraße 1
D-79104 Freiburg i. Br.

Bibliographie: Feuerökologie in Mitteleuropa

Johann Georg Goldammer und Hans Page

Gliederung:

1. Allgemeine Literatur (einschließlich aus Deutschland stammende Arbeiten über Feuerökologie außerhalb Mitteleuropas)
2. Feuer in der historischen Kulturlandschaft und Feuergeschichte
3. Flora
4. Fauna
5. Boden und Klima
6. Wald (ohne Waldbrandverhütung und -bekämpfung)

1. Allgemeine Literatur (einschließlich aus Deutschland stammender, zentraler Arbeiten über Feuerökologie außerhalb Europas)

Bergmann, V., 1972: Die Wirkung des Abbrennens der Bodendecke auf Organismen und Boden; eine Literaturübersicht. – Zulassungsarbeit. Inst. F. Biol. II. Univ. Freiburg/Br. 72 S. + App. (unveröff.).

Berli, S., 1996: Brandspuren in den Wäldern der Alpensüdseite. – Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf. 123 S.

Beutler, H., Unselt, C., 1996: Feuer frei in der Heide. – Garten + Landschaft 5, 1, 28–30.

Boehringer, C. H., 1960: Abbrennen von Hecken und Böschungen schädigt die Landwirtschaft. – Bl. f. Naturschutz 40, 1/2, 22–23.

Böhnert, W., 1975: Ökologisch begründete Pflegemaßnahmen für das NSG „Harslebener Berge-Steinholz". – Naturschutz u. Naturkundl. Heimatforschung in den Bezirken Halle u. Magdeburg 11/12, 30–42.

Brabetz, R., 1978: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegeversuch im Spessart. – Natur u. Museum 108, 5, 147–151.

Citaja, G., 1957: Brandwirtschaft. Hackbau im westlichen Georgien (Kolchins). – Agrarethnographie: Vorträge der Berliner Tagung. Akademie-Verlag, Berlin.

Clark, J. S., Cachier, H., Goldammer, J. G., Stocks, B. J. (eds.), 1997: Sediment records of biomass burning and global change. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 489. S.

Eckels, K., Tüxen, R., Riess, W., Knapp, R., 1979: Bibliographie der Arbeiten über Einfluss des Feuers auf die Vegetation. Teil II. – Excerpta Botanica, Sectio B 19, 187–192.

Eckels, K., Tüxen, R., Riess, W., Knapp, R., 1979: Bibliographie der Arbeiten über Einfluss des Feuers auf die Vegetation. Teil III. – Excerpta Botanica, Sectio B 19, 299–310.

Forstzoologisches Institut, 1978: VW-Symposium Feuerökologie. – Freiburger Waldschutz-Abh. 1, 1, Hrsg. v. Forstzoolog. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 159 S.

Goldammer, J. G., 1975: Feuerökologie und Feuer-Management. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, 128 S.

Goldammer, J. G., 1977: Symposion Feuerökologie in Freiburg. – Forst- u. Holzw. 32, 184–186.

Goldammer, J. G., 1978: Feuerökologie und Feuer-Management. – Freiburger Waldschutz-Abh. 1, 2, Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg, 150 S.

Goldammer, J. G., 1978: Kontrolliertes Brennen – eine steinzeitliche Methode in Forstwirtschaft und Naturschutz? – Allg. Forst Z. 33, 1088.

Goldammer, J. G., 1978: Kontrolliertes Feuer zur Behandlung von Brachflächen. – Allg. Forst Z. 33, 235.

Goldammer, J. G., 1978: Kontrolliertes Brennen zur Bekämpfung und Verhütung von Waldbränden. – Allg. Forst Z. 33, 801–803.

Goldammer, J. G. (ed.), 1983: DFG-Symposion „Feuerökologie". Symposionsbeiträge. – Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 301 S.

Goldammer, J. G. (ed.), 1990: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges. Ecological Studies 84. – Springer, Berlin, 497 S.

Goldammer, J. G., 1993: Fire management. In: The tropical forestry handbook (L. Pancel, ed.). – Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, 1221–1268.

Goldammer, J. G., 1993: Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen. – Birkhäuser, Basel – Boston. 251 S.

Goldammer, J. G., 1994: Feuerökologie. – Spektrum der Wissenschaft 7, 86–94.

Goldammer, J. G., Jenkins, M. J. (eds.), 1990: Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives. – SPB Academic Publ., The Hague, 199 S.

Goldammer, J. G., Furyaev, V. V. (eds.), 1996: Fire in ecosystems of boreal Eurasia. – Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 528 S.

Goldammer, J. G., Seibert, B., Schindele, W., 1996: Fire in dipterocarp forests. – In: Dipterocarp forest ecosystems: Towards sustainable management (A. Schulte and D. Schöne, eds.), 155–185. World Scientific Publ., Singapore – New Jersey – London – Hongkong, 666 pp.

Goldammer, J. G., Page, H. D., Prüter, J., 1997: Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa – Ein Positionspapier. – NNA-Berichte 10, „Feuereinsatz im Naturschutz" (im Druck).

Goldammer, J. G., Montag, S., Page, H., 1997: Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften. Geschichte, Methoden, Probleme, Perspektiven. – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Götze, D., Brockmann, G., 1997: Umgang mit Feuer auf Truppenübungsplätzen am Beispiel des Truppenübungsplatzes Bergen. – NNA-Berichte 10, (im Druck).

Granström, A., 1993: Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. – J. Vegetation Sci. 4, 737–744.

Grüning, A., 1977: Feuer in der Natur? – Schweizer Naturschutz 45, 1, 2–5.

Hentschel, P., et al., 1980: Behandlungsvarianten und Zieltypen für die Sicherung spezieller Funktionsleistungen von Landschaftselementen. – ILN-Halle, Forschungs- und Entwicklungsbericht 1980 (unveröff.).

Hoffmann, M., 1980: Abflammtechnik. Neueste Erkenntnisse und Erfahrungen zur thermischen Unkrautbekämpfung. – Kuratorium Technik

und Bauwesen, Darmstadt-Kranichstein. KTBL-Schrift 243, 83 S.

