FREIBURGER WALDSCHUTZ-ABHANDLUNGEN

Herausgegeben vom
Forstzoologischen Institut
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Band 1

VW-SYMPOSION »FEUERÖKOLOGIE«

Heft 1

Symposions-Beiträge

Heft 2

Johann Georg GOLDAMMER
Feuerökologie und Feuer-Management

Freiburg im Breisgau 1978

FREIBURGER WALDSCHUTZ-ABHANDLUNGEN

Herausgegeben vom
Forstzoologischen Institut
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Band 1

VW-SYMPOSION »FEUERÖKOLOGIE«

Heft 2

Johann Georg GOLDAMMER

Feuerökologie und Feuer-Management

Freiburg im Breisgau 1978

V O R W O R T

In derdeutschsprachigen Literatur sind bisher wenige Arbeiten zu finden die sich mit der Ökologie des Feuers beschäftigen. Erst in jüngerer Zeit und insbesondere nach den Waldbränden der Jahre 1975 und 1976 ist in Deutschland ein Interesse an feuerökologischer Forschung zu erkennen.

Das von der Stiftung Volkswagenwerk geförderte Symposion "Feuerökologie" an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität Freiburg im April 1977 hat aufgezeigt, dass dieses Gebiet in Forschung und Lehre bei uns bisher vernachlässigt worden ist. Deswegen sollten die im Ausland gesammelten Erfahrungen in übersichtlicher und greifbarer Form in deutscher Sprache zur Verfügung stehen und Hinweise auf weiterführende Literatur geben.

Die Anregung zu der vorliegenden Arbeit entstand anlässlich eines wildbiologischen Kolloquiums im Januar 1974 unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. H. GOSSOW, dem ich für seine kritischen Bemerkungen zum Kapitel Habitat Management dankbar bin.

Herrn Prof. Dr. J. P. VITÉ danke ich für seine Initiative um das Symposion Feuerökologie und für die Förderung meiner Arbeit am Institut. Mit seiner Unterstützung konnten meine Arbeitsaufenthalte in den USA im Wintersemester 1974/75 und im Herbst 1976 ermöglicht werden.

Ebenfalls danke ich Herrn Dr. h.c. E. V. KOMAREK für die Ermöglichung meines Studienaufenthaltes auf Tall Timbers Research Station in Florida.

Freiburg i. Brsg., im Dezember 1977 Johann Georg Goldammer

Inhaltsübersicht

		Seite
1.	EINLEITUNG: DIE FEUERÖKOLOGIE ALS WISSENSCHAFT	5
2.	DIE EVOLUTIONÄRE BEDEUTUNG DES FEUERS	7
2.1.	Selektion und Anpassung	8
2.2.	Mutation durch Blitzschlag und Feuer?	15
3.	MENSCH UND FEUER	17
3.1.	Wie kam der Mensch zum Feuer? Versuch einer Erklärung	18
3.2.	Glaube und unbewusste Rationalisierung	19
4.	FEUER-MANAGEMENT	23
4.1.	Feuer-Management in den USA	26
4.1.1.	Beeinflussung des sukzessionalen Zustandes	27
4.1.2.	Vorbeugungsmassnahmen gegen Schadfeuer	29
4.1.3.	Schlagraumbeseitigung, Bestandsbegründung, Naturverjüngung	38
4.1.4.	Bekämpfung von Pflanzenkrankheiten	44
4.2.	Feuer-Management in Australien	46
4.2.1.	Die Hartlaubgewächswälder Australiens	46
4.2.2.	Kontrolliertes Brennen	49
4.2.3.	Naturschützer und Naturschutzparks	52
4.3.	Feuer-Management in Skandinavien	53
4.3.1.	Gibt es in Skandinavien Feuer-Ökosysteme?	53
4.3.2.	Kontrolliertes Brennen in Skandinavien	56
5.	DIE DURCHFÜHRUNG DES KONTROLLIERTEN BRENNENS	60
5.1.	Zielsetzung	60
5.2.	Faktoren, die das Verhalten des Feuers bestimmen	61
5.2.1.	Meteorologische Bedingungen	61
5.2.2.	Eigenschaften und Menge des brennbaren Materials	63
5.2.3.	Topographie	64
5.3.	Die Techniken des kontrollierten Brennens	66
5.4.	Entzündungsmethoden	68
6.	AUSWIRKUNGEN DES FEUERS AUF DEN BODEN	87
6.1.	Temperaturen	87
6.1.1.	Temperaturen während des Brennens	87
6.1.2.	Bodentemperaturen nach dem Brennen	91
6.2.	Bodenfeuchtigkeit, Wasserhaushalt und Erosion	93
6.3.	Bodentextur	94
6.4.	Bodenchemismus	95
6.4.1.	Bodenacidität	96
6.4.2.	Organische Substanz	97
6.4.3.	Stickstoff	98
6.4.4.	Die wichtigsten Makronährstoffe	102
6.5.	Bodenorganismen	102
6.5.1.	Bakterien und Actinomyceten	102
6.5.2.	Pilze	106
6.5.3.	Bodenfauna	107

Seite

7. EINFLUSS DES FEUERS AUF DIE LUFTQUALITÄT
RAUCH-MANAGEMENT 111

7.1. Die Emission 111
7.2. Emission und Brenntechnik 115
7.3. Hinweise auf das Rauch-Management beim kontrollierten Brennen 115

8. FEUER IM HABITAT-MANAGEMENT 117

8.1. Habitat Management als Tragfähigkeitsverbesserung 117
8.2. Feuer in der Schädlingsbekämpfung 121

9. FEUER IN DEUTSCHLAND - BEISPIELE AUS DER GESCHICHTE 123

9.1. Die Erhaltung der norddeutschen Heidegebiete in ihren heutigen Grenzen 123
9.2. Der Brandwaldfeldbau 125

10. ANWENDUNGSMÖGLICHKEITEN DES FEUERS IN DER BUNDESREPUBLIK 128

10.1. Feuer im Naturschutz 128
10.2. Kontrolliertes Brennen in deutschen Kiefernwäldern zur Verhütung von Waldbrandkatastrophen? 131
10.3. Modell-Vorschlag zum kontrollierten Brennen 133
10.4. Rechtliche Hindernisse und Möglichkeiten 134

11 LITERATUR 136

1. EINLEITUNG: DIE FEUERÖKOLOGIE ALS WISSENSCHAFT

In der Forstwissenschaft wird dem Problem des Feuers in der Natur ein besonderer Platz eingeräumt. Waldbrände, durch Blitzschlag oder den Menschen verursacht, zerstören noch heute in aller Welt jährlich grosse Waldbestände. Die potentielle Waldbrandgefahr ist in Industrieländern nicht minder als in den wenig erschlossenen Gebieten der Erde. Das Beispiel der Feuerkatastrophe des Sommers 1975 in Norddeutschland mag ein Beispiel dafür sein. Waldbrände in dichtbesiedelten Ländern, wie in Mitteleuropa, stellen nicht nur eine Bedrohung für den Menschen und seine Siedlungen dar, sondern sie bedeuten auch einen grossen socio-ökonomischen Verlust.

Das Gedankengut der europäischen Forstwissenschaft ist in alle Teile der Welt exportiert worden und hat massgeblich dazu beigetragen, dass in vielen Ländern die Idee einer geregelten Forstwirtschaft überhaupt erst aufgegriffen wurde. Hierzu gehörte auch die Notwendigkeit der Waldbrandbekämpfung, die ihren Niederschlag in der Entwicklung von Bekämpfungs-Techniken oder vorbeugenden waldbaulichen Massnahmen fand. In Nordamerika, besonders in den USA, wurde die Technik der Waldbrandbekämpfung seit dem 1. Weltkrieg vervollkommnet. Heute steht neben einem dichten Netz von Feuerüberwachungseinrichtungen ein schlagkräftiger Apparat zur Waldbrandbekämpfung zur Verfügung. Dieses Waldbrandbekämpfungssystem wurde dann auch mit Erfolg eingesetzt; viele Wald- und Buschbrände konnten bekämpft und unterdrückt werden. Und nicht nur die Technik wurde vervollständigt, sondern es wurde auch das Verantwortungsbewusstsein der Bevölkerung für dieses Problem geweckt. Wenn auch der Anteil der durch den Menschen verursachten Waldbrände immer noch sehr gross ist, konnte doch mit Hilfe der Massenmedien erfolgreiche Aufklärung geleistet werden. Aus ihr erwuchs ein Symbol der Feuerverhütung "Smokey", der Bär, mit dessen Hilfe der U. S. Forest Service sein Vorgehen erfolgreich durchführen konnte. Man schien dem Ziel, das Feuer aus dem Wald und der offenen Landschaft zu verdrängen, näher gekommen zu sein.

Es hat sich erst später erwiesen, dass dieses "Dogma" der strikten Feuerverhütung im Denkansatz einen Fehler hatte: Es war fixiert auf die Idee, dass das Feuer in der Natur nur eine zerstörende Wirkung habe. Damit war die Vorstellung über das Feuer erschöpft und liess wenig Raum für andere Auffassungen.

Hier ist der Punkt erreicht, bei dem diese Arbeit ansetzen soll, nämlich zu untersuchen, welche Auswirkungen das Feuer auf die Umwelt hat, und zwar über die Rolle als "zerstörendes Agens" hinaus. Denn dem Feuer fällt eine grosse Bedeutung als ökologischer Faktor zu. Im anglo-amerikanischen Sprachgebrauch wurde der Begriff "fire ecology" geprägt, schlicht übertragen also "Feuerökologie". Dieses Teilgebiet der Ökologie beschäftigt sich mit der Auswirkung des Feuers auf die Umwelt. Darüber hinaus wird das Feuer als integrierter Bestandteil der Umwelt gesehen und somit auf seine F u n k t i o n in der Biosphäre hin untersucht.

In der vorliegenden Arbeit wird eine Einführung in die Feuerökologie und das Feuer-Management gegeben. Damit soll eine Lücke in der deutschsprachigen Literatur geschlossen werden.

2. DIE EVOLUTIONÄRE BEDEUTUNG DES FEUERS

Das Feuer muss immer ein dominierender ökologischer Umweltfaktor gewesen sein. Die Hauptursache für das Feuer war der Blitz, weitaus weniger vulkanische Tätigkeit, Reibung oder chemische Reaktionen. KOMAREK (1964, 1966) setzt bei seinen Betrachtungen über die Feuerökologie daher ein grundlegendes meteorologisches Verständnis voraus. Er veranschlagt die Anzahl der Gewitter auf der Erde auf etwa 16 Millionen pro Jahr mit durchschnittlich etwa 100 Blitzschlägen pro Sekunde.

Neuere deutsche Untersuchungen nennen für die Bundesrepublik Deutschland eine jährliche Anzahl von rund einer Million Blitz-Einschlägen; im Norden schlägt es pro Quadratkilometer zweimal, im Süden siebenmal ein (ANONYMUS, 1975). In anderen Klimaregionen der Erde können diese Zahlen wesentlich höher sein. So schaffen im Südwesten der USA, der sogenannten "lightning fire bioclimatic region", die geographische Lage, Topographie und das Aufeinandertreffen feuchtwarmer labiler Luftmassen auf kontinentale arktische Kaltluft ideale Voraussetzungen für Gewitter und Blitzschlag (KOMAREK, 1969).

Entsprechend hoch ist die Anzahl der durch Blitzschlag entstandenen Brände im Wald und der offenen Landschaft (grassland):

Der U.S. Forest Service berichtet in einem 22-Jahres-Zeitraum (1945-1966) von 33.965 durch Blitzschlag entstandenen Bränden auf einer Fläche von 8.244.785 ha in den Nationalforsten von Arizona und New Mexico. Das bedeutet im Durchschnitt ein Feuer auf einer Fläche von ca. 243 ha für diesen Zeitraum.

Welche Rolle spielt nun das Feuer als evolutionärer Faktor in den "lightning fire bioclimatic regions", wenn sich dort Pflanzengesellschaften bilden, die KOMAREK als "complex fire mosaic of vegetations" bezeichnet?

2.1 Selektion und Anpassung

Es ist anzunehmen, dass das Feuer über lange Zeiträume hinweg einen starken selektiven Druck auf seine Umwelt ausgeübt hat. Dieser Druck bewirkte, dass Tier- und Pflanzenwelt Anpassungen entwickelten, um die Einwirkung des Feuers überleben zu können. Darüber hinaus konnten sich Vegetationsformen entwickeln, deren Zusammensetzung, Erhaltung und Verbreitung direkt abhängig vom Feuer waren. Damit eng verknüpft war das Auftreten von Tierarten mit spezifischen Habitatansprüchen.

Pflanzen- und Tiergesellschaften bilden Ökosysteme, die in ihrer Entwicklung in einem sukzessionalen Stadium (Subklimax) stehen bleiben. Bei dem Fernhalten der Komponente Feuer verändern sie sich wesentlich: Die Folge ist eine Weiterentwicklung zu einem Klimax-Stadium, in dem das Artenspektrum verschoben ist, und an dessen Höhepunkt eine artenärmere, überalterte und dekadente oder vollkommen andersartige Gesellschaft stehen kann (EASTMAN, 1972). Feuerabhängige Ökosysteme, die der ständigen Erneuerung und Verjüngung bedürfen, kann man daher als d y n a m i s c h bezeichnen (WRIGHT, 1974). In der Literatur findet man noch den Begriff "fire climax".

Solche Pflanzengesellschaften gibt es hauptsächlich in trockenen und halbtrockenen Gebieten der Erde. Dort ist die Streuzersetzung wegen schwacher mikrobieller Tätigkeit sehr gering. Biologischer Abbau und Nachlieferung toter Vegetationsreste stehen in einem Ungleichgewicht. Und so findet eine kontinuierliche Nachlieferung von brennbarem Material statt. Periodische Bodenfeuer, durch Blitzschlag entstanden, verhindern die Anhäufung des Materials. Durch die Asche werden viele Nährstoffe in mineralischer Form freigegeben, die sonst nicht verfügbar wären.

Die Intensität der periodischen Feuer hängt von der Brennbarkeit und Menge des brennbaren Materials ab. Es handelt sich dabei um abgestorbene Vegetationsreste (Blätter, Nadeln, Zweige,

Rinde, Gras), um Buschvegetation (in Savanne und Grasland) oder Unterstand (in den Wäldern). MUTCH (1970) stellte nach seinen Laborversuchen mit Vegetationsresten aus verschiedenen Pflanzengesellschaften fest, dass "feuerabhängige Pflanzengesellschaften leichter brennen als nichtfeuerabhängige, da natürliche Selektion die Entwicklung von Eigenschaften begünstigt hat, die sie in höherem Grade entzündbar machen."

Wenn also in diesen Pflanzengesellschaften in mehr oder weniger regelmässigen Abständen Feuer entstehen (natürliche Feuer-Periodik), wird dieses brennbare Material immer wieder abgebaut. Damit bleibt die Intensität der Feuer relativ gering. In den Kiefernwäldern Amerikas oder den Eucalyptuswäldern Australiens laufen sie als Bodenfeuer durch die Bestände und sind selten in der Lage, in vernichtende Kronenfeuer überzugehen.

Die Bedeutung dieser periodischen Feuer wurde vielerorts erst dann erkannt, wenn sich nach jahrzehntelanger erfolgreicher Feuerverhütung das Brennmaterial in den Wäldern unnatürlich stark angehäuft hatte. Dadurch war ein hohes "Energiepotential" entstanden, das ausreichend war, einen Waldbrand (Schadfeuer) zu erzeugen.

In diesen Pflanzengesellschaften können sich nur diejenigen Pflanzenarten erhalten und weiterentwickeln, die in der Lage sind, solche relativ schwachen Feuer zu überleben. Sie mussten Eigenschaften entwickeln, die sie die Einwirkung von Flammen ertragen liessen. Ein Beispiel für eine feuerangepasste Baumart ist der Mammutbaum (*Sequoia gigantea* (Lindl.) Decne), ein Relikt aus einer Zeit vor 60 Mill. Jahren, als es noch über 40 dieser Arten auf der Erde gab. Er ist der am meisten feuerresistente Baum, den wir heute kennen: Er kann stärkste Waldbrände überstehen, da seine Borke bis zu 60 cm dick werden kann. Die Kiefern- und Eucalyptusarten haben ebenfalls eine starke Borke entwickelt.

Aber nicht nur die Stärke der Borke stellt eine Anpassung an das Feuer dar, sondern auch die Möglichkeit, mit Hilfe des Feuers regenerative Triebe zu bilden oder sich zu vermehren. So löst die Hitze des Feuers bei Pinus serotina Michx. (pond pine) einen hormonalen Mechanismus aus, der zur Sprossbildung an der Stammbasis führt. Hier kann also ein "Stockausschlag" die Neubildung eines Bestandes sichern, falls der alte Bestand durch ein Schadfeuer vernichtet worden ist.

Für eine Gruppe von Kiefern, die in den USA vorkommen, ist eine natürliche Verjüngung ohne Feuer nahezu unmöglich. Denn diese Gruppe der "serotinous conifers" hat Zapfen, die so lange geschlossen am Baum hängen bleiben, bis ein Feuer durch den Bestand läuft. Erst bei höheren Temperaturen, die durch Sonnenbestrahlung allein nicht erreicht werden können, löst sich die harzige Masse, die die Zapfenschuppen abdichtet, so dass die Samen freigelassen werden (AHLGREN, 1974; VOGL, 1967).

Für viele Kiefernarten kann erst ein Bodenfeuer ein geeignetes Keimbett schaffen, indem der mineralische Boden freigelegt wird. Oder die Samenschale muss verletzt werden, damit eine Keimung erfolgen kann (EASTMAN, 1972).

Pollenanalytische Untersuchungsmethoden erlauben festzustellen, wie sich vor Jahrtausenden die Vegetation zusammensetzte. So weist WRIGHT (1974) mit Pollen- und Holzkohle-Analysen in Minnesota den Einfluss des Feuers in den Waldgebieten seit über 9.000 Jahren nach:

"The principal result is that the forest has been reasonably stable for 9000 years, despite severe shortterm perturbations. A Clementsian climax is never reached, because the evolution of each forest stand is repeatedly interrupted by fire, but in the long range the forest mosaic as a whole maintains an equilibrium".

Zwischen Vegetation und Tierwelt ist eine wechselseitige Abhängigkeit gegeben. Viele Tierarten stellen spezifische Habitatansprüche, die sich auf das Vorhandensein eines bestimmten Äsungs- und Deckungsangebotes oder/und auf die geeignete räumliche Ordnung eines Habitats beziehen. Da sich im Verlauf einer fortschreitenden Sukzession die Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaften ändert, stellt sich auch eine entsprechende Verschiebung der Tierarten ein. Dieser Wechsel ist dann besonders stark, wenn heftige Schadfeuer Waldbestände vernichtet haben. Oft werden Jahrzehnte benötigt, bis der frühere Zustand wieder erreicht ist.

Kanadische Untersuchungen zeigen, welchen Einfluss die Waldbrände auf die Zusammensetzung der Haupt-Wildarten haben (SCOTTER, 1964, 1970, 1971). Man wurde auf dieses Problem aufmerksam, als seit der Jahrhundertwende die Waldbrände immer mehr zunahmen. Dabei wurde ein starker Rückgang des nordamerikanischen Rens (Barren-ground caribou, Rangifer tarandus groenlandicus) beobachtet (von ca. 30 Mill. Stück im Jahre 1906 auf ca. 272.000 im Jahre 1955). Gleichzeitig stiegen die Elch-Populationen (Moose, Alces alces) an. Die Hauptäsung für das Karibou stellen verschiedene Flechten dar. Die extrem langsam wachsenden und für die Ernähung wichtigen Baumflechten (Alectoria, Evernia, Usnea) werden durch die Schadfeuer vernichtet. Und durch die Freilegung des Bodens und die erhöhten Bodentermperaturen finden auch die Bodenflechten (Cladonia spp.) erst lange Zeit nach dem Brand wieder ausreichende Wachstumsbedingungen. Der Rückgang des Karibou lässt sich also mit dem mangelnden Äsungsangebot erklären.

Die Elche dagegen verbreiten sich bei beginnender Sukzession sehr stark (Strauchvegetation, Vorwald). Denn die anfliegenden Pionierhölzer (Birke, Aspe, Pappel, Weide, Felsenbirne, Eberesche u. a.) stellen für das Elchwild eine bevorzugte Verbissäsung dar (SCHABEL, 1971). Bei zunehmendem Fortschreiten der Entwicklung zum Wald hin verschwindet es dann wieder. Aus

einer Zählung der Losungshaufen ("pellet-group count") dieser beiden Wildarten in verschiedenen Waldentwicklungs-Stadien entsteht ein sehr bezeichnendes Bild (Übersicht 1).

In den feuerabhängigen Pflanzengesellschaften ist zwar eine gewisse Dynamik vorhanden, aber insgesamt wird ein bestimmter sukzessionaler Status gehalten. So können sich dort Tierarten etablieren, die in anderen Sukzessionsabfolgen immer nur kurzfristig auftreten. Dies gilt vor allem für die Bewohner der Savannen und Grasländer, die über evolutionäre Zeiträume hinweg geprägt wurden. Selbst innerhalb einer Gattung konnten sich verschiedene Tierarten unterschiedlichen Sukzessionsstufen anpassen und sich spezialisieren (Übersicht 2).

Wenn nun der Mensch die natürliche Einflussnahme des Feuers in den feuerabhängigen Ökosystemen unterbindet, dann ist eine einschneidende Veränderung in der Zusammensetzung der Pflanzen- und damit auch der Tierarten unvermeidlich.

Übersicht 1: Durchschnittliche Anzahl der Losungshaufen (pro acre) von Karibou und Elch in Waldbeständen verschiedenen Alters. Nach SCOTTER (1971).

	Altersklassen (Jahre)					
	1 - 10	11 - 30	31 - 50	51 - 75	76 - 120	120 +
	Anzahl der Losungshaufen					
Karibou	18	139	149	498	633	722
Elch	18	49	26	13	13	3

Übersicht 2: Anpassung verschiedener Arten von Rauhfusshühnern an unterschiedliche Sukzessionsstufen. Nach VINCENT, aus SCHABEL (1971).