Höllermann, P., 1995: Wald- und Buschbrände auf den westlichen Kanarischen Inseln – Ihre geoökologischen und geomorphologischen Auswirkungen. – Abh. Akad. Wiss. Göttingen, Mathematisch-Physikalische Klasse, dritte Folge, 46. Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen, 184 S.

Jahn, E., 1959: Waldbrände in ihrer Auswirkung auf Boden, Bodentierleben und Wiederinbestandsbringung von Beständen. – Allg. Forst. Z., 14, 23–25.

Kämpfer, M., 1973: Flämmen (Abbrennen der Bodendecke an Hecken, Feldgehölzen, Feldrainen und auf Wiesen, ökologische Wirkungen des Feuers). – Bundesanstalt für Vegetationskunde, Naturschutz und Landschaftspflege, Bibliographie 15, Bonn-Bad Godesberg, 14 S.

Kempf, H., 1981: Erfahrungen mit verschiedenen Pflegemethoden im Naturschutzgebiet „Harzgrund" bei Suhl. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, Jena 18, 1, 12–16.

Lütkepohl, M., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". – Schriftreihe für Landschaftspflege und Naturschutz (im Druck).

Makowski, H., 1974: Problems of using fire in nature reserves. – Proc. Ann Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13, 15–17. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida.

Makowski, H., 1978: Feuer in der Landschaft. – Freiburger Waldschutzabhandlungen, 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 65–70.

Maraskova-Nemejcova, M., 1955: Vom Abbrennen der Raine. – Reichtum und Not der Natur, Jb. f. Naturschutz u. Landeskultur, Dresden, Sachsenverlag, 137–139.

May, T., 1992: Gewitterhäufigkeit, menschliche Besiedlung, Feuer und Vegetation im Mittelmeerraum und in Zentralchile. – Natur u. Museum 122, 10, 311–323.

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

Prott, H., 1962: Vom Unfug des Flämmens. – Westfälischer Heimatkalender 16, 69–74.

Pyne, S. J., Andrews, P. L., Laven, R. D., 1996: Inroduction to wildland fire. Second edition. – John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 769 p.

Riess, W., 1975: Kontrolliertes Brennen – eine Methode der Landschaftspflege. – Mitt. Flor. Soz. Arbeitsgem. N. F. 18, 265–271.

Riess, W., 1975: Naturschutz brennt! – Bild d. Wissenschaft, 19.

Riess, W., 1976: Umweltfaktor Feuer – Gelenkter Einsatz in der Landschaftspflege. – Verh. d. Ges. f. Ökologie, Göttingen 1976, 267–273.

Riess, W., 1976: Der Feuereinsatz und seine Technik in der Landschaftspflege. – Natur und Landschaft 51, 284–287.

Riess, W., 1976: Monokultur und Feuer – Vernichtung und Erhaltung. – Verh. Ges. f. Ökologie, 219–223.

Riess, W., Tüxen, R., 1976: Bibliographie der Arbeiten über Einfluß des Feuers auf die Vegetation. – Excerpta Botanica, Sectio B 15, 277–310.

Sauermann, G., 1990: Abflammtechnik für das Vorauflaufverfahren. Grundlagen, Theorien und Messungen. – Stud. Arb. Tech. Univ. Braunschweig, Inst. Landmaschinen, 147 S. (unveröff.).

Schäfer, R., 1983: Pflegefeuer. – Natur 12, 31–35.

Schendel, K., 1969: Das Flämmen stiftet nichts als Schaden. – Niedersächs. Jäger 9, 213.

Schulze-Thüsing, C., 1976: Die ökologische Bedeutung des Feuers unter Berücksichtigung seiner Rolle in der Kulturlandschaft. – Hausarbeit f. 1. Staatspr. f. d. Lehramt an Realschulen, Hamburg, 68 S.

Stöcker, G., 1967: Über den Wert des Abbrennens von Rainen, Böschungen und Hecken. – Unsere Jagd (DDR) 17, 4, 106–107.

Stöcker, G., 1966: Über den Wert des Abbrennens von Rainen, Böschungen und Hecken. – Naturschutz u. naturkundl. Heimatforsch. i. d. Bez. Halle u. Magdeburg 3, 1, 52–54.

Tüxen, R., 1970: Anwendung des Feuers im Naturschutz? – Ber. Naturhist. Ges. 114, 99–104.

Tüxen, R., 1974: The use of fire in nature conservation? – Proc. Ann Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13, 7–13. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida.

van der Ven, J. A., 1977: Feuer als Pflegemittel im Marschland. – Verh. Ges. f. Ökologie, 393–395.

van der Ven, J. A., 1978: Streichholz oder Mähmaschine? Alternativen im Management von Naturschutzgebieten. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 141–150.

van Wilgen, B., Andreae, M. O., Goldammer, J. G., Lindesay, J. (eds.), 1997: Fire in Southern African savannas. Ecological and atmospheric perspectives. – The University of Witwatersrand Press , 256 S.

Zimmermann, R., 1978: Kontrolliertes Brennen im Naturschutz? – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 59–64.

2. Feuer in der historischen Kulturlandschaft und Feuergeschichte

Anonymus, 1850: Ueber die landwirtschaftlichen Zwischennutzungen in Wäldern, insbesondere über den Röderwaldbetrieb. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 16, 41–47.

Bauer, E., Strelitzki, H., 1960: Untersuchungen zur forstgeschichtlichen Entwicklung des Kondelwaldes im Bezirk Trier unter besonderer Berücksichtigung der Röderwirtschaft. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 131, 193–203.

Becker, K., 1995: Paläoökologische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte der zentralen Lüneburger Heide. – Diss. Fachbereich Biologie, Universität Hannover, 151 S. + App.

Berli, S., Cherubini, P., Schoch, W., 1994: Rekonstruktion von Bestandesfluktuationen, Bodenmächtigkeit und Feuergeschichte über 7000 Jahre BP mittels Holzkohle-Analysen. – Bot. Helv. 104, 17–30.

Boggreve, B., 1873: Ueber die Haide, Beobachtungen und Folgerungen. – Abh. Naturwiss. Verein Bremen 3, 217–250.

Brüne, F., 1948: Die Praxis der Moor- und

Heidekultur. – Parey, Berlin, 258 S.

Brünings, K., 1881: Der forstliche und landwirtschaftliche Anbau der Hochmoore mittels des Brandfruchtbaus. – J. Springer, Berlin, 86 S.

Clark, J. S., Merkt, J., Müller, H., 1989: Post-glacial fire, vegetation, and human history on the northern alpine forelands, South-West Germany. – J. Ecol. 77, 897–925.

Clark, J. S., Cachier, H., Goldammer, J. G., Stocks, B. J. (eds.), 1997: Sediment records of biomass burning and global change. – Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York, 489 p.

Cotta, H., 1822: Die Verbindung des Feldbaues mit dem Waldbau, vol. I. Dresden.

Egidi, R., 1981: Die Technik der Haubergwirtschaft im Sieger Land. – Allg. Forst Z. 36, 574–575.

Eickemeyer, P., 1864: Das Ueberlandbrennen in den Hackwaldungen des Odenwalds. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 40, 290–293.

Emter, M., 1976: Die Reutberge im mittleren Kinzigtal. - Staatsexamensarbeit. Inst. f. Biologie II, Univ. Freiburg i. Br. 109 S. (unveröff.).

Ernle, L., 1961: English farming. Kingswood books on social history. – Heinemann, London, CXIV + 559 S.

Freudenthal, H., 1931: Das Feuer im deutschen Glauben und Brauch. – De Gruyter & Co., Berlin/Leipzig.

Frühwald, H., 1987: Brandwirtschaft in der Steirmark. Eine volkskundliche Bestandsaufnahme. – Mimeographed Dissertation, Graz.

Gmelin, S. G., 1774: Reise durch Rußland zur Untersuchung der drey Natur Reiche. – Kayserl. Acad. der Wiss., St. Petersburg, 112 S.

Grabherr, W., 1934: Der Einfluß des Feuers auf die Wälder Tirols in Vergangenheit und Gegenwart. – Centralbl. f. d. gesamte Forstwesen 60, 11/12.

Gwinner, W. H., 1858: Dr. W. H. Gwinner's Waldbau in erweitertem Umfang. – 4. umgearb. Aufl. von Dengler, L. (Hrsg.). Schweizerbart, Stuttgart, XII + 228 S.

Hafner, F., 1979: Steiermarks Wald in Geschichte und Gegenwart. – Wien, 220 S.

Hausrath, H., 1903: Die Hackwaldwirtschaft im badischen Odenwald. – Forstwiss. Cbl. 25, 603-619.

Hausrath, H., 1982: Geschichte des deutschen Waldbaus: von seinen Anfängen bis 1850. – Freiburg i. Br., Hochschulverlag, 416 S.

Heikinheimo, O., 1915: Kaskiviljelytesen vaikutus Suomen metsin. Referat: Die Einflüsse der Brandwirtschaft auf die Wälder Finnlands. – Acta Forest. Fenn. 4, 1–59.

Hockenjos, W., 1969: Rückkehr zur Reutwirtschaft? – Allg. Forst Z. 24, 440.

Hornstein, F. von, 1951: Wald und Mensch: Waldgeschichte des Alpenvorlandes Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. – Maier, Ravensburg, XVI + 282 S.

Huber, H., 1965: Zur Umwandlung der Reut- und Weidfelder des mittleren Schwarzwaldes. – Forstmann in Bad.-Württ. 15, 163–165.

Jäger, J. P. E. L., 1835: Der Hack- und Röderwald im Vergleich zum Buchenhochwalde, nebst Bemerkungen über Holz-, Frucht-, Futter- und Streuertrag verschiedener Betriebsarten. – Dingeldey, Darmstadt, 113 S.

Kampfmann, G., 1980: Eiche, Glas und Kartoffel. Das Wiesbüttmoor als Quelle der Wald- und Siedlungsgeschichte des Nordspessarts. – Nat. Mus. 110, 8, 225–241.

Kapp, G., 1984: Agroforstwirtschaft in Deutschland. Der Waldfeldbau im 18. und 19. Jahrhundert. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 155, 266–270.

Kastenhofer, K., 1818: Bemerkungen über die Wälder und Alpen des Bernerischen Hochgebirgs. – 2. verm. u. verb. Aufl. Sauerländer, Aarau, XVI + 200 S.

Lorsbach, J., 1956: Hauberge und Hauberggenossenschaften des Siegerlandes. – Quellen und Studien des Inst. f. Genossenschaftswesen, Univ. München, Bd. X. Müller, Karlsruhe, XI + 133 S.

Kroll, H., 1936: Die Siegerländer Haubergswirtschaft und ihre Geräte. – Zeitschr. f. Ethnologie, 269 S.

Meitzen, A., 1895: Wanderungen, Anbau und Agrarrecht der Völker Europas, Abtg.1. Bd.1: Siedlung und Agrarwesen der Westgermanen und Ostgermanen der Kelten, Römer, Finnen und Slawen. – Hertz, Berlin, 623 S.

Miaskowski, A. von, 1878: Die Agrar-, Alpen- und Forstverfassung der deutschen Schweiz in ihrer geschichtlichen Entwicklung. – Baur, Basel, IX + 130 S.

Montag, S., 1990: Brandrodungsformen zum Zwecke der landwirtschaftlichen Zwischennutzung in den Wäldern Europas. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, Forstzool. Institut, 98 S. (unveröff.).

Page, H. D., Niklasson, M., Källgren, S., Granström, A., Goldammer, J. G., 1997: Rekonstruktion der Feuergeschichte einer nordischen Wald- und Kulturlandschaft: Fallbeispiel Nationalpark Tiveden (Südschweden). – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Page, H. D., Niklasson, M., Källgren, S., Granström, A., Goldammer, J. G., 1997: Die Feuergeschichte des Nationalparks Tiveden in Schweden. Eine kulturhistorische und dendrochronologische Untersuchung. – Forstarchiv 68 (im Druck).