Wild-Art	Ackerland und frische Brandflächen	Krautgesellschaften	Strauchgesellschaften	Laubwald	Nadelwald
Präriehuhn (*Tympanuchus cupido*)	———	———	———		
Schweif-Waldhuhn (*Pedioecetes phasianellus*)		———	———	———	
Kragenhuhn (*Bonasa umbellus*)			———	———	———
Tannenwaldhuhn (*Canachites canadensis*)					———

2.2 Mutation durch Blitzschlag und Feuer?

Pflanzengenetiker haben festgestellt, dass durch Einfluss von Temperaturerhöhung (Temperaturschocks) bei Mais, Roggen und Weizen als Folgeerscheinung in vielen Fällen eine Chromosomenverdoppelung stattfand (KOMAREK, 1965). In anderen Versuchen wurde nach einem Temperaturschock (40-45° C.) bei Gerste in der Nachfolgegeneration eine Tetraploidiefestgestellt. PETTERSON (1961) setzte die Blütenstände verschiedenster Blumen mit Hilfe eines Brennglases einer kurzen Temperaturerhöhung aus ("until smoke appeared") und stellte bei der nächsten Generation häufige teratologische Erscheinungen fest (Mutationsrate bis zu 40 %). Bei Weizen konnte ein Auftreten von Mutanten beobachtet werden, nachdem keimender Samen einem elektrischen Stromfluss ausgesetzt war (AASE, 1946). KOMAREK (1965) weist auf die genetischen Versuche mit Drosophila spp. hin, die mit Hilfe von Temperatur- und Elektroschocks ähnliche Ergebnisse der Mutagenität bringen.

Da es nun in den feuerabhängigen Ökosystemen häufig zu elektrischen Entladungen (Blitz) und Temperaturschocks (Feuer) kommt, sind somit ausgesprochen günstige Bedingungen für das Auftreten von Mutationen gegeben. In der Familie der Gräser spielt die Polyploidie eine ungewöhnlich starke Rolle, die darin zu sehen ist, dass die Chromosomenanzahl bei vielen Arten fast aller Gattungen ein Vielfaches der Grundanzahl beträgt (STEBBINS, 1965). Und gerade das Grasland ist ein typischer Vertreter eines feuerabhängigen Ökosystems in einem dynamischen Gleichgewicht.

Diese Mutationen bieten natürlich noch keine Feuer-Anpassung per se. Aber alleine ihre erhöhte Häufigkeit verbessert die Möglichkeiten, sich dem Selektionsfaktor Feuer auf vielfältigere Art und Weise zu stellen, so dass vermutet werden darf, dass durch Blitzschlag und Feuer erzeugte Mutanten ihren Beitrag zur Bildung von feuerangepassten und -abhängigen Pflan-

zen geleistet haben. KOMAREK (1965) stellt zusammenfassend fest: " . . . that there is a greater and quicker potential of mutations in a fire environment than in a non-fire one, with all of its evolutionary ramifications".

3. MENSCH UND FEUER

Es ist heute schwer festzustellen, seit wann der Mensch im Besitze des Feuers ist und in der Lage, damit umzugehen. Die Anthropologen sehen allerdings in dieser Fähigkeit eine entscheidende Zäsur in der Entwicklungsgeschichte des Menschen. So schreibt HOUGH (1926):

"Man has possessed fire so long that the inquiry as to whether it is a human characteristic has some point. And the question is: Shall we extend the use of fire to other primates than man? It is evident that of all animals primates are the only species who could undertake the task of caring for fire. As a deduction from the leverage of fire possession shall we say that here began the elevation of primates toward man".

KOMAREK (1967) meint, dass das Feuer das erste Werkzeug des Menschen gewesen sei und damit zum ersten Mal eine Naturgewalt genutzt und kontrolliert werden konnte. Er zitiert DOBZHANSKY (ohne Quellenangabe), der eine Spezies des Australopithecus, die bereits abhängig war von der Herstellung und Benutzung von Werkzeugen, zur Gattung des Homo gehörig klassifizierte. KAYLL (1974) weist darauf hin, dass der Mensch bereits vor etwa 500.000 Jahren in der Lage war, sich des Feuers zu bedienen und es zu kontrollieren.

Ein erstes sicheres archäologisches Zeugnis kann erst später datiert werden: Es ist der Fund einer frühsteinzeitlichen Fackel in Frankreich - etwa 100.000 Jahre alt (HOUGH, 1926).

Nicht nur für die Evolution der Waldgebiete, Savannen und Grasländer hat das Feuer eine entscheidende Bedeutung gehabt, sondern auch für den darin lebenden Menschen. Bei primitiven Völkern war die Anwendung des Feuers ein wichtiges Hilfsmittel zum Nahrungserwerb. Die Brandrodung stellte eine kurzfristige

Erschliessungsmöglichkeit der Wälder dar, das Abbrennen der verdorrten Steppenvegetation diente zur Aschedüngung und Stimulierung des Graswachstums zum Zweck der Viehweide. Auch zur Jagd wurde gezieltes Brennen angewendet: Dort, wo sich an den Brandstellen frisches, proteinhaltigeres und besser verdauliches Äsungsangebot einstellte, wurde das Wild von den Jägern erlegt. Durch Ausräuchern von Bienen konnte Honig gefahrlos gewonnen werden. Und schliesslich war das Feuer eine sehr wirksame Möglichkeit, Schädlinge wie Tsetse-Fliege und Heuschrecke zu bekämpfen (BUSSE, 1908). Diese Methoden werden bei vielen Volksstämmen in Ländern der dritten Welt noch heute angewendet.

In dieser geschichtlichen Betrachtung möchte ich versuchen, zwei Fragen zu beantworten: Wie kam der Mensch überhaupt zum Feuer, und welche glaubensmässigen Vorstellungen in Verbindung mit dem Feuer haben für ihn Bedeutung gehabt?

3.1 Wie kam der Mensch zum Feuer? Versuch einer Erklärung.

Der Mensch hat sich sicher zunächst nur des auf natürliche Weise entstandenen Feuers bedient und versucht, es zu erhalten. Aber was geschah, wenn das Feuer einmal erlosch, wann war er zum ersten Mal in der Lage, ein Feuer zu entzünden?

SCHLEGEL (1846) schreibt: "Allein die Erfindung des Feuers, des Grundsteins für jedes Kulturgebäude, bietet wie es die Fabel von Prometheus im Rohzustand so gut zum Ausdruck bringt, unüberwindliche Schwierigkeiten. Wenn zwei Stücke trockenen Holzes zum ersten Mal in die Hände eines Wilden fallen, durch welchen Hinweis auf die Erfahrung soll er ahnen, dass sie sich durch ein schnelles und lange fortgesetztes Aneinanderreiben entzünden?"

BACHELARD (1959) folgert: "Wenn eine rationale und objektive Erklärung tatsächlich wenig ausreichend ist, um von einer Entdeckung durch einen primitiven Geist Rechenschaft zu geben, so

ist dagegen eine psychoanalytische Erklärung, so abenteuerlich sie auch scheint, letztlich doch die wirklich psychologische Erklärung".

Wie bei der Entzündung der "Notfeuer" der Germanen oder dem Fest des "Neuen Feuers" der Mayas gilt es, den Ursprung des Feuers mit seiner ganzen Kraft zu erfassen. Deswegen lassen rituelle Vorschriften das Entzünden des Feuers nur durch "Reiben, Quirlen und Sägen" (FREUDENTHAL, 1931) zu. Die Methode des Reibens erscheint also als natürliche Methode. "Sie ist natürlich, weil der Mensch durch seine eigene Natur zu ihr Zugang findet" (BACHELARD, 1959).

3.2 Glaube und unbewusste Rationalisierung

In vielen Kulturkreisen und Religionen hat das Feuer eine stark symbolische Bedeutung, die aber nicht isoliert als reine Kult- oder Glaubenshandlung betrachtet werden darf. Vielmehr trifft man häufig eine Verschmelzung von pragmatischen Erwägungen und glaubensmässigen Vorstellungen. Diese Tatsache wird heute leicht übersehen, wenn es darum geht, das Feuer als belastendes traditionelles Überbleibsel aus alter Zeit zu verdammen.

FREUDENTHAL (1931) meint, dass "die auf dem Gebiet der Gesundheitspflege rein empirisch gewonnenen Erfahrungen durch die Verbindung mit dem Kult nur getrübt worden sind". Ein gutes Beispiel dafür ist das germanische "Notfeuer", das seit dem 8. Jahrhundert bis zum Anfang unseres Jahrhunderts nahezu lückenlos nachgewiesen werden kann. Nach dem bereits oben beschriebenen Ritus wurde das Feuer entzündet und diente hauptsächlich dazu, Krankheiten der Haustiere zu heilen bzw. ihnen vorzubeugen, insbesondere der "Schweinebräune" (Schweinetyphus). Mit der Einäscherung von bereits toten Tieren sollte der Krankheitsdämon verbrannt werden.

Hier werden zwei Dinge deutlich: Einmal stellt das Notfeuer zweifelsohne eine Nachahmung des gewöhnlichen Schutzfeuers dar, wo die hygienisch-medizinische Wirkung des Feuers zum Tragen kommt; viele Naturvölker bedienten sich (und bedienen sich noch) der reinigenden Wirkung des Feuers zur Abwehr von Seuchen und von Insektenplagen (besonders viehzuchttreibende Völker). Zum anderen zeigt die magisch-kultische Verbrennung des Krankheitsdämons eine "Entfremdung von einer der Natur angepassten Lebensweise".

Bei einer Reise durch Mittelamerika konnte ich an vielen Stellen beobachten, dass Feuer und Rauch im Brauchtum der Maya noch heute eine bedeutende Rolle spielen. Als ein Beispiel möchte ich das Feuer in den Äquinoktial-Riten anführen. GIRARD berichtet, dass die Entzündung des "Neuen Feuers" am Ostersamstag, das den Indios zur Entzündung ihres Herdfeuers weitergegeben wird, gleichzeitig im landwirtschaftlichen Bereich das Zeichen zum Abbrennen der Felder gibt. Er schreibt: "Die brennenden Äcker scheinen wie gigantische Räucherpfannen. Dass das Aufsteigen von dichtem Rauch für so wesentlich gehalten wird, hängt nicht nur mit dem Zweck für die Landwirtschaft, nämlich dem Säubern der Erde, zusammen... Wie der Priester im Tempel dichte Rauchwolken mit dem Rauchfuss produziert, um durch diese imitative Magie die Wolkenbildung und damit den Regen hervorzurufen, so erzeugen auch die Bauern grosse Rauchwolken beim Abbrennen ihrer abgeernteten Felder, um in Wiederholung des priesterlichen Beispiels etwas für die Entstehung des Regens zu tun. Symbolisch gesehen wirkt der Priester im Himmel ... die Landbevölkerung ahmt seine Zaubermittel auf der Erde nach".

Es treffen also auch hier zwei Dinge zusammen: Der symbolische Wert des Rauches beim Abbrennen u n d recht pragmatische Gründe, nämlich die Vorbereitung der Felder für die Saat durch Verbrennen der Erntereste des Vorjahres, wobei durch die Aschedüngung gleichzeitig eine Starthilfe für die neue Saat gegeben wird.

Aus diesen beiden Beispielen ist ein Problem der vergleichenden Mythologie erkennbar: Vollzieht sich der Übergang von der Wirklichkeit (=pragmatischer Nutzen) zur Metapher (=Kult), so wie es die realistische Deutung wahrhaben will, d. h. "die Empirie des praktischen Nutzens ist in jedem Fall und ausschliesslich brauchbildend" FREUDENTHAL, 1931), oder ist der Weg umgekehrt, wie BACHELARD (1959) sagt, "von den Metaphern subjektiven Ursprungs zu einer objektiven Wirklichkeit?"

Diese Frage soll in den Raum gestellt werden. Sie ist für die Absicht, eine Interdependenz zwischen Brauchtum und pragmatischer Realität aufzuzeigen, ohne Belang.

Ein interessantes Beispiel aus der Literatur zeigen die Ausführungen von VERGIL in seiner Darstellung über die Landwirtschaft (Georgica, Liber I, 84-93), die NAUMANN (1970) folgendermassen überträgt:

"Oft auch bringt es Gedeihn, unfruchtbare Feld zu entzünden
und mit prasselnder Flamme die nichtige Stoppel zu sengen;
sei's, dass geheime Kraft von dort und üppige Nahrung
an sich ziehe das Land; sei's dass durch's Feuer ihm aller
schädlicher Stoff wegdampft und verderbliche Feuchte ihm ausschwitzt, sei's dass die Wärme ihm mehr an Weg und verborgenem Luftzug öffnet, durch welche der Saft aufsteigt in die
zarten Gewächse, oder sie stärker macht und verengt die
offenen Ädern,
dass ein rieselnder Regen sie nicht noch der schärferen Sonne
Übergewalt noch des Nords durchdringende Kälte versenge".

Mit der Aufführung dieser Beispiele soll erreicht werden, dass sich derjenige, der im Rahmen der Entwicklungshilfe in Ländern der Dritten Welt arbeitet, diese Beziehungen Mensch - Natur klar vergegenwärtigt, da dort diese Denkweise bisweilen noch heute üblich ist.

Nicht zuletzt würde damit der Forderung Rechnung getragen, das Konzept der Entwicklungshilfe auf einer Basis neu zu gestalten, die mehr als bisher auf den "Menschen" eingeht.

4. DIE KONSEQUENZEN, DIE AUS DEN ERKENNTNISSEN ÜBER DIE ÖKOLOGIE DES FEUERS GEZOGEN WURDEN: FEUER-MANAGEMENT

Oben wurde beispielhaft aufgezeigt, dass das auf natürliche Weise entstandene Feuer in der Evolution eine grosse Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzen- und Tierarten und Landschaften gehabt hat. In den feuerabhängigen und -angepassten (eurypyren) Ökosystemen stellt das Feuer noch heute einen integrierten Bestandteil der Umwelt dar. Bezüglich seiner Wirkung in diesen Feuer-Ökosystemen unterscheidet es sich von den vernichtenden Schadfeuern oder Waldbränden konventioneller Anschauung. Deswegen soll an dieser Stelle eine grundsätzliche Differenzierung zweier Arten von Feuern vorgenommen werden:

- "Heisse" Feuer oder "Schadfeuer" = hot fires. Sie entstehen in Trockenzeiten durch Vorhandensein übermässig angehäuften Brennmaterials. Ihre Wirkung auf die Umwelt ist oft vernichtend und stellt einen schwerwiegenden Eingriff in das ökologische Gleichgewicht dar. Für die Neu-Etablierung der ursprünglichen Pflanzen- und Tierwelt ist meist ein mehr oder weniger langer Zeitraum notwendig.

- "Kalte" Feuer = cool fires. Sie stellen sich in den meisten Fällen als leichte Bodenfeuer dar. Ihre geringe Intensität lässt sich aus ihrer periodischen Wiederkehr erklären, die eine starke Anhäufung von brennbaren abgestorbenen Vegetationsresten nicht zulässt. Da sie meistens im Einklang mit bestimmten Witterungs- und Umweltbedingungen entstehen, bei relativ hoher Luft-, Boden- und Substratsfeuchte, niedrigen Temperaturen, ist ihre Auswirkung auf die Umwelt somit gering. Auf eurypyre Arten haben diese Feuer oft stimulierenden Effekt, während feuerempfindliche (stenopyre) Arten unter Umständen in Mitleidenschaft gezogen werden können.

Diese Differenzierung gibt bereits einen Hinweis darauf, dass die vollkommen andersartige Funktion und Wirkung des kalten Feuers es nicht immer enbedingt erforderlich macht, es zu bekämpfen. Im Gegenteil: Mit der Bekämpfung des Feuers würde der Landschaft ein natürlicher Regulationsfaktor entzogen. Um die Erkenntnisse darüber zu vervollständigen, sind Untersuchungen angebracht, die zwei generelle Zielrichtungen haben sollten:

- Es muss festgestellt werden, wo es feuerabhängige Ökosysteme gibt. Sie sollten nach Möglichkeit in ihrer Struktur erhalten bleiben, was bedeutet, dass das Feuer in ihnen einen integrierten Bestandteil bilden muss. Der Mensch sollte dies überwachen und kann mit entsprechenden Massnahmen nachhelfen.

- In den hochentwickelten Ländern der Erde sind Tier- und Pflanzenwelt seit langer Zeit vom Menschen beeinflusst, so dass teilweise die Einstufung in ein feuerabhängiges Ökosystem heute nicht mehr möglich ist. Das schliesst aber nicht aus, dass dort Pflanzen und Tiere vorkommen, die direkt oder indirekt auf Feuer positiv reagieren oder denen es nicht schadet. Es bliebe also zu prüfen, inwieweit das Feuer hier sinnvoll und wirtschaftlich an die Stelle der vom Menschen zu dessen Ersatz erdachten Hilfsmittel (Maschinen, Herbizide etc.) treten kann. Ferner ist zu überlegen, ob das Feuer zur Erhaltung der vom Menschen geprägten Ersatz-(Substitutions-)Gesellschaften (Wiesen, Weiden, Almen, Heiden) eingesetzt werden kann, die wegen ihrer Unwirtschaftlichkeit in ihrem Weiterbestehen heute bedroht sind.

Diese Idee findet ihren Niederschlag im Feuer-Management (fire management). Wie viele andere Begriffe aus der Feuerökologie stammt er aus dem angloamerikanischen Sprachgebrauch.

Er beinhaltet den gesamten Anwendungsbereich des Feuers in der Natur durch den Menschen. Die Tätigkeit des vom Menschen geplanten und durchgeführten Brennens wird als "controlled" oder "prescribed burning" bezeichnet. Die Abgrenzung der Definition dieser beiden Begriffe ist in der entsprechenden Literatur oft verwischt. "Controlled burning" besagt lediglich, dass das Brennen unter menschlicher "Kontrolle" steht. Der Begriff des "prescribed burning" geht einen Schritt weiter, indem er die Einhaltung bestimmter "vorgeschriebener" Richtlinien beim controlled burning postuliert. VLAMIS et al. (1955) geben zu diesem Begriff folgende Definition:

"Prescribed burning is defined as the application of fire to land under such conditions of weather, soil moisture, time of day, and other factors as presumably will result in the intensity of heat and spread required to accomplish specific silvicultural, wildlife, grazing, or fire-hazard reduction purposes".

So könnte man das Brennen der Steppen bei den Naturvölkern zum Zwecke der Jagderleichterung bereits als "controlled burning" bezeichnen. Dagegen würde das Habitat-Management für eine Wachtelart in Nordamerika mit Hilfe des Feuers, bei dem die Auswertung wissenschaftlicher Erkenntnisse zum Tragen kommt, eher als "prescribed burning" bezeichnet werden.

Im deutschen Sprachgebrauch sollte der Ausdruck "kontrolliertes Brennen" die Aussagekraft dieser beiden Begriffe einschliessen. Damit muss sich gleichzeitig - bis auf einige Ausnahmen - die Vorstellung von einem gemässigten, "kalten" Bodenfeuer verbinden.

Das Feuer-Management ist also vom Menschen gesteuert. Aber auch das auf natürliche Weise entstandene Feuer kann ein integrierter Bestandteil eines Feuer-Managements sein. Das drückt sich in der "let burn policy" aus: So kann ein durch

Blitzschlag entstandenes Bodenfeuer unter geeigneten meteorologischen Voraussetzungen den Zielsetzungen eines Feuer-Managements durchaus entsprechen.

Um die Anwendung des kontrollierten Brennens verständlich zu machen, werden im folgenden Kapitel einige Beispiele aus der Praxis gebracht. Si stammen aus den USA, Australien und den skandinavischen Ländern.

4.1 Feuer-Management in den USA

Als die Politik der totalen Feuerverhütung in den USA bis zum II. Weltkrieg einen Höhepunkt erreichte, wurden die ersten Arbeiten veröffentlicht, die sich mit Problemen der Feuerökologie befassten. Man schenkte ihnen allerdings kaum Beachtung, und ihre Autoren konnten sich nicht durchsetzen. Erst als in den Nachkriegsjahren die Folgen dieses schweren menschlichen Eingriffs in die Natur offener zu Tage traten, beschäftigten sich immer mehr Wissenschaftler mit dem Problem. Es ist aber trotzdem sehr schwierig für die Ökologen gewesen, sich gegen die Feuerverhütungspolitik von "Smokey Bear" durchzusetzen, der lange die Ideologie des U.S. Forest Service verkörperte.

Heute hat in den USA die Benutzung des Feuers in der Hand des Menschen grosse Bedeutung und Verbreitung erfahren. Der Anwendungsbereich des Feuer-Managements ist sehr weit, so dass es den Rahmen der Arbeit sprengen würde, auf alle Problemstellungen einzugehen.

Ich möchte mich daher auf die für die Forstwirtschaft wichtigen Zielsetzungen beschränken, die sich aus der Ökologie der Waldgesellschaften ergeben.

4.1.1 Beeinflussung der Baumartenzusammensetzung: Die Erhaltung eines gewünschten sukzessionalen Zustandes

An dem Beispiel verschiedenster Pflanzengesellschaften Floridas kann aufgezeigt werden, welchen Entwicklungsprozess Wald und Landschaft bei totaler Ausschliessung des Feuers durchlaufen würden. Heute bietet sich ein abwechslungsreiches Mosaik der Landschaft Süd-Floridas dar: Gras-Sümpfe (saw grass glades), Laub- und Kiefernwälder, feuchte Grasebenen (wet prairies) und Marschen. HOFSTETTER (1974) meint, dass sich diese Pflanzengesellschaften unter stabilen Umweltbedingungen bei Ausschliessung des Feuers zu einem Laubwald ("hammock") weiterentwickeln würden.