Pinckert, F. A., 1874: Die Urbarmachung, Umwandlung und mechanische Verbesserung des Bodens. – E. Schotte und Voigt, Berlin, 214 S.

Podlak, J., 1972: Alte Rodungsverfahren und Brandwirtschaft in der Slowakei. – In: Getreidebau in Ost- und Mitteleuropa (Balassa ed.), 143–178, Budapest.

Potonie, R., 1929: Spuren von Wald- und Moorbränden in Vergangenheit und Gegenwart. – Jahrb. Preuss. Geol. Landesanstalt 49 (II).

Pyne, S. J., 1995: World fire. – Henry Holt, New York, 379 p.

Pyne, S. J., 1996: Strange fire: The European encounter with fire. – Proc. 20th Tall Timbers Fire Ecology Conference on Fire in Ecosystem Management: Shifting the Paradigm from Suppression to Prescription, 7–10 May 1996, Boise, Idaho. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida (in press).

Pyne, S. J., Goldammer, J. G., 1997: The culture of fire. An introduction to anthropogenic fire history. – In: Sediment records of biomass burning and global change (J. S. Clark, H. Cachier, J. G. Goldammer and B. J. Stocks, eds.). Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York, 71–114.

Schmitthenner, H., 1923: Die Reutbergwirtschaft in Deutschland. – Geograph. Zeitschr. 23, 115–127.

Schneiter, F., 1970: Agrargeschichte der Brandwirtschaft. – Forschungen zur geschichtlichen Landeskunde der

Steiermark, Bd. XXV. Historische Landeskommission f. Steiermark, Graz, 161 S.

Schwaar, J., 1989: Veränderte der Mesolithiker schon die Vegetation? Nachweis (Pollenanalyse) von Callunaheiden im Bereich eines mesolithischen Fundplatzes im Bremer Blockland. – Braun-Blanquetia 3, 2, 253–256.

Steensberg, A., 1993: Fire-clearance husbandry. Traditional techniques throughout the world. – Poul Kristensen, Herning, 238 p.

Tinner, W., Amman, B., 1996: Forest Fire in Vegetation Paleoecology in Southern Switzerland. – Int. Forest Fire News 15, 17–20.

Vogelmann, V., 1871: Die Reutberge des Schwarzwaldes. – 2. erw. Aufl. v. B. Funk (Hrsg.). Braun, Karlsruhe, 83 S.

Wichmann, H., 1976: Wald-, Moor- und Heidebrände, Moorbrandkultur und Höhenrauch im Gebiet zwischen Weser und Ems in vergangenen Tagen. – Leuchtfeuer – Heimatblatt für die Jugend zwischen Niederelbe und Ems 26, 10. Folge, September 1976. Nordwestzeitung Oldenburg.

Wiswesser, F., 1910: Die Hackwaldwirtschaft im Odenwald. – Dissertation, Heidelberg.

3. Flora

Bornkamm, R., 1960: Die Trespen-Halbtrockenrasen im oberen Leinegebiet. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 8.

Butin, H., Kappich, I., 1980: Untersuchungen zur Neubesiedlung von verbrannten Waldböden durch Pilze und Moose. – Forstw. Cbl. 99, 283–296.

Diemont, W. H., Jansen, J., Beije, H., 1997: Fire as a management tool in Dutch heathlands. – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Diemont, W.H., 1996: Survival of Dutch heathlands. DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen 1996, 78 p.

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

Fabricius, L., 1929: Forstliche Versuche. V. Die Einwirkungen von Waldbrandasche auf Samenkeimung und erste Pflanzenentwicklung. – Forst-wiss. Cbl. 51, 269–276.

Fischer, R., 1993: Blütenpracht nach Waldbrand. – Nationalpark No. 1/1993, 22-27.

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

Grabherr, W., 1936: Die Dynamik der Brandflächenvegetation auf Kalk- und Dolomitböden des Karwendels. – Beih. Botan. Centralbl., Abt. B 55, 1–94.

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

Jahn, G., 1980: Die natürliche Wiederbesiedlung von Waldbrandflächen in der Lüneburger Heide mit Moosen und Gefäßpflanzen. – Forstw. Cbl. 99, 297–324.

Kappich, J., Butin, H., 1980: Untersuchungen zur Neubesiedlung von verbrannten Waldböden durch Pilze und Moose. – Forstwiss. Cbl. 99, 283–296.

Keel, A., Keller, H., 1977: Feuer in Halbtrockenwiesen und Brachgebieten. – Schweizer Naturschutz 45, 1, 6–7.

Lilienstern, M., 1929: Physiologische Untersuchung über die Ursachen des Vorkommen von *Marchantia polymorpha* auf Feuerstätten. – Ber. Deutsch. Bot. Ges. 47.

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

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.

Mahn, E.G., 1966: Beobachtungen über die Vegetations- und Bodenentwicklung eines durch Brand gestörten Silikattrockenrasenstandortes. – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 6, 61–90.

Meinecke, Th., 1927: Heidebrennen. – Der Deutsche Forstwirt 9, 94, 101–102.

Meinecke, Th., 1927: Heidebrennen. – Der Deutsche Forstwirt 9, 95, 105–106.

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

Moser, M., 1949: Untersuchungen über den Einfluss von Waldbränden auf Pilzvegetation in Tirol. – Sydowia (Horn, Austria) 3, 336–381.

Muhle, O., 1974: Zur Ökologie und Erhaltung von Heidegesellschaften. – Allg. Forst- u. Jagdztg. 145, 232–239.

Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkung von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heidegesellschaften. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen 61, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt, 72 S.

Müller, J., Vagts, I., Frese E., 1997: Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen Calluna-Heiden nach Brand. – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Recke, Graf v. d., 1928: Naturverjüngung der Kiefer durch Brandkultur. – Der Deutsche Forstwirt 10, 103, 652–653.