Im Norden Floridas, an der Grenze nach Georgia, konnte sich an geeigneten Stellen ein solcher Klimax-Wald entwickeln. Nach der Verdrängung von Nadelholzarten (Pinus palustris Mill., Pinus echinata Mill., Pinus taeda L.) und von Laubhölzern (Quercus spp.; Carya spp.; Liquidambar styraciflua L.) etablierte sich dort ein Laubwald, der einseitig von Magnolien (Magnolia grandiflora L.) und Buchen (Fagus grandifolia Ehrh.) beherrscht wird (Magnolia-Beech-Hammock) (BLAISDELL et al., 1973).

Die Sukzessionsfolge ist so, dass die Kiefernarten von Eiche, Hickory und Sweetgum verdrängt werden und diese dann von Magnolien und Buchen. Man sollte also vorhandene oder neubegründete Kiefernbestände, deren Erhaltung den wirtschaftlichen Zielsetzungen entspricht, nicht vom Feuer ausschliessen. Der Invasion von diesen Laubhölzern könnte Einhalt geboten werden, indem der Unterstand mechanisch oder chemisch entfernt würde. Das kontrollierte Brennen ist aber wesentlich wirtschaftlicher und "naturgemässer". Es bewirkt ein Absterben der meisten dort vorkommenden Laubholzarten, da ihre Borke nicht so feuerresistent ist wie die der Kiefern (Abb. 1).

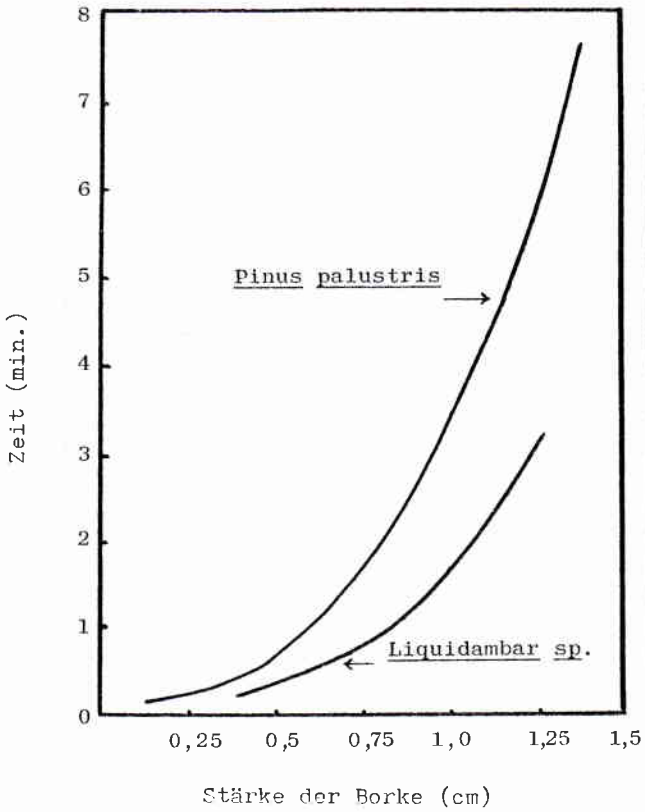


Abb. 1: Benötigte Zeit, um nach Erhitzung der äusseren Borke letale Temperaturen in den Kambiumzellen zu erreichen (=60° C). Aus WALKER und WIANT (1966).

Die Jahreszeit des Brennens hängt von vielen lokalen und artspezifischen Umständen ab. Bei vorsichtiger Anwendung kann ein kontrolliertes Brennen im Sommer erfolgreicher sein als im Winter. Eventuell muss mehrmals in aufeinanderfolgenden Jahren gebrannt werden, um ein gleichmässiges Reduzieren des Unterstandes zu gewährleisten. Im weiteren Verlauf genügt eine Periodik von 5-8 Jahren (LANGDON, 1971).

4.1.2 Vorbeugemassnahmen gegen Schadfeuer (hazard reduction)

Wie bereits erwähnt, erhöht sich mit der Anhäufung von abgestorbenen Vegetationsresten die Schadfeuergefahr erheblich. In den Kiefernwäldern des trockenen Südwestens der USA stehen Anfall und Abbau der Bodenstreu in einem ungleichen Verhältnis, da die mikrobielle und bakterielle Tätigkeit nicht Schritt halten kann. Bei totaler Feuer-Ausschliessung akkumuliert sich das brennbare Material über Jahre hinweg. Zusätzlich entsteht ein dichter, verfilzter Unterstand. Dieses hohe Energie-Potential führt bei einem zufällig entstandenen Feuer in den meisten Fällen zu schweren Schäden bis hin zur Vernichtung der Bestände.

Durch Erntemethoden in der modernen Forstwirtschaft entsteht auch in Wäldern in gemässigtem Klima eine ähnliche Waldbrandgefahr, da der früher als Brennholz benötigte Schlagraum heute ungenutzt im Wald liegen bleibt. Ähnliche Folgen kann eine unglückliche Koinzidenz von Windfall oder Insektenkalamitäten und eine Trockenperiode in einem der Folgejahre haben, wenn keine rechtzeitige Aufarbeitung vorgenommen wird.

So ist ein Hauptanliegen des Feuer-Managements, diese Gefahrenquelle durch regelmässiges Brennen abzubauen (hazard bzw. fuel reduction). Durch die Reduzierung des brennbaren Materials soll ein ausgeglichener Zustand erreicht werden, der einem zufällig, ausserhalb der menschlichen Kontrolle entstandenen Feuer die Intensität nimmt.

Viele der in den USA vorkommenden Kiefern-Arten sind weitgehend resistent gegen Bodenfeuer. So wird in waldbaulichen Anleitungen auch meist auf kontrolliertes Brennen verwiesen, um die Schadfeuergefahr zu minimieren. Wissenschaftliche Untersuchungen und Veröffentlichungen auf diesem Gebiet sind so zahlreich, dass das entsprechende Literaturangebot kaum noch zu überblicken ist. Aus dem Feuer-Management der Ponderosa-Kiefer (P. ponderosa Laws.) soll im folgenden ein Beispiel gegeben werden.

Die Ponderosa-Kiefer ist im Westen Nordamerikas weit verbreitet und stellt in ihren grossen Vorkommen einen wirtschaftlich bedeutsamen Holzlieferanten dar. BISWELL et al. (1973) untersuchten in Arizona in der Fort Apache Indian Reservation und der San Carlos Reservation die Möglichkeiten, Notwendigkeiten und Auswirkungen des kontrollierten Brennens. Es wurde festgestellt, dass sich der ursprüngliche Ponderosa-Forst von dem heutigen in seiner Struktur erheblich unterschied. Unter dem ständigen Einfluss natürlicher Feuer entstanden offene, parkähnliche Bestände. Sie waren aufgelichtet und abwechslungsreich in der begleitenden Vegetation. Verschiedene Altersklassen standen nebeneinander. Beherrscht wurden die Wälder durch grosse, weit auseinanderstehende Bäume, deren Unterstand oft durch weite Grasflächen gebildet wurde (Abb. 2). Die eng stehenden Jungwüchse wurden durch das Feuer geläutert und erhielten aus der Asche die benötigten Nährstoffe. Die höchsten Bäume waren anfällig für Blitzschlag und bildeten als Blitzableiter den Ursprung für viele Bodenfeuer. Hier war ein dynamisches Ökosystem vorhanden, das sich in dem Werden und Vergehen seiner Einzelglieder mit Hilfe des Feuers selbst regulieren und als Ganzes erhalten konnte.

Feuerverhütungs- und Bekämpfungsmassnahmen über vier bis fünf Jahrzehnte hinweg haben diese Situation grundlegend verändert. Grosse Massen von Stämmen, Ästen, Zweigen, Borke und Nadeln konnten sich anhäufen. Dichte Jungwuchsflächen mit bis zu

30.000 Pflanzen pro acre finden sich auf dem gesamten Ponderosa-Kieferngürtel in Arizona. Dichte Unterstände erhöhen die Wipfelfeuergefahr in den älteren Beständen (Abb. 3).

Die Anzahl der verheerenden Waldbrände nahm ständig zu, nachdem seit 1918 die strikte Feuerbekämpfung und -verhütung weisungsgemäss durchgeführt wurde. Obwohl seit 1948 die ersten Programme des kontrollierten Brennens durchgeführt wurden, vergrösserte sich der Umfang des Schadens während des letzten Jahrzehnts erheblich (Übersicht 3).

Durch das kontrollierte Brennen kann die Schadfeuergefahr auf fünf grundlegenden Wegen reduziert werden:

1. Die Menge des toten, hochentzündlichen Materials wird reduziert. Wiederholtes Brennen hält sie auf einem niedrigen Stand.

2. Jungwuchsdickichte und Stangenhölzer werden geläutert.

3. Durch Versengen von Nadeln an tieferen Ästen wird der Ansatz der Krone nach oben verschoben. Das vermindert die Gefahr des vom Boden genährten Wipfelfeuers.

4. Wiederholte Bodenfeuer verdrängen schattenertragende Bäume im Unterstand. Damit werden die "Feuerleitern" zerstört, die ein Bodenfeuer in die Kronen der höheren Bäume tragen können.

5. Nach einem kontrollierten Brand können die Kiefernnadeln auf den Boden fallen und sich dichter zusammenhäufen, als wenn sie auf Unterstand und sonstige Hindernisse fallen, die sie vom Boden abhalten.

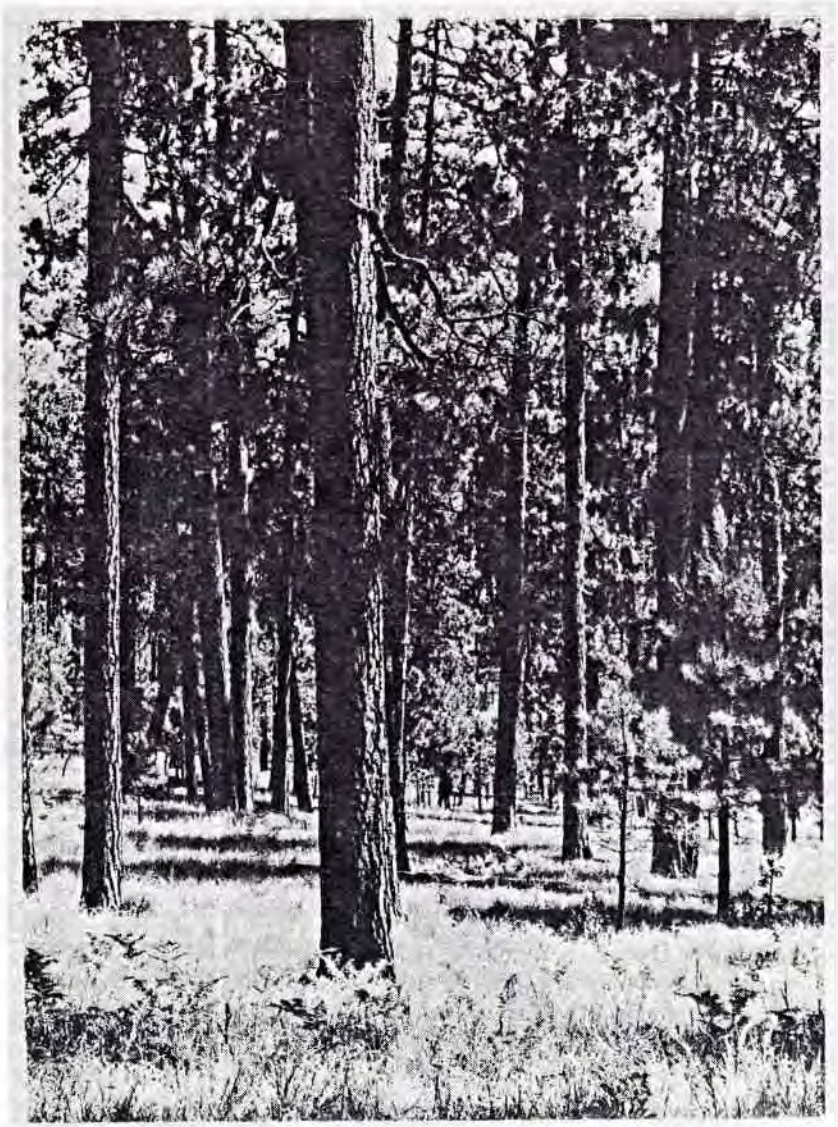


Abb. 2: Offener, parkartiger Ponderosa-Kiefernwald. Ein typisches Bild eines "Urwaldes", der durch natürliche, periodische Feuer geprägt wurde. In diesem Bestand ist die Gefahr eines Schadfeuers sehr gering. Aus BISWELL et al. (1973). Mit freundlicher Genehmigung von Tall Timbers Research Station.

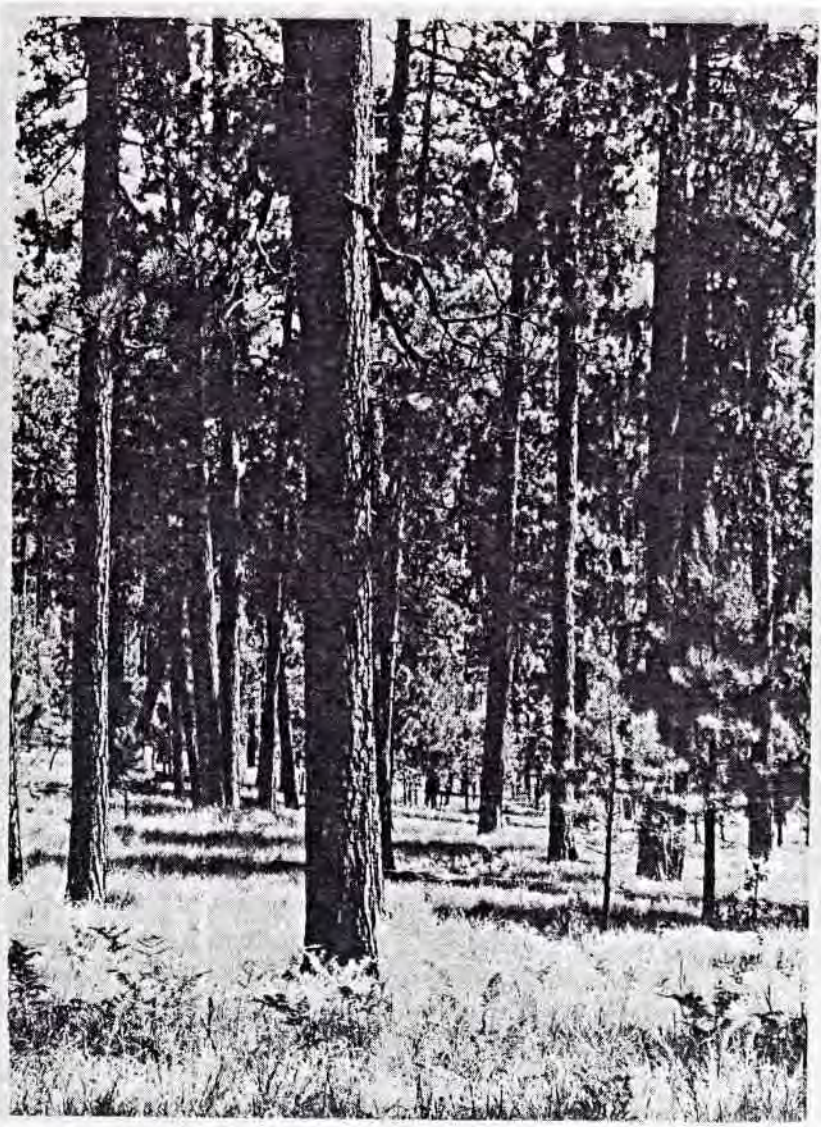


Abb. 2: Offener, parkartiger Ponderosa-Kiefernwald. Ein typisches Bild eines "Urwaldes", der durch natürliche, periodische Feuer geprägt wurde. In diesem Bestand ist die Gefahr eines Schadfeuers sehr gering. Aus BISWELL et al. (1973). Mit freundlicher Genehmigung von Tall Timbers Research Station.

Abb. 3: Anhäufung eines hohen Energie-Potentials durch Ausschliessung des natürlichen Feuers. Ponderosa-Kiefernwald in Arizona. Aus BISWELL et al. (1973). Mit freundlicher Genehmigung von Tall Timbers Research Station.

Nach den Untersuchungen von BISWELL et al. (1973) beliefen sich die Kosten des kontrollierten Brennens auf etwa 13 Cents/acre. Bei einer angestrebten durchschnittlichen Periodik des Brennens in den Beständen von etwa sechs Jahren ergäben sich also jährlich anfallende Kosten von ca. zwei Cent/acre. Beim Vergleich dieser Kosten mit dem Aufwand der Waldbrandbekämpfung kam man zu folgendem Ergebnis: Die Waldbrandbekämpfung in der Fort Apache Reservation kostete im Jahre 1971 beim Verlust einer Waldfläche von 63.578 acres (25.689 ha) 2.774.987 Dollar (Übersicht 3). Auf einer Gesamtfläche von 503.000 acres müssten bei einer sechsjährigen Periodik jährlich 84.000 acres kontrolliert gebrannt werden. Nach dem oben erwähnten Kostensatz müssten dafür jährlich 10.920 Dollar aufgewendet werden. Somit könnte mit den Schadfeuern-Bekämpfungskosten eines einzigen Jahres ein "prescribed burning program" von etwa 225 Jahren durchgeführt werden.

Wie wirkungsvoll das kontrollierte Brennen für die Folgezeit sein kann, zeigen die von BISWELL et al. gesammelten Daten:

- 60 % Reduzierung der Schadfeuergrösse
- Auf einer kontrolliert gebrannten Fläche von 28.000 acres nur ein Vierzehntel des auf vergleichbaren Flächen entstandenen Schadens
- Innerhalb von 10 Jahren kein Schadfeuer grösser als 10 acres
- Auf 65.000 acres kontrolliert gebrannter Fläche ein Rückgang von 84 % in der Anzahl der Schadfeuer, 94 % weniger vernichtete Waldfläche und eine um 65 % geringere Durchschnittsgrösse der Schadfeuer.

- In einem Bezugsgebiet
  90 % weniger Fläche verbrannt
  94 % Schadensverminderung
  79 % Verminderung der Bekämpfungskosten pro Schadfeuer

Übersicht 3: Waldbrände in Wirtschaftswäldern der Fort Apache Indian Reservation, Arizona. Entwicklung der Bekämpfungskosten. Nach BISWELL et al. (1973).

Jahr	Verbrannte Waldfläche (ha)	Brandbekämpfungskosten (US-Dollar)
1961	255	121 786
1962	110	42 167
1963	291	74 346
1964	962	135 356
1965	45	26 590
1966	183	104 996
1967	90	102 296
1968	553	180 879
1969	228	163 667
1970	517	427 379
1971	25.689	2.774 987

Abb. 4: Die Wirkung des kontrollierten Brennens zur Verhütung von Schadfeuern zeigt diese Abbildung. Nach dem Kahlschlag im Jahr 1925 wurde in dem Nachfolgebestand auf der einen Seite der Strasse zweimal kontrolliert gebrannt, und zwar 1956 und 1961. Auf der anderen Seite der Strasse wurde nicht gebrannt. Ein Waldbrand im Jahre 1963, der über 1.000 ha Fläche vernichtete, erreichte auch dieses Gebiet mit einer Vormarschgeschwindigkeit von etwa 46-60 km/h. Das Feuer fiel auf der linken Seite der Strasse rasch in sich zusammen, während der Bestand rechts durch ein Vollfeuer vernichtet wurde. Der schmale verbliebene Streifen auf der rechten Seite brannte deswegen nicht, weil ein starker Luftzug in Richtung des heissen Vollfeuers entstand. Aus BISWELL et al. (1973). Mit freundlicher Genehmigung von Tall Timbers Research Station.

4.1.3 Schlagraumbeseitigung, Bestandesbegründung und Naturverjüngung

Die Beseitigung des Schlagraumes durch Verbrennung (slash burning) dient nicht nur der Verminderung eines Energiepotentials oder der Bekämpfung von Insektenkalamitäten. Sie stellt auch vielfach die Voraussetzung für eine Bestandesbegründung dar, indem das Gelände für die Pflanzung, vor allem für Pflanzmaschinen, erst einmal zugänglich gemacht wird.

Die Einwirkung der Asche auf die Sämlingskeimung und das Jugendwachstum der Pflanzen wurde vielerorts untersucht (s a. Kap. 4.3). Bei vielen Versuchen wurde Schlagraumasche künstlich auf dem Test-Boden aufgebracht. Dabei ergaben sich nach APPLEQUIST (1960) selten signifikante Ergebnisse. Er konnte aber beobachten, dass die Sämlinge der Loblolly-Kiefer (P. taeda L.), die an die Stelle abgebrannter Schlagraumreihen gepflanzt wurden, erheblich höhere Wuchsleistungen erbrachten als die Pflanzen, die zwischen den Reihen gepflanzt waren. Sie erwiesen sich darüber hinaus als widerstandsfähiger. Den Grund sieht er darin, dass durch diese (heissen) Feuer die Wurzeln der Gräser abgetötet wurden und die Sämlinge im entscheidenden Stadium einer geringeren Wurzelkonkurrenz ausgesetzt waren. Ausserdem stehen hier durch Mineralisierung unvergleichlich mehr Nährelemente zur Verfügung als zwischen den verbrannten Schlagraumreihen (Übersicht 4 und 5).

Für die natürliche Verjüngung vieler Arten der "southern pines" ist eine Freilegung des Mineralbodens notwendig. Bei Pinus palustris reicht eine zwei- bis dreijährige Nadelstreu mit Gras vermischt aus, um die Keimung des Samens zu verhindern (WALKER and WIANT, 1966). Auch P. echinata und P. rigida Mill. benötigen ein durch Feuer freigelegtes Keimbett (WALKER and WIANT, 1966; WALKER, 1967), die Keimfähigkeit der Samen nimmt in den Jahren nach dem letzten Bodenfeuer fortlaufend ab (Abb. 5).

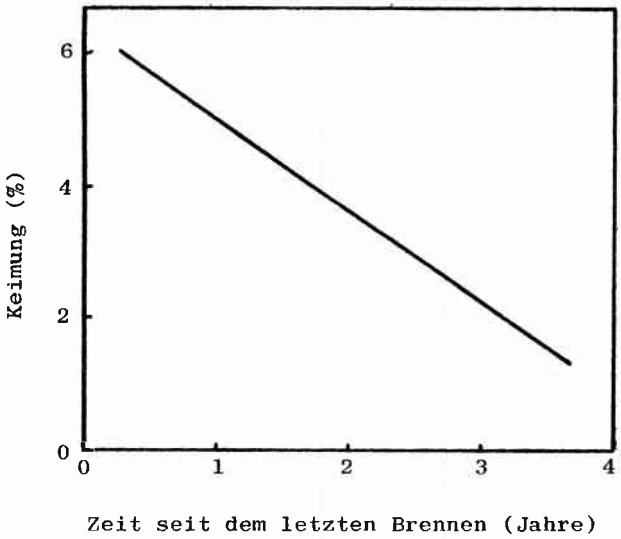


Abb. 5: Keimprozent von Pinus echinata in Texas) in Abhängigkeit vom letzten kontrollierten Brennen. Aus WALKER und WIANT (1966).

Übersicht 4: Wachstumsleistung, Überlebensrate und Befall durch Cronartium fusiforme von gepflanzter Loblolly-Kiefer (P. taeda). Vergleich zwischen Pflanzen auf der Fläche verbrannter Schlagraumreihen und dazwischen (Louisiana, USA). Nach APPLEQUIST (1960).

	Jungpflanzen auf gebrannter Fläche	Jungpflanzen auf ungebrannter Fläche
Höhe nach 2. Jahr (m)	1,89	0,96
Höhe nach 3. Jahr (m)	2,85	1,49
Jährl. Höhenwachstum (in den ersten drei Jahren)	0,98	0,49
Prozentsatz der überlebenden Pflanzen	83 %	71 %
Infektion durch Cronartium fusiforme	8,0 %	8,5 %

Übersicht 5: Bodenanalyse an gleicher Stelle wie Übersicht 4. Messung der verfügbaren Nährelemente (P, K, Ca, Mg) und der Acidität. Nach APPLEQUIST (1960).

Bodenanalyse	Kahlschlag 1955		Kahlschlag 1956		Kahlschlag 1957	
	Gebrannte Reihen	ungebrannt	Gebrannte Reihen	ungebrannt	Gebrannte Reihen	ungebrannt
Phosphor (ppm)	22	8	65	6	211	7
Kalium (ppm)	146	24	405	57	405	69
Calcium (ppm)	1296	270	5400	810	5400	216
Magnesium (ppm)	158	53	299	123	438	74
pH	6,8	5,2	7,4	6,1	7,5	5,5

In der Praxis wird dann oft folgende Methode angewandt: Bei der Endnutzung werden einzelne Überhälter als Samenbäume stehengelassen. Anschliessend werden Schlagraum und angehäufte Bodenstreu durch ein Flächenfeuer entfernt. Der Samenanflug eines Mastjahres kann so zur vollen Entfaltung kommen.

In dem Kapitel über die Evolution wurde bereits auf die "serotinous conifers" hingewiesen. Der harzige Verschluss der Zapfenschuppen öffnet sich erst bei Temperaturen, die durch Sonneneinstrahlung allein nicht erreicht werden. Ein Bodenfeuer in solchen Kiefernbeständen schafft die Voraussetzung dafür. So öffnen sich die Zapfen von Pinus banksiana Lamb. bei Temperaturen zwischen 50 und 60° C. und die Samen sind dann noch überlebensfähig, wenn die Zapfen kurzfristig Temperaturen von 370 bis 540° C ausgesetzt sind (AHLGREN, 1964). Andere "serotinous conifers" sind zum Beispiel P. clausa (Chapm.) Vasey, P. contorta Dougl., P. attenuata Lemm. (VOGL, 1967).

Die Anfälligkeit der Sämlinge gegenüber dem Feuer ist unterschiedlich. Als am meisten feuerresistent erweist sich Pinus palustris (longleaf pine). Selbst junge Pflanzen, von denen nach einem Feuer oft nur ein an ekohlter Stengel zu sehen ist, mögen lebensfähig sein und können sich gut weiterentwickeln. Die Teminalknospe liegt derartig geschützt unter dichten Nadelansätzen und Knospenschuppen, dass dort keine letalen Temperaturen erreicht werden. Und auch die junge Borke ist genügend widerstandsfähig.

Das Feuer kann weiterhin einen guten Beitrag zur Läuterung der dicht aufwachsenden Bestände leisten. KALLANDER et al. (1955) berichten von einem kontrollierten Brennen in einem Ponderosa-Bestand, in dem bei ausreichend trockenen Bedingungen die Stammanzahl von 4.365 pro acre auf 989 verringert werden konnte.

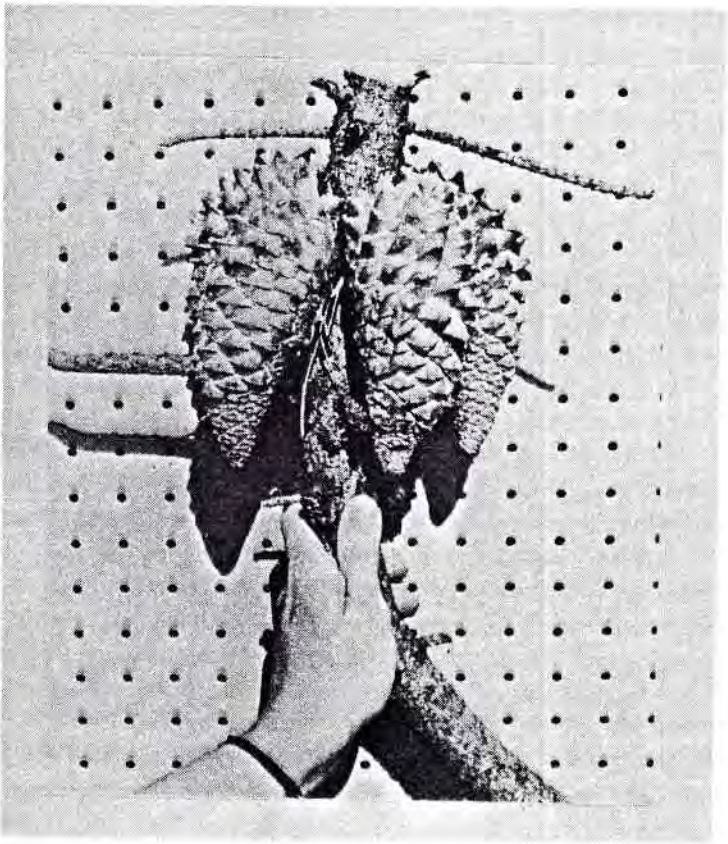


Abb. 6: Geschlossener Zapfen von Pinus attenuata (knobcone pine), einem typischen Vertreter der "serotinous conifers". Aus VOGL (1967). Mit freundlicher Genehmigung von Tall Timbers Research Station.

4.1.4 Bekämpfung von Pflanzenkrankheiten (disease control)

In den südlichen Kiefernwäldern der USA gibt es eine Mykose, die die jungen Pflanzen von Pinus palustris bedroht. Es handelt sich um Septoria acicola (Thüm.) Sacc., die braunfleckige Trockenfäule (Brown spot needle blight). SIGGERS (1934) stellt diese Krankheit folgendermassen dar: Die Sämlinge werden bis zu dem Zeitpunkt, in dem sie dem "Gras-Stadium" entwachsen (etwa 45 cm Höhe), von dem Pilz bedroht. Er verursacht ein Absterben der Nadeln. Wenn dies in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren geschieht, wird die Pflanze so geschwächt, dass sie meistens abstirbt. Da die Sämlinge in den ersten drei Jahren nur wenig in die Höhe wachsen, sondern mehr ihre Borke und das Wurzelsystem stärken, sind sie in dieser Zeit besonders gefährdet. Ein kontrolliertes Feuer, das die Nadeln, die Hauptinfektionsträger, verbrennt, zerstört somit auch die Masse der Krankheitsüberträger. Da die jungen Longleaf-Kiefern weitgehend feuerresistent sind, schadet ihnen dieses kontrollierte Brennen nicht. Bei seinen Versuchen konnte SIGGERS (1934) feststellen, dass dreijährige Kiefern, die zwei Jahre zuvor kontrolliert gebrannt worden waren, durchschnittlich 21 cm gross waren. Dagegen waren die Sämlinge auf vergleichbarer ungebrannter Kontrollfläche nur 10 cm gross. Die Krankheit konnte durch einmaliges Brennen zwei Jahre lang unter Kontrolle gehalten werden (Abb. 7). Er empfiehlt daher, die jungen Kiefernbestände alle drei Jahre kontrolliert zu brennen, bis sie den kritischen Höhenwuchs überschritten haben.

Es gibt auch Anzeichen, dass die Verbreitung von Fomes annosus (Fr.) Cooke durch Feuer beeinflusst werden kann. COOPER (1971) resümiert, dass F. annosus dort häufiger auftritt, wo sich grosse Mengen von Vegetationsresten angesammelt haben. FROELICH et al. (1966) stellten fest, dass F. annosus in den Südstaaten der USA dort weniger vorkommt, wo die Kiefern durch periodische Feuer im grasigen Unterstand gesund und widerstandsfähig sind. KALLIO (1965) stellte bei einer Untersuchung der Stubbeninfektion durch F. annosus in Finnland fest, dass

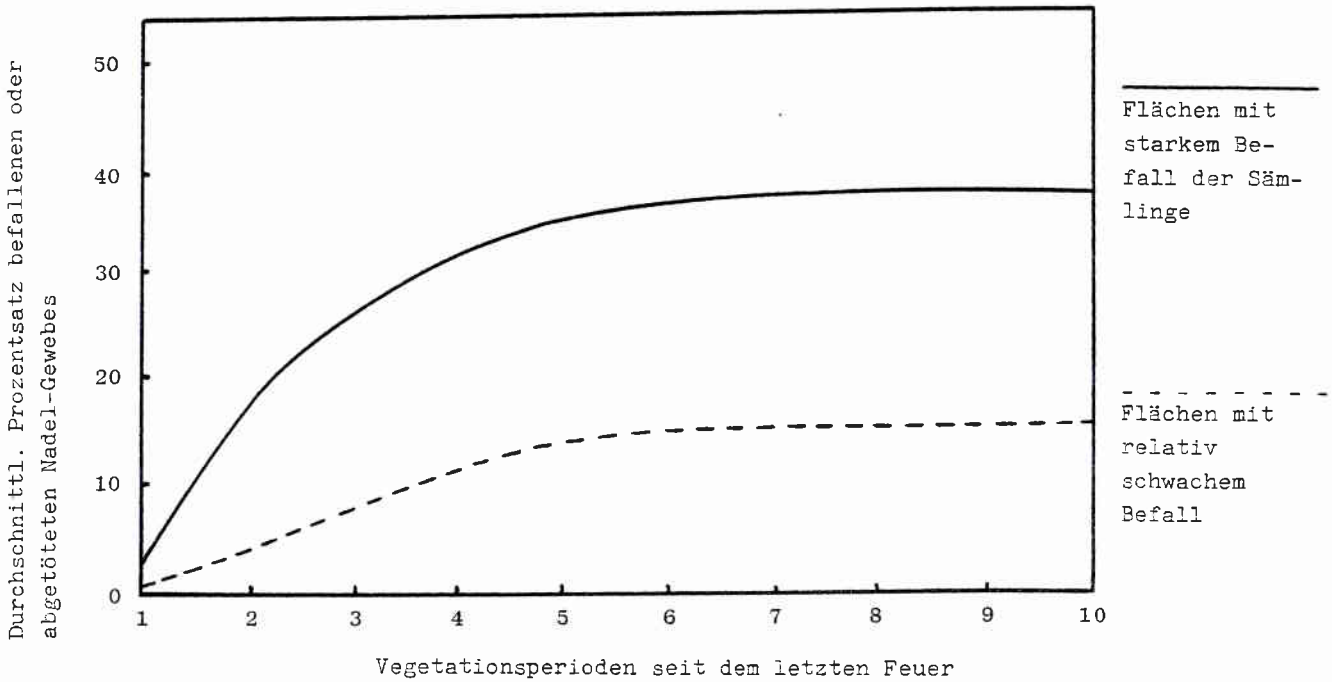


Abb. 7: Infektionsgrad von Pinus palustris durch Septoria acicola in Abhängigkeit vom Zeitraum seit dem letzten kontrollierten Feuer. Nach SIGGERS (1934).

auf einer kontrolliert gebrannten Fläche nur einer von 110 Stubben infiziert war, auf der nicht-gebrannten Kontroll-Fläche dagegen 18 von insgesamt 295.

4.2 Feuer-Management in Australien

4.2.1 Die Hartlaubgewächswälder Australiens

Bei der Entstehung der Steppen, Grasländer und Wälder Australiens hat das Feuer eine wichtige Rolle gespielt. So stellen die Eucalyptus-Wälder ein sehr ausgeprägtes Feuer-Ökosystem dar. In den Hartlaubwäldern Australiens (sclerophyll forests) dominieren die Eucalyptus-Arten. Diese Gattung hat auf dem trockensten Kontinent der Erde im Laufe der Evolution physiologische Merkmale entwickelt, die sie gegenüber Feuer sehr widerstandsfähig werden liess (HODGSON, 1967):

- Präventivknospen (dormant buds) an Stamm und tieferen Ästen. Sie bilden Wasserreiser, wenn die Baumkrone durch Feuer zerstört wurde. So wird das Überleben des Baumes gesichert.

- Wenn ein Baum so schwer verbrannt ist, dass Stamm und Äste abgestorben sind, dann bilden sich Stockausschläge. Sie entstehen aus verholzten, knollenähnlichen Knospen (lignotubers) an der Stammbasis.

- Die Borke ist so stark und widerstandsfähig, dass sie das Kambium vor der Hitzeeinwirkung schützt (Abb. 8).

Darüber hinaus besitzen Eucalyptusbäume Eigenschaften, die die Wälder zu einem echten Feuer-Ökosystem machen: Sie werfen kontinuierlich eine sehr grosse Menge Streu ab, die hauptsächlich aus Blättern und Rinde besteht. Der Anteil der ätherischen Öle in den Blättern reduziert sich zwar kurz nach dem Absterben, entscheidender ist aber die grosse Masse des abgeworfenen Materials, das sehr leicht brennbar ist. Die Anhäufung wird durch eine Eigenart mancher Bäume noch verstärkt (z.B. E. viminalis):

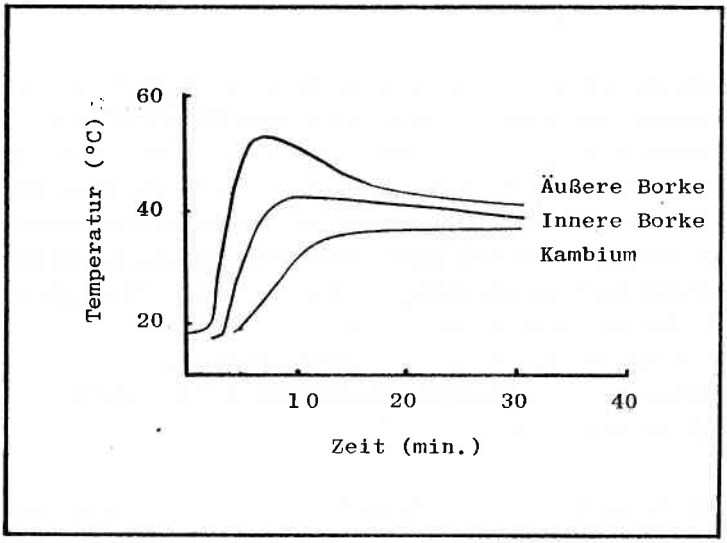


Abb. 8: Temperaturen in der Borke und im Kambium von Eucalyptus marginata. Die Borke wurde einem starken Feuer für mehr als fünf Minuten ausgesetzt. Stärke der Borke: ca. 1,5 cm.
Kambiumzellen werden bei etwa 60° C. abgetötet. Nach CSIRO (1970).

Die Borke schuppt sich ständig in langen Streifen ab. So entsteht am Fuss der Bäume eine Ansammlung von länglichen, eingerollten Rindenstücken, die sehr lange brennen können. HODGSON (1967) berichtet, dass diese Rindenstücke bemerkenswerte aerodynamische Eigenschaften haben. Bei einem Brand werden sie durch Konvektion leicht hochgerissen und mit dem Wind über weite Entfernungen getragen. Im Jahre 1964 seien auf diese Weise bei einem Waldbrand in einer Entfernung von über 18 Meilen von der Feuerfront neue Brandherde entstanden.

Die Akkumulation von brennbarem Material findet in den Wäldern des ganzen Kontinents statt. Aber nach COCHRANE (1968) ist die Feuerverträglichkeit sehr verschieden. Er unterscheidet feuchte ("wet" or "tall") und trockene ("dry") Wald-Typen. Die feuchten Wälder sind wesentlich feuerempfindlicher. Vor allem werden ihrem typischen Vertreter Eucalyptus regnans (mountain ash) durch intensive Feuer grosser Schaden zugefügt. Auf der anderen Seite wurde erwiesen, dass die Erhaltung dieser Art direkt vom Feuer abhängig ist, da für die Schaffung eines geeigneten Keimbettes der Mineralboden freigelegt werden muss.

Die heftigen Waldbrände (bushfires, im Sinne eines "heissen" Feuers) verursachen jährlich einen beträchtlichen Schaden. Auch wenn aus den oben angegebenen Gründen viele Bäume überleben, so ist doch der wirtschaftliche Schaden sehr gross:

- Die aus Stockausschlägen (lignotubers) entstandenen Bäume erbringen nur selten gutes Stammholz, es sei denn, dass mit aufwendigen Mitteln eine starke Durchforstung erfolgt.

- Die Bildung von Wasserreisern stellt eine Entwertung des Stammes dar.

Auf einer gesamten Schadensfläche von 1.060.000 ha im Jahre 1965 betrug der wirtschaftliche Verlust pro Woche etwa

1.160.000 Dollar (COCHRANE, 1968). Die Brandbekämpfungskosten belaufen sich auf etwa fünf Millionen Dollar jährlich. In Tasmanien starben 1969 bei einem grossen Waldbrand 62 Menschen (CSIRO, 1970).

Neben den komplexen ökologischen Auswirkungen durch diese grossen Brände ist vor allen Dingen die Gefahr der Erosion sehr gross. So wurde nach dem "Tumut River Fire" (200.000 acres) in den örtlichen Wasserläufen nach Überflutungen ein Ansteigen des Sedimentanteils um ein über Hundertfaches festgestellt (AUSTRALIAN CONSERVATION FOUNDATION, 1970).

4.2.2 Kontrolliertes Brennen

Das kontrollierte Brennen (in Australien: "Control Burning") in den Eucalyptus-Forsten ist auf ein Hauptziel ausgerichtet: Durch vorsichtiges Entfernen des akkumulierten brennbaren Materials und das Reduzieren des verbuschten Unterstandes soll eine potentielle Schadfeuer-Gefahrenquelle vermindert werden. Denn die vernichtenden Wipfelfeuer können nur entstehen, wenn sie durch ein heisses Bodenfeuer "angeheizt" werden (HODGSON, 1967). Das, was die Natur unter günstigen Umständen mit einem durch Blitzschlag entstandenen Bodenfeuer erreicht, kann vom Menschen durch sinnvolles Planen nachvollzogen werden. Die Australier haben seit langer Zeit Erfahrungen auf diesem Gebiet gesammelt. Die ersten kontrollierten Brände in den australischen Urwäldern wurden zu Beginn der 30er Jahre durchgeführt (ANONYMUS, 1970). Die Entwicklung der jährlich abgebrannten Flächen ist in Übersicht 6 dargestellt.

Im Osten Australiens erfolgt das Brennen meist in einem Abstand von 5-7 Jahren, im Westen alle 4-6 Jahre (AUSTRALIAN CONSERVATION FOUNDATION, 1970). Bei den grossen Waldflächen wurden die "konventionellen" Methoden des Brennens neu durchdacht und rationalisiert. Und so wurde ein System entwickelt,

Übersicht 6: Entwicklung der jährlich kontrolliert gebrannten Flächen in Australien. Nach HODGSON (1967) und CSIRO (1970).

Jahr	Kontrolliert gebrannte Fläche (ha)
1960/61	8 667
1961/62	27 712
1962/63	58 842
1963/64	38 537
1964/65	77 027
1965/66	187 717
1967/68	ca. 400 000

in dem das Flugzeug zur Entzündung kontrollierter Feuer zu Hilfe gezogen wird:

Eine in der Herstellung billige Entzündungskapsel mit Verzögerungseffekt wird von einer halbautomatischen Maschine aus dem langsam tieffliegenden Flugzeug ausgestossen. Das Flugzeug fliegt dabei nach einem vorher festgelegten Plan ("grid pattern") über den Bestand. Dabei können mobile Funkpeilstationen als Navigationshilfe herangezogen werden. Einige Sekunden, nachdem die Kapsel auf den Boden gefallen ist, entzündet sie sich und setzt die Bodenstreu in Brand. Der Abstand der auf diese Weise gelegten Punktfeuer hängt von dem unter den gegebenen Umständen erwarteten Verhalten des Feuers ab. Im Idealfall breitet sich jedes Punktfeuer langsam aus, brennt während des Tages mit geringer Intensität, bis es gegen Abend mit den anderen Feuern zusammentrifft und dann erlöscht. Neben den mobilen Funkstationen sind am Boden noch zusätzlich Sicherheits-Teams in Bereitschaft, alle diese Gruppen stehen in ständigem Kontakt über Funksprechanlagen.