Reichhoff, L., Böhnert, W., 1978: Zur Pflegeproblematik von Festuco-Brometea, Sedo-Scleranthetea- und Corynephoretea-Gesellschaften in Naturschutzgebieten im Süden der DDR. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. (Berlin) 18, 81–102.

Riess, W., 1978: Zur Wirkung von kontrolliertem Feuer auf Pflanzen und Vegetation im Grasland, Teil I, Feuertemperatur und physiologische Wirkung. – Natur u. Museum 108, 3, 72–75.

Riess, W., 1978: Zur Wirkung von kontrolliertem Feuer auf Pflanzen und Vegetation im Grasland, Teil II. – Natur u. Museum 108, 4, 118–123.

Runge, F., 1963: Die Vegetationsentwicklung auf einer Brandstelle in einer Bergheide. – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 3, 1, 173–177.

Runge, F., 1967: Die Wirkung des „Abflämmens" von Brombeerhecken. – Natur und Heimat 27, 1, 45–48.

Runge, F., 1968: Vegetationsänderungen in einer Bergheide. – Natur und Heimat (Münster) 28, 2, 74–75.

Runge, F., 1982: Der Vegetationswechsel nach einem tiefgreifenden Heidebrande. – Natur und Heimat 42, 3, 82–84.

Runge, F., 1994: Der Vegetationswechsel nach einem tiefgreifenden Heidebrand II. – Natur und Heimat 54, 3, 81–82.

Schiefer, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Vegetations- und Standortsentwicklung auf 16 verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichen Behandlungen (Beweidung, Mulchen, kontrolliertes Brennen, ungestörte Sukzession). – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22, 1–325.

Schiefer, J., 1982: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme? Einige Erfahrungen mit dem kontrollierten Brennen auf Brache-Versuchsflächen. – Natur und Landschaft 57, 7/8, 264–268.

Schiefer, J., 1983: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf die Vegetation und Standort auf verschiedenen Brache-Versuchsflächen. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 4. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 259–276.

Schmidt, W., 1929: Waldbrandboden und Keimling! – Der Deutsche Forstwirt 11, 37, 193–194.

Schreiber, K. F., 1978: Kontrolliertes Brennen als Pflegemaßnahme in der Brachlandbewirtschaftung. – Freiburger Waldschutz Abh. 1, 1, Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 107–124.

Schreiber, K. F., 1981: Das kontrollierte Brennen von Brachland – Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine Zwischenbilanz über feuerökologische Untersuchungen. – Angew. Bot. 55, 255–275.

Schreiber, K. F., 1995: Renaturierung von Grünland – Erfahrungen aus langjährigen Untersuchungen und Managementmaßnahmen. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 7, 111–139.

Tüxen, R., 1966: Die Lüneburger Heide: Werden und Vergehen einer Landschaft. – Anthropogene Vegetation (R. Tüxen, Hrsg.), 379–395. Junk, Den Haag, 398 S.

Tüxen, J., 1976: Über die Regeneration von Hochmooren. – Telma 6, 219–230.

Wagenitz-Heinecke, R., 1958: Zur Vegetationsentwicklung auf Brand- und Schlagflächen in märkischen Kiefernwäldern. – Wiss. Z. d. Pädagog. Hochschule, Math.-Nat. Reihe 4, 1, 55–64.

Webb, N.R., 1997: Effects of fires on heathland communities: experiences from Southern England. – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Wegener, U., 1980: Praktische Hinweise zur Pflege von geschützten, landwirtschaftlich nicht genutzten Rasengesellschaften mit Hilfe des Flämmens. – Naturschutzarb. in Berlin und Brandenburg 16, 3, 75–78.

Wegener, U., 1988: Pflegekonzeption für Heide- und Hutungsflächen (NSG Harslebener Berge-Steinholz). – Naturschutzarbeit für die Bez. Halle und Magdeburg 25, 29–36.

Wegener, U., 1993: Pflegevarianten für Heideflächen am Beispiel des Naturschutzgebietes „Harslebener Berge Steinholz". – Natur- und Landschaftspflege in Brandenburg 2, 4, 19–22.

Wegener, U., 1997: Feuereinsatz zur Pflege von Trockenrasen. – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Wegener, U., Kempf, H., 1982: Das Flämmen als Pflegemethode landwirtschaftlich nicht genutzter Rasengesellschaften. – Landschaftspfl. und Natursch. Thüringen 19, 57–63.

Werkgroup Heidebehoud en Heidebeheer, 1988: De heide heeft toekomst. – Bericht des Direktorats für Umweltschutz beim niederländischen Ministerium für Landwirtschaft und Fischerei, 135 S.

Willerding, U., 1969: Abflämmen von Hecken. – Naturwiss. Rundschau 22, 7, 309.

Zimmermann, R., 1975: Einfluß des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen im Kaiserstuhl. – Natur und Landschaft 50, 183–187.

Zimmermann, R., 1979: Der Einfluss des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen im Kaiserstuhl. – Phytocoenologia 5, 447–524.

4. Fauna

Bauchhenß, J., 1980: Auswirkungen des Abflämmens auf die Bodenfauna einer Grünlandfläche im Spessart. – Bayr. Landw. Jahrb. 57, 100–114.

Bergmann, V., 1972: Die Wirkung des Abbrennens der Bodendecke auf Organismen und Boden. Eine Literaturübersicht. – Zulassungsarbeit Univ. Freiburg, 72 + VIII S. (unveröff.).

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

Brabetz, R., 1978: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Spinnen und Schnecken einer Brachfläche bei Rothenbuch im Hochspessart. Ein Beitrag zur Kenntnis der Spinnenfauna des Rhein-Main-Gebietes. – Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 29, 124 S.

Buck, C.-H., 1979: Auswirkungen eines Waldbrandes auf Tiere und Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Mäuse und Arthropoden. – Drosera 2, 5, 63–80.

Gatter, W., 1996: Das Abflämmverbot als Rückgangsursache von Singvögeln? – Orn. Anz. 35, 163–171.

Gossow, H., 1978: Feuer im Habitat Management. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 83–98.