Ein Flugzeug kann auf diese Weise an einem Nachmittag etwa 8-12.000 ha für ein kontrolliertes Brennen entzünden. Die Gesamtkosten der Operation belaufen sich auf etwa DM 0,60/ha, bei einer periodischen Wiederholung nach fünf Jahren auf DM 0,12/ha (C.S.I.R.O., 1970). Diese Technik kann auf übersichtlichem, flachem Land gut angewandt werden. Im Hügel- und Bergland findet sie ihre Grenzen, da ein bergauf laufendes Feuer schnell ausser Kontrolle gerät. Aber auch die konventionelle Methode des Brennens vom Boden aus ist nicht unbedingt teurer. HODGSON (1967) errechnet, dass ein Team von fünf Leuten unter günstigen Wetterbedingungen an einem Tag etwa 240-320 ha brennen kann, das entspricht ebenfalls den Kosten von etwa DM 0,60/ha. Der unbestrittene Vorteil der Arbeit mit dem Flugzeug liegt darin, dass unter den günstigen meteorologischen Bedingungen e i n e s Tages, wie sie nicht allzu häufig vorkommen, gleich ein Vielfaches der Fläche gebrannt werden kann.

4.2.3 Naturschützer und Naturschutzparks

Obwohl das Feuer nachweislich an der Entstehung dieser Wälder beteiligt war, fordern Naturwissenschaftler und Ökologen in Australien genaue Untersuchungen über die Langzeitwirkung des kontrollierten Brennens. So wurde beobachtet, dass sich im Unterstand der Wälder das Artenspektrum der Buschvegetation zugunsten einiger Exoten verschob. Wenn auch diese Auswirkungen noch nicht klar erfasst worden sind, so bestehen die Naturschützer doch darauf, dass die Mosaikbildung ("mosaic effect") in der Landschaft erhalten wird. Das bedeutet, dass nicht in grossen z u s a m m e n h ä n g e n d e n Flächen gebrannt werden soll, beziehungsweise dafür gesorgt werden muss, dass in grossen Flächen kleinere Einheiten vom Feuer ausgespart werden. Das entspricht sicherlich den Grundsätzen der Benutzung des Feuers im Habitat-Management, denn die vom Feuer verschonten Inseln in den Beständen bieten dem Wild Schutz und ermöglichen oder erleichtern überdies die Wiederbesiedlung der frischgebrannten Teile durch Tier- und standortgerechte Pflanzenarten.

Die Frage, ob auch in den Naturschutzgebieten kontrolliert gebrannt werden soll, wird viel diskutiert. So wird behauptet, dass es trotz Berücksichtigung der natürlichen Aufgabe des Feuers sinnvoll sei, das Feuer dort auszuschliessen. Um nun der Gefahr des vernichtenden Schadfeuers vorzubeugen, sollten in erster Linie zwei Möglichkeiten abhelfen (AUSTRALIAN CONSERVATION FOUNDATION, 1970):

- Auswerfen von "Puffer"-Zonen (in denen gebrannt wird) um die Naturschutzgebiete herum. Ein von aussen drohendes Feuer sollte sich dort totlaufen.

- Einschränkung des Zugangs für die Öffentlichkeit während Zeiten hoher Waldbrandgefahr. Der Faktor "Mensch" bei Entstehung der Waldbrände soll damit ausgeschaltet werden.

Diese Ansicht widerspricht derjenigen der Amerikaner. So ist in den USA zu beobachten, dass die "let burn policy" in den dortigen Nationalparks Eingang gefunden hat. Darüber hinaus wird dort eine starke Öffentlichkeitsarbeit betrieben, dass dem Besucher der Nationalparks klargemacht wird, sodass gerade am Beispiel der Naturschutzgebiete die ursprüngliche Rolle des Feuers gezeigt werden kann. Beispiele sind der Everglades National Park in Florida und der Yosemite National Park in Californien (BANCROFT, 1972; WAGTENDONK).

Ungeachtet dieser Diskussion kann aber gesagt werden, dass das kontrollierte Brennen in Australien jährlich Hunderttausende Hektar wertvoller Waldbestände vor der Devastierung durch Schadfeuer schützt. Neben der Vermeidung enormer volkswirtschaftlicher Verluste werden in diesem spärlich besiedelten Land auch Siedlungen geschützt.

4.3 Feuer-Management in Skandinavien

4.3.1 Gibt es in Skandinavien Feuer-Ökosysteme?

Offensichtlich haben zwei massgebliche Gründe in Skandinavien dazu geführt, schon frühzeitig wissenschaftliche Untersuchungen über die Wirkung des Feuers auf die Umwelt zu betreiben:

- Die Häufigkeit der Waldbrände im Norden, insbesondere in Nord-Lappland;

- Die weite Verbreitung der Brandkulturmethoden und deren Erhaltung bis weit in dieses Jahrhundert hinein (Kap. 9.2.).

SAARI (1923) und KERÄNEN (1929) stellten in ihren Untersuchungen fest, dass der Blitzschlag bei der Entzündung von Waldbränden im nördlichen Finnland eine grosse Rolle spielt: Die Berechnungen im Gebiet der Staatsforsten ergaben einen Anteil von 42 beziehungsweise ca. 50 Prozent, wobei die Wärmegewitter die wichtigste Ursache darstellen (KERÄNEN, 1929).

Die Schadfläche betrug während des Untersuchungszeitraumes (1911 bis 1921) jährlich bei durchschnittlich 55 Waldbränden etwa 2.000 ha. Allerdings vermutet KUJALA (1926), dass vor dem Eingriff des Menschen "der durchschnittliche Flächeninhalt der Waldbrände höchstwahrscheinlich im Urzustande bei weitem grösser war, als er heutzutage zu sein pflegt". Den Grund sieht er darin, dass in den nördlichen Urwäldern, "wo die Vermoderung aus klimatischen Gründen langsam vor sich geht, grosse Mengen trockener, oft teeriger, leicht entzündlicher Bäume liegen... und daher auch die Entzündbarkeit und Brandgefahr daselbst offenbar viel grösser ist als in Kulturwäldern".

KUJALA (1926) ist der Überzeugung, dass die Waldbrände eine grosse Bedeutung für die Entwicklung dieser Wälder gehabt haben. Sehr verbreitet waren dabei die "Flächenbrände", die nur selten in verheerende Kronenfeuer übergingen. Weiterhin vermutet er, dass es dort kaum eine Heidefläche geben dürfte, auf der sich nicht im Boden, an der Grenze zwischen Heidetorf und Mineralboden, Holzkohlereste finden liessen.

Hier finden wir also Hinweise, die darauf schliessen lassen, dass in diesen Wäldern des Nordens das Feuer ein fester Bestandteil der Umwelt (gewesen) ist. In einem Feuer-Ökosystem muss eine Wechselbeziehung zwischen Vegetation und Feuer vorhanden sein. Darüber schreibt KUJALA (1926):

"An den Waldpflanzenarten können vielerlei Erscheinungen (Bauverhältnisse und andere Eigenschaften) konstatiert werden, welche speziell die Erhaltung der Art über den Waldbrand hinaus ermöglichen dürften. Die Annahme erscheint nicht unberechtigt, dass die häufigen Waldbrände zur Folge gehabt haben, dass nur Pflanzenarten in der Vegetation unserer Heidewälder dauernd Wurzel gefasst haben, die dank irgendeiner Eigenschaft den Waldbrand gut vertragen oder geradezu N u t z e n aus ihm ziehen können. Die Heidewaldvegetation hat sich mithin den

durch den Waldbrand verursachten Standortvoraussetzungen angepasst".

Die Begründung für diese Anpassung findet KUJALA in folgenden morphologischen und physiologischen Eigenschaften:

1. Unterirdische Verjüngungsorgane der Waldpflanzen. Wenn auch die Existenz der mit solchen (Organen) versehenen Arten viele Ursachen hat, darf mit gutem Grunde angenommen werden, dass der Waldbrand die Konkurrenzfähigkeit der mit ihnen ausgerüsteten Arten gesteigert hat. Diese Behauptung kann mit um so grösserer Berechtigung aufgestellt werden, als viele wichtige, mit Rhizomen versehene Pflanzenarten der Heidewälder der Fähigkeit ermangeln, sich auf Brandflächen aus Samen zu verjüngen (Myrtillus, Vaccinium).

2. Die hohe Keimfähigkeit der Samen an aschehaltigen Stellen (Calluna, Epilobium, Populus, Arctostaphylos uva ursi).

   Bemerkenswert ist, dass den wichtigsten der hierher gehörenden Arten (Calluna, Arctostaphylos) Rhizome fehlen, so dass sie in Ermangelung von Samen der Vernichtung durch den Waldbrand preisgegeben wären.

3. Dickschaligkeit der Samen (Arctostaphylos).

4. Grosse Flugfähigkeit der Samen (Epilobium, Populus).

5. Die Fähigkeit, sich auf verbranntem Boden ungemein rasch zu entwickeln (Epilobium, Marchantia, Peziza).

6. Die Fähigkeit, sogleich nach dem Brande reichlich zu blühen (Deschampsia flexuosa).

7. Dickrindigkeit des Stammes (Pinus silvestris).

Etwas weiter schreibt KUJALA: "da verschiedene Stellen des Bodens in verschieden hohem Grade verbrennen - unter dem Baum zum Beispiel mehr als auf den Zwischenflächen -, hat dies eine gewisse F l e c k e n b i l d u n g in der Vegetation zur Folge, welche sich oft auch noch in alten Wäldern erhält". Diese Fleckenbildung durch die Wirkung eines Feuers ist vergleichbar mit dem grossräumigen Muster innerhalb einer Landschaft, das durch viele natürliche Feuer in grösseren Zeiträumen entstanden ist (Feuer-Mosaik).

4.3.2 Kontrolliertes Brennen in Skandinavien

Kontrolliertes Brennen wird in der skandinavischen Forstwirtschaft bereits lange angewendet. Es ist aber grundsätzlich verschieden von den Techniken, wie sie in den USA oder Australien üblich sind. Denn es wird nicht im Bestand, sondern auf der Freifläche gebrannt. Zielsetzung ist dabei die Entfernung des Schlagabraumes oder die Beseitigung der Rohhumusdecke.

Über die Wirkung der Asche von verbranntem Schlagabraum ist in Skandinavien und bei uns in den zwanziger und dreissiger Jahren berichtet worden (ENEROTH, 1931; FABRICIUS, 1929; SCHMIDT, 1929; TKATSCHENKO, 1929).

Einen breiten Raum nimmt das Brennen der Rohhumusdecke ein. Über dieses Verfahren schreibt VIRO (1974):

Auf armen Böden, auf denen die Fichte (Picea abies (L.) Karst.) seit Jahrhunderten dominiert, haben sich Humusauflagen mit einer Mächtigkeit von teilweise zehn Zentimetern oder mehr gebildet. Dicht geschlossene Kronen verhindern weitgehend eine intensive Sonneneinstrahlung auf den Waldboden, und die Luftbewegungen sind dort schwach. Dieses feucht-

kühle Mikroklima begünstigt, besonders unter Fichte auf sauren Böden, eine starke Rohhumusbildung. Der Rohhumus wirkt in dieser Stärke (in feuchtem und trockenem Zustand) als sehr stark isolierende Schicht. Sie hält den Boden in der entscheidenden Zeit der Vegetationsperiode, im Frühjahr, sehr kühl. So ist auf solchen Standorten Entwicklung und Wachstum der Bestände stark gehemmt.

Die meisten dieser Urwälder entstanden damals nach Waldbränden. Die als Brandfolger geltenden Pionier-Baumarten, hauptsächlich Birke, Pappel, Kiefer, können sich bei fortschreitender Sukzession nicht mehr durchsetzen. In der von der Fichte beherrschten Beständen, in denen nur noch vereinzelt Kiefern vorkommen, wächst die Rohhumusauflage. Die Ernährungssituation wird kritischer, da die Nährelemente in nicht verfügbarer Form im Humus zurückgehalten werden. In der fortschreitenden Entwicklung wird die natürliche Verjüngung immer schwieriger, das Wachstum ist gehemmt. und es bildet sich so ein "degenerierter", unproduktiver Bestand von Bäumen aller Altersklassen. In einem trockenen Sommer findet ein Wildfeuer dort ein solch angehäuftes Energie-Potential, dass dieses Klimax-Stadium durch totale Vernichtung ein Ende findet. Die Entwicklung beginnt von neuem, ein Vorgang, der länger als 200 Jahre dauern kann.

Nach der Standortklassifizierung von CAJANDER (1949) sind solche Bestände meist auf den trockenen, armen Standorten wie z. B. des Vaccinium-Typs, die eigentlich besser für eine Kiefernbestockung geeignet wären.

Hier setzt der Gedanke des kontrollierten Brennens an. Durch ein Reduzieren der Humusdecke durch t e i l w e i s e s Abbrennen kann folgendes erreicht werden:

- Es werden bessere Wachstumsbedingungen geschaffen, da
  a. Nährelemente verfügbar gemacht werden

b. der Boden sich besser erwärmen kann

c. Niederschlag bis zum Boden vordringen kann und nicht mehr im Humuspolster zurückgehalten wird

- Eine **Aufforstung** wird erleichtert oder überhaupt ermöglicht

- Es kann ein Wechsel in der Baumartenwahl vorgenommen werden

Dieses Brennen hat mit grosser Vorsicht zu erfolgen. Denn eine vollständige Entfernung der Humusdecke kann in einem extrem trockenen Sommer zur Folge haben, dass junge Pflanzen auf Böden geringen Wasserhaltevermögens unter Wassermangel leiden. VIRO meint, dass das kontrollierte Brennen auf den meisten fruchtbaren Standorten nicht notwendig ist. Er kommt aber zu dem Schluss, dass es auf ärmeren Standorten sehr zweckmässig sein kann, besonders für den standortsgerechten Anbau der Kiefer.

Wie ungünstig sich das Abbrennen der Humusdecke eines besseren Standortes auf eine Bestandesbegründung mit Fichte auswirkt, zeigt eine Arbeit von UGGLA (1967). Bei seiner Untersuchung in Schweden erbrachten die Fichten wohl in den ersten Jahren nach dem Abbrennen und der Pflanzung eine grössere Wachstumsleistung als die Fichtenkultur ohne Brandvorbereitung auf dem gleichen Standort. Nach zwölf Jahren kreuzen sich aber die Wachstumskurven, und nach 21 Jahren konnte festgestellt werden, dass der durchschnittliche Höhenzuwachs auf der nichtgebrannten Fläche um etwa 65 % höher lag als auf der gebrannten. Zu gleichen Ergebnissen kommt BRAATHE (1974) bei Versuchen mit Fichte und Kiefer.

Die Gegenüberstellung dieser Beispiele zeigt, wie sorgfältig die verschiedene und komplexe Wirkung des Feuers in den nordischen Nadelwäldern untersucht werden muss und wie sehr sie von den verschiedenen Standortverhältnissen abhängig ist. Verallge-

meinernde Schlussfolgerungen sollten nicht gezogen werden. Aber auch hier muss eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit stattfinden. Ein gutes Beispiel dafür ist ein norwegisches Taschenbuch (STRØMSØE, 1957), das in Form eines "Führers" die ganze Problematik des Brennens, die Techniken und gesetzlichen Bestimmungen aufzeigt.

5. DIE DURCHFÜHRUNG DES KONTROLLIERTEN BRENNENS

5.1 Zielsetzung

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, ein kontrolliertes Brennen durchzuführen. Ein Feuer-Management muss daher eine ganz spezifische Zielsetzung beinhalten. Danach richtet sich die Technik des kontrollierten Brennens, die es ermöglicht, das Verhalten des Feuers und seine Wirkung auf die Umgebung zu steuern. STODDARD (1962) unterscheidet daher beim kontrollierten Brennen zwei grundlegende Zielsetzungen, das r e c l a m a t i o n burning und das m a i n t e n a n c e burning, die ich nachstehend erläutern möchte:

a) R e c l a m a t i o n burning

Dieser Begriff besagt soviel wie "Brennen zum W i e d e r - E r r e i c h e n eines Zustandes". Der angestrebte Zustand der Vegetation unterscheidet sich also von dem gegenwärtigen. Ein Beispiel ist die Verdrängung von Laubholzarten zugunsten der Kiefer, die sich ohne Hilfe des Feuers alleine nicht durchsetzen kann; oder das Schlagraumbrennen, das eine Aufforstung beziehungsweise Naturverjüngung erst ermöglicht. In beiden Fällen wird eine Veränderung des bestehenden Zustandes angestrebt. Die Temperaturen dieser Feuer müssen ausreichend hoch sein, damit sie Laubhölzer abtöten beziehungsweise den Schlagraum vollständig beseitigen. Eine relativ trockene Umgebung (Brennmaterial, relative Luftfeuchtigkeit) ist daher Voraussetzung.

b) M a i n t e n a n c e burning

Hier ist das Ziel die "Erhaltung" eines bereits vorhandenen Zustandes. Die Benutzung des Feuers stellt eine Routine dar, wobei die natürliche Periodik nachgeahmt wird. Die zwischenzeitlich eingetretenen Veränderungen der Vegetation (Massenzuwachs, Konkurrenz) sind relativ gering. Die Intensität der Feuer muss also nicht hoch sein. Gute Voraussetzungen sind gegeben bei relativ hoher Feuchtigkeit der Umgebung (cool

fires). Die Einwirkung dieser Feuer auf die Umwelt ist also nicht so hoch, wie beim "reclamation burning". Beispiele sind: Das regelmässige Brennen in Eucalyptuswäldern Australiens oder in Kieferngebieten der USA.

Wie eng ein "reclamation" und "maintenance" burning nebeneinanderstehen können, zeigt folgendes Beispiel: WEST berichtet vom "grassland and savanna management" Zambias (nach KAYLL, 1974). Zu welcher Jahreszeit dort gebrannt wird, hängt von der Zielsetzung ab. Zambia hat recht hohe Niederschläge (1.000-1.300 mm/J.). Zum Zweck der Erhaltung von Weideland wird am Ende der Trockenzeit mit hohen Temperaturen gebrannt. Busch und Niederwald werden auf diese Weise kontrolliert und unterdrückt ("below the level of grasses"), und die Grasflächen können sich dort ohne Konkurrenz und frei zugänglich entwickeln. In der g l e i c h e n Zone Zambias können W a l d g e b i e t e durch Brennen am Ende der Regenzeit durch "low intensity fires" in ihrer Struktur erhalten und begünstigt werden.

5.2 Faktoren, die das Verhalten des Feuers bestimmen

Die Intensität und das Verhalten des Feuers hängen wesentlich ab von den meteorologischen Bedingungen, den Eigenschaften und der Menge des brennbaren Materials und der Topographie. Bei der Planung des kontrollierten Brennens müssen alle diese einzelnen Komponenten berücksichtigt werden. Für das Brennen im Kiefernwald werden nachfolgend einige Anhaltswerte gegeben (nach: COOPER, 1973; DAUBENMIRE, 1968; HEFNER, 1973; KAYLL, 1974; NEEL, 1965).

5.2.1 Meteorologische Bedingungen

Die Wetterbedingungen stellen die stärkste Variable dar, die das Verhalten des Feuers beeinflusst. Dies lässt sich leicht daraus ersehen, dass bei uns die meisten Waldbrände im März entstehen (ca. 31 %). Ein zweiter Höhepunkt wird im August erreicht (10 %), wo die Fläche der Waldgrossbrände ihr Maximum

erreicht (KWF, 1976).

Gute Wetterbedingungen für ein kontrolliertes Feuer in Kiefernwäldern bzw. Marsch- und Grasflächen finden sich in den Wintermonaten, die auch den günstigsten Zeitpunkt für die Vegetation darstellen. Die Beobachtung der Wetterlage sollte langfristig erfolgen, eine genaue Aufzeichnung spätestens zwei bis drei Tage vor dem Brennen.

Nach dem Passieren einer Kaltfront finden sich in der Regel die Bedingungen, die für ein kontrolliertes Brennen geeignet sind: Niederschlag, gefolgt von einer kalten Luftmasse mit niedriger relativer Feuchte.

Beim Brennen im Kiefernbestand sollte der Wind im Bestand eine Geschwindigkeit zwischen 6 - 16 km/h und evtl. höher haben. Innerhalb von acht Stunden sollte der Wind nicht über 20° schwenken (Stetigkeit in Windgeschwindigkeit und -richtung!).

Die Lufttemperatur sollte zwischen -5° C und $+ 10^{\circ}$ C liegen, um ein Erreichen der letalen Temperaturen in Borke und Benadelung zu verhindern.

Die relative Luftfeuchte sollte zwischen 30 % und 50 % betragen, bei besonderen Zielsetzungen 20 % bis 60 %.

Durch einen Niederschlag von 2 - 3 mm in den Tagen zuvor wird erreicht, dass Boden und Humusauflage beim Brennen noch feucht sind, während sich Streu- und Grasschicht bereits wieder in brennbarem Zustand befinden.

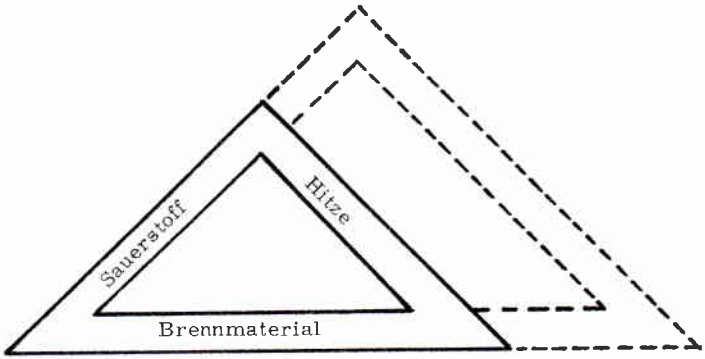
Die Stabilität der Luftschichtung ist ebenfalls ein nicht zu vernachlässigender Faktor: Starke Konvektion führt zu unregelmässigem Verhalten des Feuers, der Rauch wird allerdings gut in höhere Luftschichten abgeführt. Stabile Verhältnisse begünstigen ein regelmässiges Brennen. Eine Inversionslage kann

dabei aber zu einem Stau des Rauches führen und somit die Sicht beeinträchtigen.

5.2.2 Eigenschaften und Menge des brennbaren Materials

Entzündlichkeit und Brennbarkeit des Materials sind abhängig von der Zusammensetzung, dem physikalischen Zustand, der vorhandenen Masse und deren räumliche Verteilung und vom Feuchtigkeitsgehalt.

Die Bedeutung der Menge des Brennmaterials auf die Hitzeentwicklung kann am nachstehenden gleichschenkligen Dreieck gezeigt werden, das die Beziehung Sauerstoff - Brennmaterial - Hitze veranschaulicht (USDA, FOREST SERVICE, 1972). Bei einem Feuer im Freiland ist immer genügend Sauerstoff vorhanden. Und somit ist die Menge des Brennmaterials der entscheidende Faktor, der die Hitze-Intensität bestimmt:



Der Feuchtigkeitsgehalt des Brennmaterials wird weitgehend vom derzeitigen Wetter und dem der vorausgegangenen Zeit bestimmt (Dauer und Menge des Niederschlages, Luftfeuchtigkeit, Luft- und Bodenoberflächentemperatur, Bewölkung). Der Feuchtigkeitsgehalt wird definiert als Unterschied des Gewichtes der feuchten

(G_f) und der darrtrockenen (G_d) Probe des Brennmaterials bezogen auf das Gewicht der getrockneten Probe.

$$\text{Feuchtigkeitsgehalt} \quad F = \frac{G_f - G_d}{G_d} \cdot 100 \ (\%)$$

Der Feuchtigkeitsgehalt des Brennmaterials im Kiefernbestand, das durch kontrolliertes Brennen entfernt werden soll, sollte im Bereich von 7 - 20 % liegen. Unterhalb von 5 % wird das Feuer zu heiss, und oberhalb von 20 % brennt es zu unregelmässig, Als Faustregel kann man sagen, dass bei einer Luftfeuchte von 30 - 50 % einige Tage nach einem Regen der Feuchtigkeitsgehalt des Brennmaterials etwa 10 % - 20 % beträgt.

5.2.3 Topographie

Exposition und Neigung des Geländes beeinflussen ebenfalls das Feuerverhalten. Bodenvegetation und Feuchtigkeit des Brennmaterials können an einem Nordhang und einem Südhang durchaus unterschiedlich sein. Wichtig ist zu beachten, dass die Neigung des Geländes Einfluss auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Feuers hat. Ein bergauf laufendes Feuer erhöht nämlich seine Geschwindigkeit ganz beträchtlich: Bei einer Hangneigung von 10° verdoppelt sich die Vormarschgeschwindigkeit des Feuers (gegenüber der Ebene), bei 20° Neigung vervierfacht sie sich bereits. Das bedeutet, dass beim kontrollierten Brennen stets hangabwärts gebrannt werden sollte, um die Entwicklung eines Schadfeuers zu vermeiden.

Um die Sicherheit beim kontrollierten Brennen zu gewährleisten, sollte allen Planungen noch eine wichtige Regel zugrunde gelegt werden:

Das "Prinzip der abnehmenden Entzündlichkeit und Brennbarkeit" ("Principle of decreasing combustibility", nach STODDARD, 1962). Es besagt soviel, dass ein kontrolliertes Brennen zeitlich (1) und räumlich (2) von einem höheren Grad der Entzündlichkeit und Brennbarkeit zu einem niederen laufen soll:

ad (1) Im Tagesverlauf erreicht die Temperatur in der Regel am frühen Nachmittag ihr Maximum, während gleichzeitig die relative Luftfeuchtigkeit einen Tiefstand erreicht. Entsprechend haben Entzündlichkeit und Brennbarkeit des brennbaren Materials zu dieser Zeit einen Höhepunkt erreicht. In umgekehrter Korrelation ergibt sich ein Tiefpunkt in den frühen Morgenstunden. Ein kontrolliertes Brennen sollte zu einem Zeitpunkt begonnen werden, von dem an die Brennbereitschaft des Materials abnimmt. Nach STODDARD (1962) und NEEL (1965) wird das Feuer (-Verhalten) von diesem Prinzip g e l e i t e t, so dass es vom Menschen bei zunehmendem zeitlichen Ablauf immer besser unter Kontrolle gebracht werden kann.

ad (2) In der räumlichen Planung muss berücksichtigt werden, dass Teile eines zu brennenden Areals verschieden strukturiert sein können, so dass die zu erwartende Brand-Intensität verschieden hoch sein kann. Deshalb ist so vorzugehen, dass möglichst von Flächen höherer Brennbereitschaft zu denen niedrigerer gebrannt wird. Dieses Prinzip soll also auch hier sicherstellen, dass seitens der Planung ein Sicherheitsfaktor eingebaut wird, der das unkontrollierte Entgleiten des Feuers möglichst verhindert.

Zur Vermeidung von Schwierigkeiten im hügeligen Gelände kann eine Zwei-Phasen-Brenntechnik ("two-stage-burning") verwendet werden (COOPER, 1973). Kurz nach einem Regen befinden sich die Kuppen und höher gelegenen Teile des Geländes in geeignetem Zustand zum Brennen. Sie können dann gefahrlos entzündet werden, wobei das Feuer hangabwärts läuft. Talwärts wird es dann ab einem bestimmten Punkt zu feucht, so dass sich das Feuer dort totläuft. In diesem Fall kann vermieden werden, dass dort Brandschutzstreifen gezogen werden müssen. Einige Tage später ist der untere Teil der Hänge bzw. eine Niederung auch soweit getrocknet, dass dort gebrannt werden kann. Unter Umständen kann sogar das Feuer hangaufwärts geleitet werden, da es sich bei Erreichen der bereits gebrannten Zone totläuft.

5.3. Die Techniken des kontrollierten Brennens

Wie bereits oben erwähnt, ist die Technik des Brennens von der Zielsetzung des Feuer-Managements abhängig. Im Folgenden sollen die Techniken kurz geschildert werden, wie sie beim "prescribed burning" in den südlichen Kiefernwäldern der USA verwendet werden (im Anhalt an MOBLEY et al., 1973):

a) Gegenwindfeuer ("back fire")

Das Feuer wird so angelegt, dass seine Front g e g e n den Wind läuft. Ausgangslinien bilden meist eine Strasse, ein Bach, ein Brandschutzstreifen und ähnliches mehr, die dem Feuer nicht erlauben, m i t dem Wind zu laufen. Voraussetzung ist ein in Richtung und Stärke stetiger Wind. Die Windstärke beeinflusst die Vormarschgeschwindigkeit der Feuerfront wesentlich, so dass man unter normalen Umständen mit etwa 20 bis 60 m/h rechnen kann. Diese Technik erlaubt eine sehr leichte Kontrolle des Feuers und bietet sich dort an, wo sich viel brennbares Material angesammelt hat, da sich die höchsten Temperaturen dichter über dem Erdboden entfalten als beim Lauffeuer. Der Wind sollte eine Geschwindigkeit von ca. 6 bis 16 km/h haben. Je stärker der Wind ist, desto besser wird der Rauch verteilt, ein Vorheizen des Kronenraumes verhindert und damit auch ein Übergreifen in die Kronen. Der Beschädigungsgrad des Oberstandes ist daher gering. Ein Nachteil ist, dass diese Technik sehr zeitaufwendig ist. Deswegen wird meist mit mehreren hintereinanderliegenden Linien gearbeitet (Abb. 9 und 10).

b) Lauffeuer ("head fire")

Die Feuerfront läuft hier m i t dem Wind. Die Intensität dieses Feuers ist sehr hoch, da es sich schneller ausbreitet (200-400 m/h), die Flammenzone grösser ist, die Flammen höher schlagen und somit - im Gegensatz zum Gegenwindfeuer - in grösserer Höhe über dem Erdboden ein starker Temperaturanstieg erreicht wird. Es sollte nur dort angewendet werden, wo sich in gleichmässiger Verteilung nur wenig brennbares Material angesammelt hat. In den Wäldern findet es bei einem

"reclamation burning" Anwendung, es ist allerdings wesentlich schwieriger zu kontrollieren und daher gefährlicher als das Gegenwindfeuer. Beim Feuer-Management der Savannen und Grasländer wird das Lauffeuer häufig angewendet, da nur die dabei entwickelten höheren Temperaturen in der Lage sind, das Buschwerk vollständig abzutöten.

c) Streifen-Lauffeuer ("strip-head fire")

Diese Technik bietet die Möglichkeit, die Eigenschaften des Lauffeuers in gefahrloser Weise zur Anwendung zu bringen. Mehrere Feuerstreifen werden q u e r zum Wind gelegt (Abstand 20 bis 60 m). Bevor nun das vom Wind getriebene Lauffeuer vollste Intensität entwickelt und somit gefährlich werden kann, trifft es auf das Gegenwindfeuer des Parallelstreifens, wo es dann zusammenbricht (Abb. 11). Diese Technik erlaubt ein schnelles Brennen, und sie kostet dadurch weniger, da nicht so viele Feuerschutzstreifen errichtet werden müssen. Es werden keine hohen Windgeschwindigkeiten benötigt (3 bis 8 km/h), und es kann bei relativ hoher Luft- und Brennmaterial-Feuchtigkeit gearbeitet werden.

d) Flankenfeuer ("flank fire")

Die Feuerlinien werden bei diesem Verfahren parallel i n den Wind gelegt. Von diesen Linien breitet sich das Feuer im rechten Winkel zum Wind aus (Abb. 12). Es wird häufig dazu verwendet, die Flanken eines Streifen-Lauffeuers oder eines Gegenwindfeuers zu sichern oder das Brennen auf grösserer Fläche zu beschleunigen.

e) Punktfeuer ("spot fire")

In mehreren Linien werden hier punktförmig Feuer angelegt. Sie brennen in alle Richtungen, bis ihre Fronten zusammenstossen. Die Entfernung der Punktfeuer zueinander (bei der Entzündung) sollte einerseits so sein, dass sie zusammentreffen, bevor sich jedes einzelne Feuer zu stark entwickelt. Andererseits dürfen

sie nicht so nahe zusammenliegen, dass zu viele Vereinigungszonen der Feuerfronten entstehen, die eine zunehmende Intensität bedeuten. Deswegen erfordert die Anwendung dieser Technik viel Erfahrung und Kenntnis des Feuerverhaltens. Sie kann angewendet werden bei leichten und wechselnden Winden. Das Feuer sollte durch eine Basislinie gegen die Haupt-Windrichtung abgesichert werden (Abb. 13).

f) Ringfeuer ("center, circular, ring fire")

Bei diesem Verfahren wird das Feuer ringförmig um die zu brennende Fläche gelegt (Abb. 14). Die Feuerfronten sollen sich hier im Zentrum vereinigen. Um diesen Trend bei leichtem Wind zu unterstützen, können im Zentrum der Fläche mehrere Punktfeuer gelegt werden. Die Methode wird dort angewendet, wo ein relativ heisses Feuer zur Beseitigung von Schlagraum oder zur Bodenvorbereitung benötigt wird. Sie verursacht oft eine starke, konvektionale Luftströmung, die den Rauch säulenförmig in die Höhe reisst.

g) Sternförmiges Feuer ("chevron burn")

Grundsätzlich ähnelt diese Methode dem Flankenfeuer, nur liegen die Feuerlinien nicht parallel, sondern sie gehen sternförmig von einem Zentrum auseinander. Sie wird im hügeligen Gelände verwendet, wobei das Feuer-Zentrum auf der Spitze oder dem Scheitelpunkt der Erhebungen liegt. Die Linien werden hangabwärts gelegt (Abb. 15). Das Verfahren wird häufig in Kombination mit anderen benutzt. Es stellt eine Möglichkeit dar, gefahrlos an stärker geneigten Hängen zu arbeiten.

5.4 Entzündungsmethoden

Die einfachste Methode, ein kontrolliertes Feuer zu entzünden, ist die Benutzung des Streichholzes. Es eignet sich zum Anlegen von Punktfeuern. Beim Entzünden von Feuerlinien benötigt man allerdings länger brennende Fackeln oder ähnliche technische Hilfsmittel.

In Norwegen werden lange Propangasfackeln benutzt (STRØMSØE, 1957). In den USA werden sogenannte "drip torches" verwendet, das sind handliche Brennstoffbehälter mit einer langen Auslaufröhre (Abb. 16). Durch diese Konstruktion kann man eine Feuerlinie zügig legen, da man dabei aufrecht gehen kann. Am Ende der Röhre befindet sich ein Brenner, durch den der auslaufende Brennstoff fliesst und sich entzündet. Das Brennstoffgemisch besteht aus einer Mischung von Dieselkraftstoff und Benzin (3 : 2).

Technisch erweiterte und verfeinerte Verfahren wurden für die Entzündung aus der Luft entwickelt (DAID: Delayed Action Ignition Device). Hierbei werden Brandsätze mit Verzögerungszünder aus dem Hubschrauber oder Flugzeug geworfen. Sie eignen sich zum Anlegen von Punktfeuern.

Die Abbildungen 9 - 15 stammen aus MOBLEY et al. (1973). Mit freundlicher Genehmigung des US Forest Service, Atlanta/Georgia.