Handke, K., 1997: Zur Wirbellosenfauna regelmäßig gebrannter Brachflächen in Baden-Württemberg 1983/84. – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Handke, K., 1988: Faunistisch ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster 8, 157 S.

Handke, K., Schreiber, K.-F., 1985: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. – Paderborn: Ferd. Schöningh, Münstersche Geogr. Arb. 20, 155–186.

Hoffmann, B., 1980: Vergleichend ökologische Untersuchungen über die Einflüsse des kontrollierten Brennens auf die Arthropodenfauna einer Riedwiese im Federseegebiet (Südwürttemberg). – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52, 2, 691–714.

Klaus, S., 1993: Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) als Nutznießer von Bränden und anderen Katastrophen im Walde. – Materialien zu Naturschutz und Landespflege 1, 19–25.

Klaus, S., 1997: Bedeutung von Feuer für Lebensräume der Rauhfußhüh-

ner (Tetraoninae). – NNA-Berichte 10 (im Druck).

Lunau, K., Rupp, L., 1983: Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 4. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 277–297.

Lunau, K., Rupp, L., 1988: Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 63, 69–116.

Lütkepohl, M., 1996: Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 9, 1, 48–53.

Neuschulz, F., 1991: Spontane Ansiedlung selterner Kleinvogelarten in neu entstandenem Lebensraum. – Seevögel 12, Sonderheft, 75–78.

Podloucky, R., 1988: Zur Situation der Zauneidechse, *Lactera agilis linneatus,* 1758, in Niedersachsen – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – Mertensiella 1, 146–166.

Puschnig, M., Schettler-Wiegel, J., 1987: Untersuchung über den Einfluß des kontrollierten Brennens auf die in der Vegetationsschicht überwinternde Makrofauna im Neustädter Moor, Landkreis Diepholz. – Univ. Bremen, Fachber. 2 Biologie-Ökologie. Studie im Auftrag des Landes Niedersachsen, Bezirksregierung Hannover, 88 S. + Anhang.

Puschnig, M.; Schettler-Wiegel, J., 1990: Direkte Wirkung kontrollierten Brennens auf die Überwinterungsfauna eines gestörten Hochmoores. – Mitt. dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 7, 681–685.

Restin, M., 1995: Ökologische Auswirkungen eines Waldbrandes auf die Zusammensetzung der Carabidenfauna. – Dipl. Arb. Fachb. Biologie (FB 23), Freie Univ. Berlin, 137 S, (unveröff.).

Retzlaff, H., Rubrecht, D., 1991: Insektenfauna und Ökologie der Binnendünen in der südlichen Senne, 4. Teil Springschrecken (Saltatoria). – Mitt. Arbeitsgem. ostwestfälisch-lippischer Entomologen 7, 1, 1–25.

Riess, W., 1975: Feuer für die Vögel. – Wir und die Vögel 7, 6, 22–25.

Riess, W., 1978: Zur Wirkung von kontrolliertem Feuer auf Arthropoden. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 29–46.

Riess, W., 1980: Möglichkeiten der Feuerökologie zum Management von Vogelbiotopen. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16, 97–105.

Schaefer, M., 1980: Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. II. Spinnen (Araneida) und Weberknechte (Opilionida). – Forstw. Cbl. 99, 341–356.

Schauermann, J., 1980: Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten IV. Moderkäfer (Lathridiidae). – Forstw. Cbl. 99, 366–371.

Webb, N.R., 1994: Post-fire succession of crypostigmatic mites (*Acari cryptostigmata*) in an Calluna-Heathland soil. Pedobiologia 38, 138–145.

Winter, K., 1978: Einfluss eines Waldbrandes auf die Invertebratenfauna eines Kiefernwaldes. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 47–58.

Winter, K., 1980: Auswirkungen des Waldbrandes auf Wirbeltiere. – Forstw. Cbl. 99, 371–375.

Winter, K., Schauermann, J., Schaefer, M., 1980: Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. I. Methoden und allgemeiner Überblick. – Forstw. Cbl. 99, 324–340.

Winter, K., 1980: Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. III. Laufkäfer (Carabidae). – Forstw. Cbl. 99, 356–365.

Winter, K., Altmüller, R., Hartmann, P., Schauermann, J., 1976: Forschungsprojekt Waldbrandfolgen: Popoulationsdynamik der Invertebratenfauna in Kiefernforsten der Lüneburger Heide. – Verh. Ges. f. Ökologie, 223–234.

5. Boden und Klima

Allen, S. E., 1966: Chemical aspects of heather burning. – J. Appl. Ecol. 1, 347–367.

Beese, F., Divisch, R. F., 1980: Zum Stoffaustrag eines durch Waldbrand beeinflußten Braunerde-Podsols unter Kiefer. – Forstw. Cbl. 99, 273–283.

Crutzen, P. J, Goldammer, J. G. (eds.), 1993: Fire in the environment: The ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires. Dahlem Workshop Reports. Environmental Sciences Research Report 13. John Wiley & Sons, Chichester, 400 S.

Gliemeroth, G., Niklas, W., 1976: Strohdüngung und Strohverbrennen in einer Winterweizen-Monokultur bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Zwischenfrucht-Einschaltung in ihren Wirkungen auf Ertrag, Krankheitsbefall und Verunkrautung. – Z. Acker- u. Pfl.-bau 143, 51–65.

Goldammer, J. G., Andreae, M. O., Helas, G., Meixner, F., 1994: Vegetationsbrände. Auswirkungen auf Ökosysteme, Atmosphäre und Klima. – Labor 2000 – 1994 (Sonderausgabe LaborPraxis), 48–59.

Goldammer, J.G., 1994: Vegetationsbrände und globales Klima: Wechselwirkungen. – Entwicklung und Ländlicher Raum 28, 1, 6–10.

Hetsch, W., 1980: Bodenphysikalische und bodenchemische Auswirkungen eines Waldbrands auf einen Braunerde-Podsol unter Kiefer. – Forstw. Cbl. 99, 257–273.