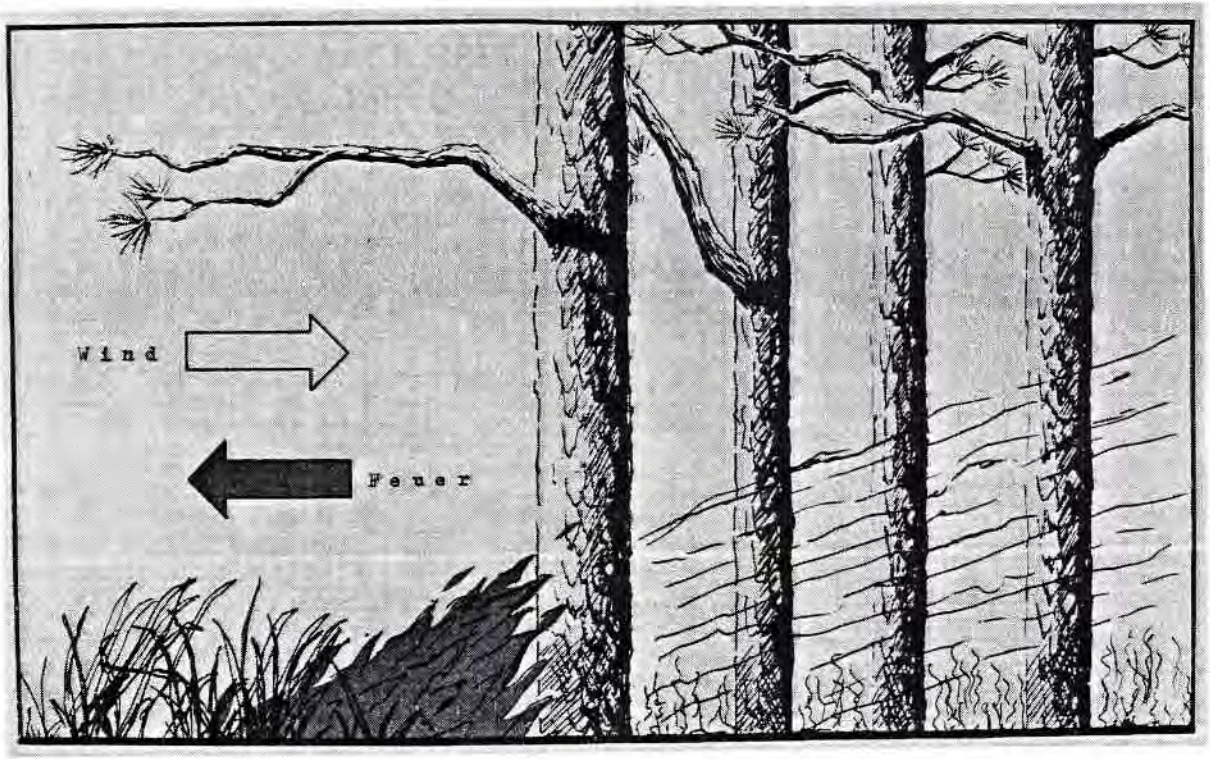


Abb. 9: Gegenwindfeuer

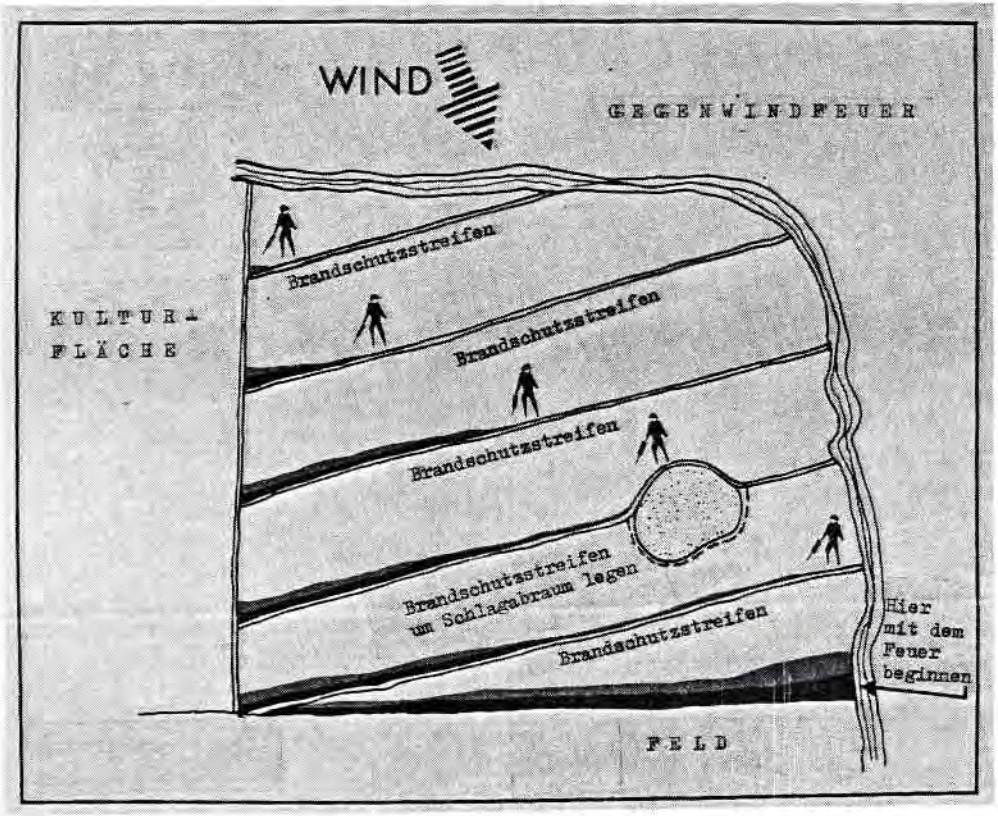


Abb. 10: Gegenwindfeuer

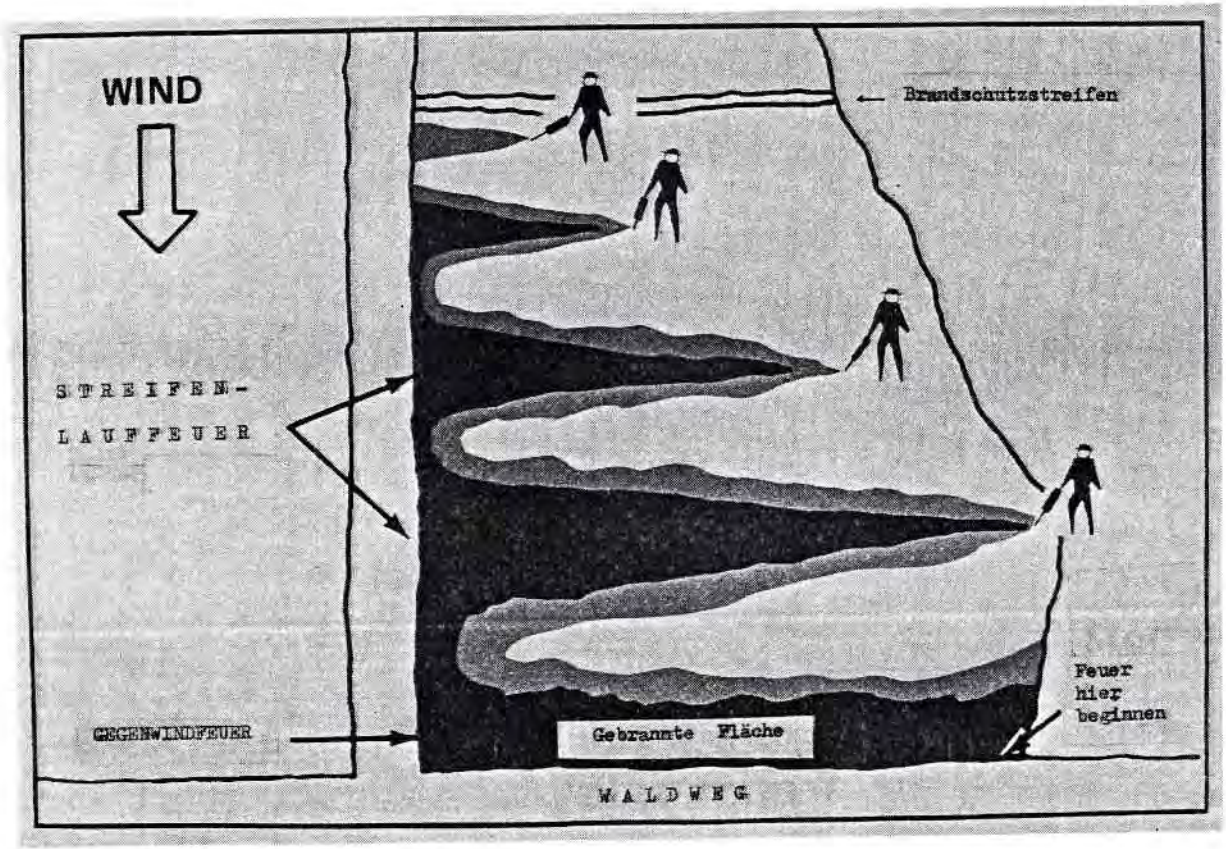


Abb. 11: Streifen-Lauffeuer

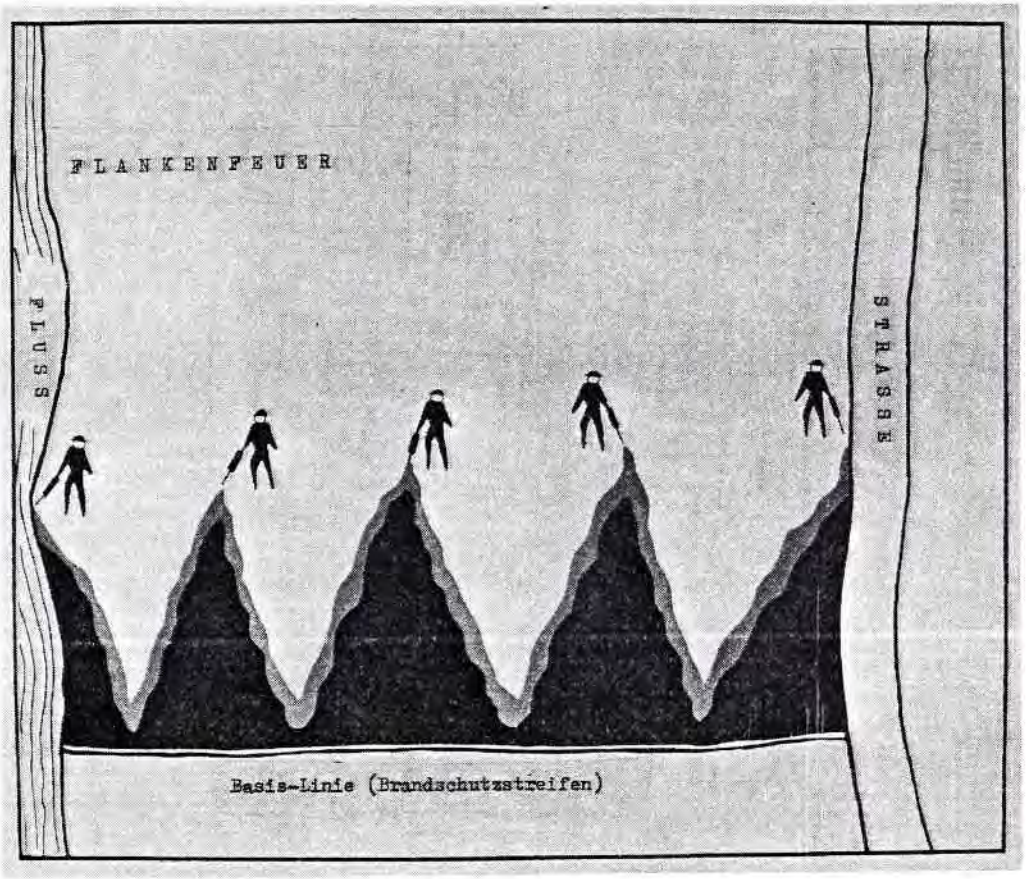


Abb. 12: Flankenfeuer

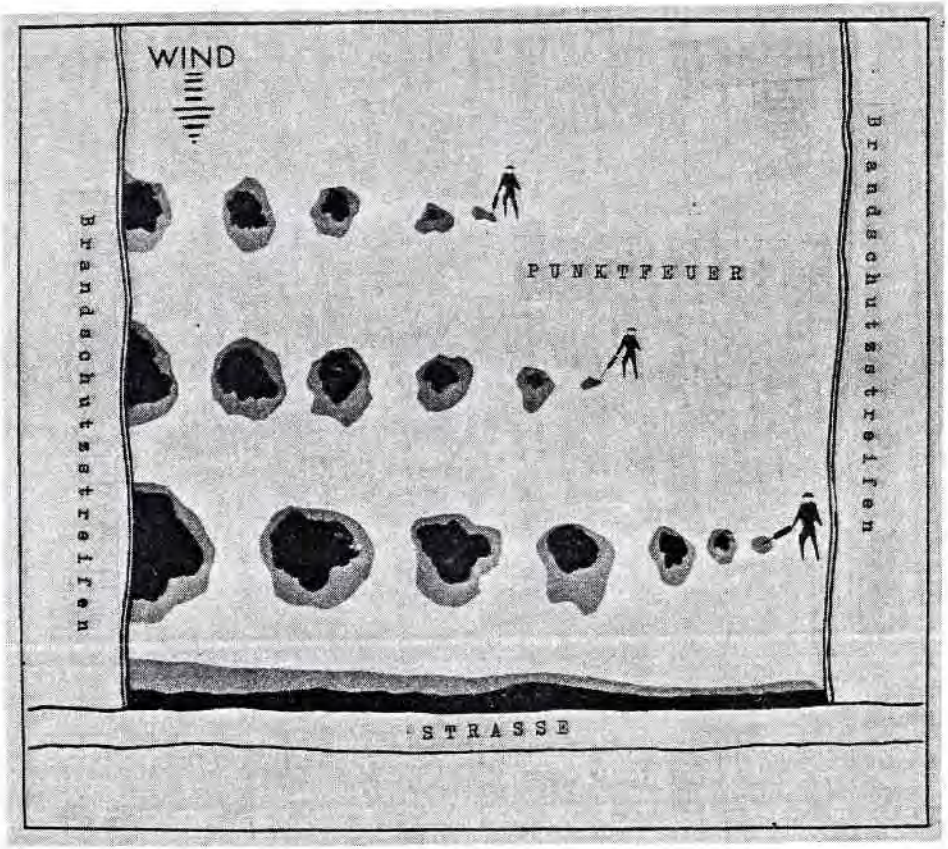


Abb. 13: Punktfeuer

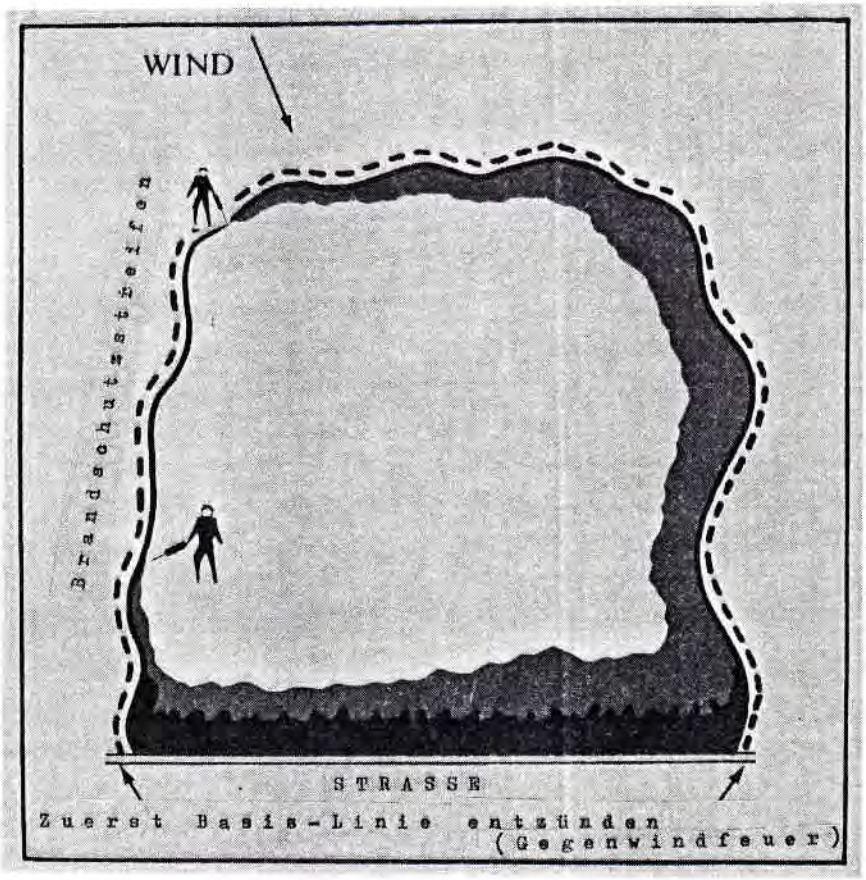


Abb. 14: Ringfeuer

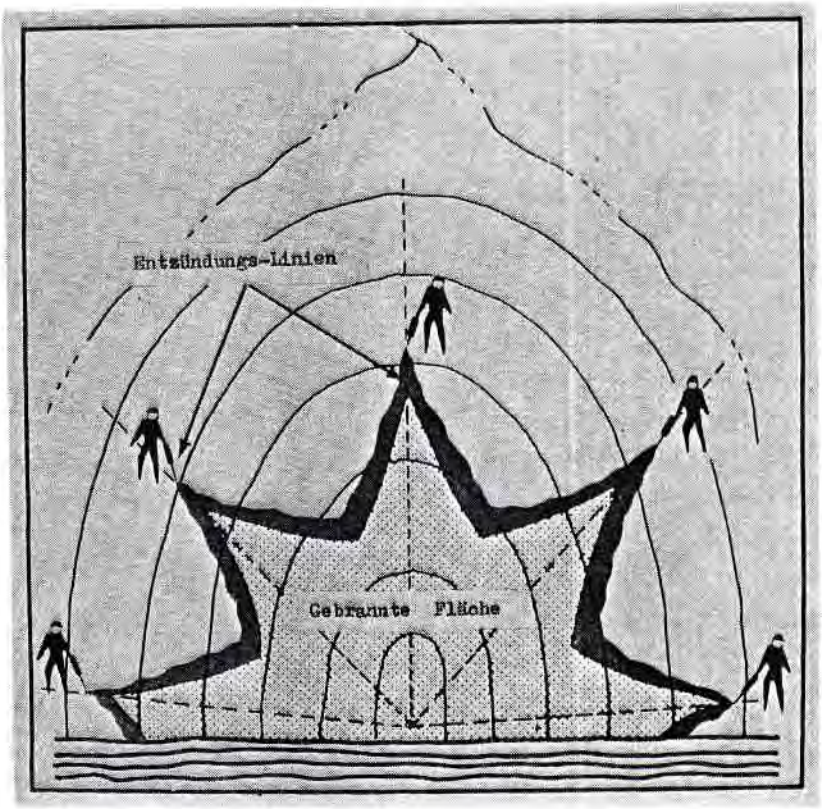


Abb. 15: Sternförmiges Feuer

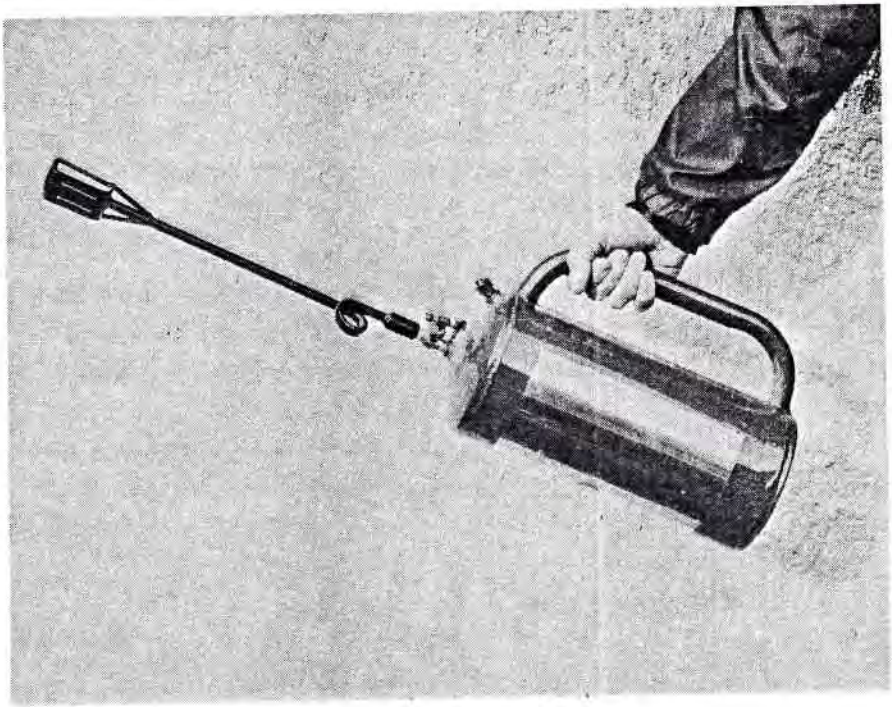


Abb. 16: Brennstoff-Fackel ("drip torch").

6. AUSWIRKUNGEN DES FEUERS AUF DEN BODEN

6.1 Temperaturen

6.1.1 Temperaturentwicklung während des Brennens

Die Temperaturen, die bei natürlichen und kontrollierten Feuern auftreten, sind sehr unterschiedlich. Wie bereits aufgezeigt wurde, sind sie abhängig von den gegebenen Umständen, wie Jahreszeit, Wetter, Menge des brennbaren Materials, Substratfeuchte, Topographie usw.

Temperaturen bei Lauf- und Gegenwindfeuern:

Beim kontrollierten Brennen lassen sich die zu erreichenden Temperaturen durch die Wahl der Brenntechnik steuern. Das vom Wind getriebene Lauffeuer entwickelt seine Maximaltemperaturen höher über der Bodenoberfläche als das Gegenwindfeuer. Somit eignet sich das Lauffeuer gut für das Brennen im Grasland, wo eine gleichmässige Altgrasdecke schnell verbrennt und die intensive Temperaturentwicklung in grösserer Höhe in der Lage ist, das unter Kontrolle zu bringende Buschwerk abzutöten. Im Wald verbietet sich diese Technik meist von selbst, da die Gefahr eines Übergreifens in die Kronen besteht. Das Gegenwindfeuer ist dagegen geeignet, die Entfernung von ungleichmässig verteiltem und verschieden grossem brennbarem Material auf dem Waldboden zu bewirken.

Einfluss der Bodenfeuchtigkeit auf die Temperaturen

Bei grösserer Bodentrocknis sind die Temperaturen während des Brennens an der Bodenoberfläche grösser als bei feuchtem Boden. Allerdings wird bei erhöhter Bodenfeuchtigkeit eine Temperaturerhöhung auch besser in tiefere Bodenschichten abgeleitet. Trotz der erhöhten Wärmeleitfähigkeit des feuchten Bodens wird allerdings empfohlen, das kontrollierte Brennen dennoch bei allgemein feuchtkühlen Umweltbedingungen durchzuführen, zumal sich mit steigendem Feuchtigkeitsgehalt die Wärmeleitfähigkeit des Bodens auch nur bis zu einem bestimmten Punkt steigert, von dem an keine weitere Erhöhung mehr stattfindet (HEYWARD, 1938).

Die isolierende Wirkung des Bodens ist sehr stark. Bei den meisten Untersuchungen über Brandtemperaturen lässt sich feststellen, dass der Temperaturgradient von der Bodenfläche bis in die ersten Zentimeter Bodentiefe sehr steil abfällt. So konnten ISAAC und HOPKINS (1937) bei einem sehr heissen Schlagraumbrennen an der Bodenoberfläche 1005° C messen, in einer Bodentiefe von 2,5 cm dagegen nur noch 320° C. HOFFMANN (1924) verzeichnete unter ähnlichen Umständen an der Bodenoberfläche 454° C, unter ca. 2 cm Streu 49° C, an der Mineralbodenoberfläche unter 3,8 cm Streu nur 15,5° C, im freigelegten mineralischen Boden in 2,5 cm Tiefe 23,8° C. MASSON (1949) konnte bei einem Gras-Brand in Afrika an der Bodenoberfläche 720° C messen, in einer Tiefe von 2 cm war nur eine Temperaturerhöhung von 14° C festzustellen (zit. nach DAUBENMIRE, 1968). UGGLA (1958) berichtet von unbedeutender Temperaturerhöhung unterhalb der wärme-isolierenden Rohhumusdecke. Bei einem Vergleich zwischen einem kontrollierten Brennen und einem simulierten Schadfeuer in australischen Eucalyptus-Wäldern stellte BEADLE (1940) fest, dass das Bodenfeuer in 2,5 cm Bodentiefe eine Temperatur von 50° C erzeugte, das Schadfeuer dagegen 223° C in 7,5 cm Tiefe.

Sehr interessant für die Beurteilung von kontrollierten Feuern in Kiefernbeständen sind die Versuchsreihen von HEYWARD (1938) (P. palustris auf feinem sandigem Lehm und Sandböden): die meisten Messreihen ergaben bei einer Bodentiefe von 3 bis 6 mm Temperaturen zwischen 65° C und 79° C. Bei einer Messtiefe von 12 mm war die Temperaturerhöhung noch geringer (bei etwa einem Viertel der Versuche war überhaupt kein Ansteigen der Temperatur feststellbar). Übersicht 7 zeigt einen Ausschnitt aus diesen Versuchen.

Die Auswirkung der Erhitzung des Bodens auf die Bodenfruchtbarkeit (ohne die Einwirkung der Asche) wird bei AHLGREN und AHLGREN (1960) diskutiert, ist aber gegenüber dem Effekt der Mineralisierung unerheblich.

Übersicht 7: Maximale Bodentemperaturen (°C) in einer Tiefe von 3 bis 6 mm während eines Bodenfeuers nach dreijähriger Feuer-Ausschliessung in einem Bestand von *Pinus palustris*. Nach HEYWARD (1938).

Feuer Nr.	Luft-temperatur	Boden-temperatur vor dem Feuer	Höchste Temperaturen während des Feuers	
			Meßelement 1	Meßelement 2
		Gegenwindfeuer		
1	22,2	13,3	34,4	u. L. T.
2	26,6	15,5	-	u. L. T.
3	28,8	17,7	58,8	35,0
4	27,2	20,0	42,2	27,2
5	24,4	21,1	36,6	41,6
6	32,2	19,4	38,8	54,4
7	31,6	20,0	38,3	34,4
		Lauffeuer		
8	25,5	18,8	33,3	u. L. T.
9	26,6	15,5	29,4	-
10	31,6	20,0	u. L. T.	45,5
11	31,6	20,0	u. L. T.	42,7
12	28,8	20,0	45,0	-

u. L. T.: Unterhalb der Luft-Temperatur

Übersicht 8: Mit Hilfe der Analyse von Ascheresten kann nach einem Feuer festgestellt werden, wie hoch etwa die Brandtemperaturen gewesen sein können. Die Werte stammen aus einer Versuchsreihe aus Californien. Nach BENTLEY und FENNER (1958) aus RALSTON und HATCHELL (1971).

Zustand der Bodenauflage	Maximal-Temperatur während des Feuers	
	Bodenoberfläche	2,5 cm Tiefe
Schwarze Asche. Bodenoberfläche bedeckt mit angekohlten Streuresten.	177° C	71° C
Boden freigelegt. Auflage verbrannt, keine Anhäufung von Asche.	400° C	177° C
Weisse Asche. Streu und stärkeres Material restlos verbrannt, dicke Asche-auflagen.	> 500° C	288° C

Im allgemeinen dürfte die Erhöhung der Bodentemperaturen beim kontrollierten Brennen nicht sehr gross sein.

6.1.2 Bodentemperaturen nach dem Brennen

Nach dem Brennen der Bodenauflage wird allgemein eine durchschnittliche Temperaturerhöhung des Bodens festgestellt. Im nordamerikanischen Grasland (dominierend: Andropogon scoparius, A. gerardi) konnten KUCERA und EHRENREICH (1962) im Frühjahr nach dem kontrollierten Brennen Bodentemperaturen messen, die bis etwa 9° C höher waren als auf ungebrannten Flächen (Zeitpunkt: früher Nachmittag). Sie sanken entsprechend dem Grad der Neubedeckung durch Bodenvegetation in der ersten darauf folgenden Vegetationsperiode wieder ab. In ihren Literaturübersichten berichten DAUBENMIRE (1968) und AHLGREN und AHLGREN (1960) über viele ähnliche Beispiele.

In den Permafrost-Gebieten kann die erhöhte Bodentemperatur ein früheres Schmelzen des Eises im Boden zur Folge haben. Dadurch kann sich die biologische Tätigkeit bereits zu einem früheren Zeitpunkt entfalten und somit eine längere wirksame Vegetationsperiode bewirken. Auch das Entfernen einer Rohhumusauflage bewirkt ein Ansteigen der Bodentemperaturen: Denn eine mehr oder weniger starke Rohhumusauflage wirkt - im trockenen Zustand noch mehr als im feuchten - als stark isolierende Schicht. Für die Ökologie der skandinavischen Wälder ist dies von grosser Bedeutung.

Die Gründe für die Erhöhung der Bodentemperatur liegen in der Entfernung der Bodenstreu und lebender Vegetation, die eine Verminderung der direkten Sonneneinstrahlung bewirken (Übersicht 9). Auch die erhöhte Absorption des Lichtes durch die geschwärzte Bodenoberfläche und die Holzkohle im Boden können einen signifikanten Unterschied in der Bodenerwärmung ausmachen. Auf der anderen Seite kann in diesen Böden durch erhöhte nächtliche Abstrahlung die Minimum-Temperatur weiter gesenkt werden, wodurch Frostgefahr entsteht. Diese Temperatur-

Übersicht 9: Auswirkung des Brennens und der Beschattung auf Bodentemperaturen. Die Vergleiche beziehen sich auf eine gebrannte Fläche mit einer 3 cm starken Humusauflage und einer gebrannten Fläche mit einer Humus- und Moosauflage von 9 cm Mächtigkeit. 100 jähriger Fichtenbestand in Süd-Finnland. Messungen von Juni bis August 1959. Nach VIRO (1974).

Ort der Temperaturmessung	Gebrannte Fläche °C	Ungebrannte Fläche Kahlschlag °C	Ungebrannte Fläche Unter Schirm °C
Luft (5 cm über Boden)	23,6	24,8	20,6
Humus-Oberfläche	31,3	24,4	18,0
Mineralboden-Oberfläche	16,0	12,8	9,1
Mineralboden			
10 cm Tiefe	12,5	10,6	8,7
20 cm Tiefe	12,0	10,2	8,3

extreme können für Keimlinge gefährlich werden (BUTIN und ZYCHA, 1973).