Hoyningen-Huene, J. v., Knoblauch, F. J., 1978: Das Problem der Strohverbrennung aus bodenklimatologischer Sicht. – Kali-Briefe (Büntehof) 14, 3, 207–212.

Hurle, K., 1978: Einfluss des Strohverbrennens auf Aktivität, Sorption und Abbau von Herbiziden im Boden. – Med. Fac. Land-bouw. R.–Univ. Gent 43, 1097–1107.

Jagnow, G., Graff, O., 1957: Bodenbiologische Untersuchungsergebnisse zur Beurteilung des Einflusses der Strohverbrennung auf die Bodenmikroflora und auf die Bodenfruchtbarkeit. – Ber. Ldw. 52, 678–681.

Lötschert, W., 1970: Heidelandschaft. – Naturschutz und Naturparke 58, 14–17.

Pierovich, J. M., 1978: Rauchmanagement in der Forstwirtschaft. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 71–72.

Riess, W., 1976: Die Wirkungen kontrollierten Feuers auf den Boden und die Mikroorganismen. – Forum Umwelt Hygiene 27, 259–263.

Ulrich, B., 1980: Die Bedeutung von Rodung und Feuer für die Boden- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. – Forstw. Cbl. 99, 376–384.

Viro, P. J., 1974: Effects of forest fire on soil. – In: Fire and ecosystems (T.T. Kozlowski and C.E. Ahlgren, eds.), 7-46. Academic Press, New York, San Francisco, London, 542 p.

Walter, H., 1967: Das Feuer als natürlicher klimatischer Faktor. – Ser. Botanica 6, 113–119.

Weiß, A., 1975: Untersuchungen bodenökologischer Auswirkungen des Strohverbrennens auf Getreidefeldern. – Natur u. Landschaft 50, 276–278.

Weiss, K. F., Goldammer, J. G. (red.), 1994: Feuer in der Umwelt. Ursachen und ökologische Auswirkungen von Vegetationsbränden. Konsequenzen für Atmosphäre und Klima. – Arbeitsgruppe Feuerökologie und Biomasseverbrennung, Max-Planck-Institut für Chemie, Abteilung Biogeochemie, c/o Universität Freiburg. Arbeitsbericht 1992–94. Selbstverlag, 136 S.

6. Wald (ohne Waldbrandverhütung- und -bekämpfung)

Anonymus, 1976: Erfahrungen bei der Brandkatastrophe in Niedersachsen und Fragen der Feuerökologie. – Allg. Forst Z. 31, 151.

Anonymus, 1978: Kampf dem Waldbrand. – Allg. Forst Z. 28, Sonderdruck 1978.

Baumgartner, A., Raschke, E., Klemmer, L., Waldmann, G., 1967: Waldbrände in Bayern 1950–1959. – Allg. Forst Z. 22, 220–222.

Borchers, K., Schmidt, K., 1973: Nachweis der Herkünfte für die derzeitigen Kiefernvorkommen im nördlichen Niedersachsen. – Mitt. Niedersächsische Landesforstverwaltung 21, 421 S.

Conrad, A., 1925: Das Bodenfeuer als Freund des Forstmannes. – Forstl. Wochenschrift Silva 13, 139–141.

Deichmann, 1957: Waldbrandgefahren im Frühjahr. – Allg. Forst Z. 12, 212-214.

Goldammer, J. G., 1979: Der Einsatz von kontrolliertem Feuer im Forstschutz. – Allg. Forst- u. J. Ztg. 150, 41–44.

Goldammer, J. G., 1985: Feuer und Wald. – In: Impacts de l'Homme sur la Forêt, 403–417. Symp. IUFRO, Strasbourg 1984. Colloques de l'INRA 30, Paris, 512 p.

Goldammer, J. G., 1983: Sicherung des südbrasilianischen Kiefernanbaues durch kontrolliertes Brennen. – Hochschul-Verlag Freiburg, Forstwiss. Bd. 4, 183 p.

Goldammer, J. G., 1983: Kontrolliertes Brennen im Feuer-Management südbrasilianischer Kiefernaufforstungen. – In: DFG-Symposion „Feuerökologie" (J.G. Goldammer, ed.), 211–239. Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 301 p.

Martin, R. E., Diemer, M. N., Goldammer, J. G., 1983: Kontrolliertes Brennen im Westen der Vereinigten Staaten von Amerika. – In: DFG-Symposion „Feuerökologie" (J.G. Goldammer, ed.), 130–154. Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 301 p.

Goldammer, J.G., 1988: Limitations and needs in maintaining or restoring prescribed fire regimes in natural forest lands and plantations. – In: Proc. Int. Workshop on Prescribed Burning (Avignon, France, March 1988), 21–30. I.N.R.A. Stat. Sylvicult. Méditerr., Avignon, 346 p.

Gräser, G., 1996: Automatisches Waldbrandfrühwarnsystem. Allg. Forst Z. 51, 1336–1338.

Hemser, 1932: Die Bedeutung von Waldbränden für Aufbau und Verjüngung europäischer Urwälder. – Allg. Forst- u. J.-Ztg. 108, 108–113.

Kronauer, H., 1996: Waldbrandstatistik 1995. – Allg. Forst. Z. 51, 1339.

Kürschner, K., Röhrig, E., 1980: Der Waldbrand im Staatlichen Forstamt Lüß (Niedersachsen). – Forstw. Cbl. 99, 249–253.

Langholz, H., Schmidtmayer, E., 1993: Meteorologische Verfahren zur Abschätzung des Waldbrandrisikos. – Allg. Forst Z. 48, 394–396.

Lockert, A., 1991: Die Entwicklung der Waldbrandsituation und der Feuerschutzpolitik seit dem 19. Jahrhundert in Deutschland. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, 114 S. (unveröff.).

Markalas, S., 1979: Laboruntersuchungen über die Rolle weggeworfener Zigarettenstummel als Zündursache von Waldbränden. – Allg. Forst- u. J.-Ztg. 156, 193–196.

Melechow, H., 1934: Zur Frage der natürlichen Verjüngung der Fichte auf Brandflächen. – Forstw. Cbl. 56.

Mißbach, K., 1969: Die Waldbrandstatistik der DDR von 1949-1966. – Die sozialistische Forstwirtschaft 19, 71–76.

Mißbach, K., 1982: Waldbrand. Verhütung und Bekämpfung. VEB Dt. Landwirtschaftsverlag Berlin, 3. Auflage, Leipzig, 108 S.

Otto, H. J., 1980: Waldbauliche Überlegungen und Maßnahmen im Gefolge der Waldbrände von 1975 und 1976 in Niedersachsen. – Forstw. Cbl. 99, 385–386.

Restin, M., 1996: Waldbrand – eine Katastrophe? – Ökowerkmagazin 7 + 8, 46–47.

Stanley, G. W., 1978: Anwendung des Feuers in der Forstwirtschaft. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 125–140.

Steffens, J., 1973: Waldbrandbekämpfung in Sturmwurfgebieten – aber wie? – Allg. Forst Z. 27, 182–183.

Viro, P. J., 1978: Brandwirtschaft im Waldbau. – Freiburger Waldschutzabhandlungen 1, 1. Hrsg. v. Forstzool. Inst. d. Univ. Freiburg i. Br., 99–106.

Vité, P., Goldammer, J. G., 1977: Verwendung des kontrollierten Feuers als forsttechnische Maßnahme in Waldbau und Forstschutz. – Allg. Forst Z. 32, 368–369.

Zedlick, S., 1979: Prescribed Burning als Forstwirtschaftliche Maßnahme. Dipl. Arb. Fachb. Biologie Univ. Hamburg, 236 S. (unveröff.).

Zimmer, S., 1985: Synoptische Darstellung der rechtlichen Grundlagen zur Waldbrandverhütung und -bekämpfung in der Bundesrepublik Deutschland. – Dipl. Arb. Forstwiss. Fak. Univ. Freiburg, 138 S. (unveröff.).

Anschrift der Verfasser

Arbeitsgruppe Feuerökologie
Max-Planck-Institut für Chemie
Abteilung Biogeochemie
c/o Universität Freiburg
Postfach
79085 Freiburg

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
- Naturschutzpädagogik
- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag
- Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyerser Moor

Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration"

2. Jahrgang (1991)

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
- Synethie und Alloethie bei Anatiden
- Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen
- Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
- Ergebnisse des „Beached Bird Survey"

Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)
- Landwirtschaft und Naturschutz
- Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

4. Jahrgang (1993)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
- Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
- Die Zukunft des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide

Sonderheft

„Einer trage des Anderen Last" 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
- Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
- Bibliographie Säugetierkunde

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Vollzug der Eingriffsregelung
- Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
- Bauleitplanung und Naturschutz

Heft 4: Themenschwerpunkte
- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
- Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- Naturschutz in der Landwirtschaft

Heft 5: Themenschwerpunkte
- Naturschutz in der Forstwirtschaft
- Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

Heft 6: Themenschwerpunkte
- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
- Normen und Naturschutz
- Standortbestimmung im Naturschutz
  Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Die Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturschutz als Aufgabe der Politik
- Gentechnik und Naturschutz

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Naturschutzstationen in Niedersachsen
- Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
- Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Naturschutz am ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifen
- Militärische Übungsflächen und Naturschutz
- Naturschutz in einer Zeit des Umbruchs
- Naturschutz im Baugenehmigungsverfahren

Heft 4: Themenschwerpunkte
- Perspektiven und Strategien der Fließgewässer-Revitalisierung
- Die Anwendung von GIS im Naturschutz

Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Untersuchungen zur Fauna des Bauerngartens von Hof Möhr

6. Jahrgang (1995)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen
- Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland
- Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Bauleitplanung und Naturschutz
- Situation der unteren Naturschutzbehörden
- Aktuelle Fragen zum Schutz von Wallhecken

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Fördermaßnahmen der EU und Naturschutz
- Strahlen und Türme – Mobilfunk und Naturschutz
- Alleen – Verkehrshindernisse oder kulturelles Erbe

Sonderheft

3. Landesausstellung – Natur im Städtebau, Duderstadt '94
Themenschwerpunkte
- Umweltbildung in Schule und Lehrerausbildung
- Landschaftspflege mit der Landwirtschaft
- Ökologisch orientierte Grünpflege an Straßenrändern

7. Jahrgang (1996)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Kooperation im Natur- und Umweltschutz zwischen Schule und öffentlichen Einrichtungen
- Umwelt- und Naturschutzbildung im Wattenmeer

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Flurbereinigung und Naturschutz
- Bioindikatoren in der Luftreinhaltung

8. Jahrgang (1997)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Natur- und Landschaftserleben – Methodische Ansätze zur Inwertsetzung und Zielformulierung in der Landschaftsplanung
- Ökologische Ethik

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Quo Vadis Eingriffsregelung
- Vögel in der Landschaftsplanung

**** Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).***

Veröffentlichungen aus der NNA

NNA-Berichte*

Band 2 (1989)

Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: Obstbäume in der Landschaft/Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten
Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 176 Seiten

Band 5 (1992)

Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten
Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektive · 72 Seiten
Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Band 6 (1993)

Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? 48 Seiten
Heft 2: „Ranger" in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten
Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege 80 Seiten

Band 7 (1994)

Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten
Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten
Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten
Heft 4: Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten
Heft 2: Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland · 129 Seiten

Band 9 (1996)

Heft 1: Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen · 130 Seiten
Heft 2: Flächenstillegung und Extensivierung in der Agrarlandschaft – Auswirkungen auf die Agrarbiozönose 73 Seiten
Heft 3: Standortplanung von Windenergieanlagen unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten · 54 Seiten

Band 10 (1997)

Heft 1: Perspektiven im Naturschutz · 71 Seiten
Heft 2: Forstliche Generhaltung und Naturschutz · 57 Seiten
Heft 3: Bewerten im Naturschutz · 124 Seiten
Heft 4: Stickstoffminderungsprogramm · 52 Seiten
Heft 5: Feuereinsatz im Naturschutz · 181 Seiten

* *Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).*