6.2 Bodenfeuchtigkeit, Wasserhaushalt und Erosion

In vielen Untersuchungen über die Wirkung des Feuers auf den Wasserhaushalt des Bodens wird von einer Abnahme des Feuchtigkeitsgehaltes berichtet. Dies gilt für das Brennen im Grasland und im Wald. Ein Grund wird darin gesehen, dass die höheren Bodentemperaturen im Frühjahr die Viskosität des Wassers verringern (DAUBENMIRE, 1968), obwohl diese Unterschiede eigentlich keinen grossen Einfluss haben dürften. Zum anderen begünstigen erhöhte Evaporation der erwärmten Bodenoberfläche und die grössere Transpiration der im Wachstum stimulierten Vegetation in der folgenden Vegetationsperiode ebenfalls das Austrocknen des Bodens. Der Grund liegt hier in der Erniedrigung der Feldkapazität (FK), die eine erhöhte Perkolation nach sich zieht (Vergrösserung des Grobporen-Anteils). Bei AHLGREN/AHLGREN (1960) wird von einer Reduzierung der FK in den ersten 12 mm des Bodens berichtet (etwa 33 %). In einem Douglasienbestand wurde ein Abnehmen der FK in den ersten 7 mm des Bodens festgestellt, darunter war keine Änderung eingetreten (ISAAC und HOPKINS, 1937). An vielen anderen Stellen wird dagegen von keiner Änderung der FK berichtet. Standortsbedingte Unterschiede mögen auch hierfür der Grund sein, es muss aber auch berücksichtigt werden, dass nach dem Brennen der Interceptionsverlust durch die Entfernung von Vegetation und Auflage geringer wird, was wiederum dem oben aufgezeigten Feuchtigkeitsverlust entgegenwirkt.

Die Auswirkung des Brennens auf den Grundwasserspiegel ist sehr wenig erforscht. Die widersprüchlichen Aussagen (Senkung, Hebung des Grundwasserspiegels) werden auf verschiedene Standortseigenschaften zurückgeführt (AHLGREN und AHLGREN, 1960). Aus den Wassereinzugsgebieten bei Phoenix/Arizona wird berichtet, dass die erfolgreiche Entfernung des Hartlaub-Busches im "Chaparral" durch kontrolliertes Brennen die Wassererträge um das Vierfache steigern konnte (FOX, 1969). Die gleichen

Überlegungen kamen auch bei dem bekannten Tennessee-Projekt zum Tragen.

Oberflächenabfluss des Wassers und Erosion sind die viel erwähnten Folgen von schweren Waldbränden und der daraus resultierenden Freilegung des Bodens. Die Entfernung der Bodenstreu, die den Abfluss des Wassers stark reduziert, führt zu einer verminderten Absorption des Wassers durch den Boden. Gelöste Bodenpartikel verstopfen die Poren und machen die Bodenoberfläche undurchdringlich (RALSTON und HATCHELL, 1971). Mit der Durchführung des kontrollierten Brennens wird aber die Bodenauflage nicht vollständig vernichtet, und so werden ausreichende Infiltration und Perkolation gewährleistet (BISWELL, 1963). Deshalb ergibt sich eine nur sehr geringe Erosionsrate, die im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen unwesentlich ist. Sie liegt - im Falle der ausreichend erforschten Verhältnisse der USA - unter dem tragbaren Erosions-Index, der sich auf die vermutete Verwitterungsrate des Grundgesteins stützt (RALSTON und HATCHELL, 1971). Im flachen Gelände, auf sandigen Böden, sind die Probleme der Erosion und des Abflusses nach dem kontrollierten Brennen zu vernachlässigen (AHLGREN und AHLGREN, 1960).

Es ist aber zu berücksichtigen, dass Wegaufschlüsse, gepflügte Brandschutzstreifen oder Fahrspuren schwererer Maschinen leicht Ansätze zu Erosion darstellen können, besonders an H ä n g e n. Es wird aber nochmals auf verfeinerte Brenntechniken hingewiesen, wie zum Beispiel die Zwei-Phasen-Brenntechnik, die es erlaubt, ohne Brandschutzstreifen an Hängen zu arbeiten.

6.3. Bodentextur

Im vorigen Abschnitt wurde aufgezeigt, dass das Feuer einen indirekten Einfluss auf die Bodenstruktur haben kann. Die meisten Untersuchungen zeigen, dass Feuer im allgemeinen keinen Einfluss auf die Bodentextur haben, da sie nicht heiss genug sind (METZ, LOTTI und KLAWITTER, 1961). An Stellen, wo ein

starker Brand den Mineralboden vollständig freilegt, kann oft eine Verdichtung an der Bodenoberfläche beobachtet werden (Verbacken oder Verklumpen durch Regenwasser).

6.4. Bodenchemismus

Die für die Pflanzenernährung wichtigen mineralischen Elemente werden sowohl beim Brennen als auch beim biologischen Abbau der organischen Substanz in mineralischer Form freigelassen. In einem stabilen Klimax-Ökosystem ist der biologische Abbau langsam und stetig und steht in einem Gleichgewicht zur Nachlieferung des anfallenden organischen Materials. Die Freisetzung der Nährelemente durch das Verbrennen dieser Substanz geht dagegen sehr schnell. Innerhalb kürzester Frist steht daher eine ungleich hohe Menge an Nährstoffen zur Verfügung. In feuerabhängigen Pflanzengesellschaften hat das Feuer die Aufgabe, den stagnierenden Nährstoffkreislauf in Gang zu setzen.

Die Menge der beim Brennen freigelassenen Nährelemente ist im Wald wesentlich höher als im Grasland. Während sich ein Teil des Stickstoffes und des Schwefels verflüchtigen kann, stellt sich das Verhältnis der freigelassenen Nährelemente von Grasland zu Wald anhand eines Beispiels aus Ghana etwa so dar (NYE, 1959; zit. nach DAUBENMIRE, 1968):

P - 8,4 kg/ha, im Wald das 16fache

K -49,2 kg/ha, im Wald das 18fache

Ca-37,2 kg/ha, im Wald das 73fache

Mg-27,6 kg/ha, im Wald das 13fache

Nun besteht die Gefahr, dass ein Grossteil der löslichen Nährelemente durch Oberflächenabfluss oder durch Auswaschung in tiefere Bodenschichten verlorengehen und sogar ins Grundwasser gelangen. Ob ein solcher Verlust entsteht, hängt davon ab, wie schnell die Pflanzen des Standorts in der Lage sind, die Ele-

mente aufzunehmen; weiterhin ist die Fähigkeit von Mineralboden und verbliebener organischer Auflage entscheidend, die Nährelemente zu adsorbieren und biologisch zu nutzen. Für die Stärke des Oberflächenabflusses ist die Neigung des Geländes ausschlaggebend (WELLS, 1971).

6.4.1 Bodenacidität

DAUBENMIRE (1968) und AHLGREN und AHLGREN (1960) stellen übereinstimmend fest, dass bei den meisten Untersuchungen über Veränderung des Boden-Chemismus nach dem Brennen eine deutliche Steigerung des pH-Wertes zu erkennen war. So verzeichnete SMITH (1970) in einem Bestand von Pinus banksiana (Bodenbedeckung: Vaccinium spp.) in Kanada ein Ansteigen des pH von 3,8 auf 4,1 und von 5,2 auf 6,1. Nach dem Brennen einer Heide in England, in der Calluna vulgaris dominiert, stellt ALLEN (1964) eine Erhöhung des pH von 4,4 auf 5,2 fest. VIRO (1974) verzeichnete in Finnland nach dem Brennen einer Rohhumusdecke über einem Podsol ein Ansteigen des pH von 4,0 bis 5,5 auf Werte bis 8,0 in der verbliebenen Humus-Restauflage.

Die Veränderung der Bodenacidität kann in verschiedenen Profiltiefen durchaus unterschiedlich sein. So wurde bei dem Versuch von VIRO in der Mineralboden-Oberfläche nur eine geringe pH-Erhöhung von 0,4 festgestellt, da nach einiger Zeit Aschereste durch Auswaschung tiefer wandern und somit in tieferen Profilschichten eine geringere Acidität als an der Oberfläche gemessen wird. Die Zeitdauer des Anhaltens der pH-Erhöhung reicht von einigen Monaten bis hin zu 50 Jahren (VIRO, 1974). Für das Grasland gibt DAUBENMIRE (1968) einen Wert von durchschnittlich ein bis zwei Jahren an.

Der Grund für die Veränderung der Acidität wird darin gesehen, dass beim Verbrennen organischen Materials mineralische Elemente frei werden (vor allem die Erdalkalimetalle Ca, Jg, K).

Diese treten meist in Form von Oxiden und Carbonaten auf, die normalerweise eine alkalische Reaktion haben.

Die Zerstörung von organischen Puffern und Huminsäuren durch hohe Temperaturen kann ebenfalls diesen Trend unterstützen.

6.4.2 Organische Substanz

Bei vergleichender quantitativer Betrachtung der organischen Substanz vor und nach dem Brennen muss berücksichtigt werden:

- Intensität des Feuers
- Temperatur des Feuers
- Überführung organischer Substanz in den Mineralboden
- Die Menge des vorher vorhanden gewesenen organischen Materials

Beispiel: Wenn man bei einer natürlichen Feuer-Periodik in Kiefern- oder Eucalyptuswäldern etwa alle fünf Jahre das angesammelte organische Material verbrennt, so ist der Unterschied zwischen dem Zustand vor und nach dem Brennen nicht so gross wie bei einer 15 bis 20jährigen Periodik. METZ et al. (1961) schreiben zum Problem des Abbaues der organischen Substanz:

"In an undisturbed forest floor the material slowly desintegrates and decomposes. Some of it moves into the mineral soil; some of it goes into the atmosphere as carbon dioxide and water. The material moving into the mineral soil becomes soil organic matter and a slow rate of decomposition continues until the material disappears. When a forest floor is burned there is a rapid decomposition and much of the material moves quickly into the atmosphere. The fine residue moves down into the mineral soil. This charred matter is also slow to decompose and with continued fires it tends to build up in the surface layers of the mineral soil."

Die augenfälligste Veränderung nach dem Brennen erfährt die Bodenauflage, die in ihrer Masse (Gesamtmenge/ha) stark reduziert wird. Die rasche Zerlegung führt allerdings dazu, dass sich der Anteil der organischen Substanz im Mineralboden relativ schnell erhöht. AHLGREN und AHLGREN (1960) geben Zahlen über Verminderung der Menge der Auflagestreu und über Reduktion der organischen Substanz in den obersten Bodenschichten. Bei den meisten Untersuchungen ist der Trend allerdings dahingehend, dass sich nach einem bestimmten Zeitraum der Anteil der organischen Substanz im Mineralboden erhöht. Diese Erhöhung kann in der Gesamtbilanz den Verlust des Oberflächenmaterials weitgehend ausgleichen. Im Folgenden wird ein Beispiel aus den Ergebnissen einer Versuchsreihe in Kiefern-Wäldern (P. palustris) im SO der USA gegeben (Übersicht 10.)

6.4.3 Stickstoff

Die gesamte Menge des vorhandenen Stickstoffes auf einem Standort steht in enger Korrelation mit dem vorhandenen organischen Material (WELLS, 1971). Und so zeigen viele Untersuchungen einen Stickstoff-Verlust in Abhängigkeit von der Massenreduzierung des organischen Materials durch das Brennen. Nach den von AHLGREN und AHLGREN (1960) gesammelten Angaben aus der Literatur wurden nach Feuern verschiedener Intensität Verluste von bis zu einigen Hundert Kilogramm N/ha oder anteilsmässig bis zu 67 % gemessen, allerdings bezogen auf verschiedene Bodentiefen. Nach DAUBENMIRE (1968) können beim Brennen im Grasland bis zu 5 1/2 kg N/ha verlorengehen.

Die Verflüchtigung des Stickstoffes in die Luft wird von vielen Autoren für diesen Verlust verantwortlich gemacht. Bei einem "heissen" Feuer (etwa oberhalb 400° C), bei dem das organische Material in weisse Asche umgewandelt wird, ist dieser Verlust tatsächlich sehr gross. Bleibt aber eine verkohlte Restsubstanz zurück, so findet man darin einen Anteil von bis zu 0,76 % N (METZ, LOTTI und KLAWITTER, 1961).

Übersicht 10: Menge der organischen Substanz (kg/ha) im Mineralboden (0 bis 5 cm Tiefe) und in der Streuauflage bei verschiedener Periodik des kontrollierten Brennens. Nach METZ et al. (1961).

Häufigkeit des Brennens	Zeitraum seit dem letzten Brennen (Jahre)	Organische Substanz (kg/ha)		
		Mineralboden	Oberfläche	Gesamt
Jährl. Winter-Feuer	0,75	56,27	5,58	61,78
Jährl. Sommer-Feuer	0,25	56,47	4,32	60,80
Period.Winter-Feuer	4,25	36,80	18,66	55,48
Period.Sommer-Feuer	2,25	49,62	10,65	60,28
Kein Feuer (Vergleich)	25 +	40,71	1856	59,31

In der Totalbilanz, beim Vergleich der Menge vorhandenen Stickstoffes vor und nach dem Brennen, tritt also ein Verlust ein. Allerdings wird sehr häufig festgestellt, dass sich der Anteil des pflanzenverfügbaren N nach dem Brennen erhöht. Der Grund dafür wird in zunehmender mikrobieller und bakterieller Tätigkeit gesehen, die eine Erhöhung der Nitrifikation nach sich ziehen. Die verstärkte Nitrifikation wird teilweise als Folge der Änderung des pH-Wertes angesehen, weshalb auch der Ammonifizierungsprozess bei abnehmender Acidität zurückgeht (VIRO, 1974). Es besteht aber auch die Meinung, dass die Freilegung des Bodens und die in der Folgezeit erhöhten Bodentemperaturen für ein Ansteigen der Nitrifikation verantwortlich sind. Denn die optimalen Temperaturen für Nitrifikation und die Aufnahme der Nitrate durch die Pflanzen liegen bei etwa 35 bis 45° C (JORGENSEN und WELLS, 1971). Auch die N-Versorgung durch Leguminosen spielt eine grosse Rolle. An vielen Stellen wird berichtet, dass der Anteil der Leguminosen nach einem Brennen signifikant ansteigt. Teilweise wird darin eine Feuer-Anpassung von einigen Leguminosen gesehen. Es muss noch erwähnt werden, dass Niederschläge einen hohen "input" von N (und auch S) erzeugen, so dass der anfangs erwähnte Verlust durch Verflüchtigung teilweise wieder ausgeglichen werden kann (ALLEN, 1964).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass auf manchen Standorten der Verlust von N durch Verflüchtigung ausgeglichen wird durch eine erhöhte biologische Aktivität des Bodens. Übersicht 11 zeigt Ergebnisse einer Untersuchung aus Finnland.

Überall dort, wo der Abbau organischer Substanz gehemmt ist (Rohhumus, Trockengebiete), stellt das Brennen eine Möglichkeit dar, die sonst nicht nutzbaren N-Reserven pflanzenverfügbar zu machen.

Übersicht 11: Verfügbarer mineralischer Stickstoff im Boden. Vergleich zwischen gebrannter und ungebrannter Fläche (Standort: M y r t i l l u s - Typ, Finnland; feinsandiger Boden). Nach VIRO, (1974).

Bodentiefe (cm)	Stickstoff (kg/ha)			
	NH_4-N		NO_3-N	
	1. Jahr	2. Jahr	1. Jahr	2. Jahr
Gebrannte Flächen				
Humus	7,8	4,7	0,13	0,38
0 - 10	11,0	17,2	0,63	1,22
10 - 20	6,3	7,6	0,68	1,24
20 - 30	5,3	6,9	0,68	1,20
Total	30,4	36,4	2,12	4,04
Ungebrannte Flächen				
Humus	2,6	2,6	0,18	0,32
0 - 10	4,0	5,4	0,50	0,93
10 - 20	4,5	6,3	0,46	1,22
20 - 30	5,1	5,1	0,47	1,15
Total	16,2	19,4	1,62	3,62

6.4.4 Die wichtigsten Makronährstoffe (P, K, Ca, Mg)

Nach dem Brennen erhöht sich der lösliche (pflanzenverfügbare) Anteil der Makronährelemente im Boden sehr stark. Der Ca-Anteil im Boden steigt in starker Korrelation mit verminderter Acidität. AHLGREN und AHLGREN (1960) berichten von einer Steigerung des Ca-Anteils auf das über 8fache. Bei den Untersuchungen auf den P-Gehalt konnte festgestellt werden, dass verschiedene Boden-Typen den Phosphor unterschiedlich stark binden und somit nicht pflanzenverfügbar machen können. Ein Ansteigen des Gehaltes von löslichem K und Mg wird ebenfalls häufig festgestellt.

Der Verlust von freigesetzten Nährstoffen kann n u r durch horizontale oder vertikale Verlagerung eintreten. Beim kontrollierten Brennen ist zu berücksichtigen, dass diese in grosser Menge freigesetzten Nährelemente leicht durch Wind- oder Wassererosion fortgeführt oder in tiefer gelegene Bodenschichten ausgewaschen werden können, wo sie für Pflanzen nicht mehr erreichbar sind. Die Freilegung des Mineralbodens und das Brennen im geneigten Gelände ist daher in jedem Fall kritisch und nach Möglichkeit zu vermeiden.

6.5 Bodenorganismen (Edaphon)

Über die Auswirkungen des Feuers auf die Bodenorganismen gibt es bisher wenige Untersuchungen. Sofern keine anderen Quellenangaben gegeben werden, beziehe ich mich im folgenden auf Arbeiten von C. E. AHLGREN und I. F. AHLGREN (1960, 1965, 1974).

6.5.1 Bakterien und Actinomyceten

Da nach dem Brennen meist eine Erhöhung der Nitrifikation stattfindet, kann indirekt schon daraus auf eine angeregte Bakterien-Tätigkeit geschlossen werden. Zwei offensichtliche Gründe sprechen für ein Ansteigen bakterieller Tätigkeit: Die Verminderung der Bodenacidität und höhere Bodentemperaturen (SCHROEDER, 1972). Sowohl Feuer-Intensität und entsprechende Eindringtiefe

Übersicht 12: Konzentration der Nährelemente (ppm) und Acidität in Bodentiefe 0 bis 10 cm bei verschiedener Periodik des kontrollierten Brennens. Nach METZ et al. (1961).

Häufigkeit des Brennens		Nährelemente (ppm)					
		N	P	K	Ca	Mg	pH
				0 bis 5 cm Tiefe			
Jährl.	Winter-Feuer	1664	24	56	282	86	4,4
Jährl.	Sommer-Feuer	2038	26	54	435	96	4,8
Period.	Winter-Feuer	1129	14	29	168	48	4,2
Period.	Sommer-Feuer	1478	19	36	174	52	4,2
Kein Feuer (Vergleich)		1238	13	36	174	52	4,2
				5 bis 10 cm Tiefe			
Jährl.	Winter-Feuer	862	13	30	86	42	4,6
Jährl.	Sommer-Feuer	834	8	24	94	39	4,7
Period.	Winter-Feuer	577	9	19	68	20	4,5
Period.	Sommer-Feuer	712	9	21	96	24	4,6
Kein Feuer (Vergleich)		702	7	24	85	34	4,5

Übersicht 12: Konzentration der Nährelemente (ppm) und Acidität in Bodentiefe 0 bis 10 cm bei verschiedener Periodik des kontrollierten Brennens. Nach METZ et al. (1961).

Häufigkeit des Brennens		Nährelemente (ppm)					
		N	P	K	Ca	Mg	pH
				0 bis 5 cm Tiefe			
Jährl.	Winter-Feuer	1664	24	56	282	86	4,4
Jährl.	Sommer-Feuer	2038	26	54	435	96	4,8
Period.	Winter-Feuer	1129	14	29	168	48	4,2
Period.	Sommer-Feuer	1478	19	36	174	52	4,2
Kein Feuer (Vergleich)		1238	13	36	174	52	4,2
				5 bis 10 cm Tiefe			
Jährl.	Winter-Feuer	862	13	30	86	42	4,6
Jährl.	Sommer-Feuer	834	8	24	94	39	4,7
Period.	Winter-Feuer	577	9	19	68	20	4,5
Period.	Sommer-Feuer	712	9	21	96	24	4,6
Kein Feuer (Vergleich)		702	7	24	85	34	4,5

der Temperaturerhöhung, als auch Feuchtigkeitsgehalt des Bodens sind verschieden. Da nun Bakterien hohe Feuchtigkeitsansprüche haben und auch unter zu hoher Temperaturentwicklung leiden, lassen sich widersprüchliche Verallgemeinerungen verschiedenster Untersuchungen erklären.

Übereinstimmend mit anderen Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass nach einem Bodenfeuer die Anzahl der Bakterien in den obersten Bodenschichten oft absinkt, wenigstens zunächst. Je höher die Brandtemperaturen sind, desto tiefer im Boden machen sich diese Änderungen bemerkbar. Sie hängen allerdings vom Feuchtigkeitsgehalt des Bodens ab. Während auf gut durchfeuchteten Böden unmittelbar nach dem Feuer nahezu kein Absinken der Anzahl stattfinden mag, so ist dies auf trockenen Böden umso ausgeprägter. Spätestens nach dem ersten Regenfall wird aber dort meistens ein Ansteigen der Mikrobenanzahl und -aktivität um das Vielfache festgestellt (Abb. 17). Die Erhöhungen liegen weit über dem Niveau vor dem Brennen und sinken oft erst nach vielen Monaten wieder auf dieses herab. Zunächst sind von der gesteigerten Aktivität nur die obersten Bodenschichten betroffen. Wenn aber die löslichen Salze der Asche im Laufe der Zeit nach unten ausgewaschen werden, erhöht sich die bakterielle Tätigkeit nach dieser Verzögerung auch in tieferen Bodenschichten.

Über Auswirkung des Feuers auf die Artenzusammensetzung der Bakterienpopulation ist nicht viel bekannt. Es lässt sich bisher mit Sicherheit feststellen, dass nitrifizierende und Stickstoff-bindende Bakterien stimuliert werden. Gesteigerte Nitrifikation konnte bis zu 12 Jahren nach dem Feuer festgestellt werden.

Die Actinomyceten stehen in Reaktion und Lebensansprüchen den Bakterien nahe. In verschiedenen Untersuchungen wurde keine unterschiedliche Reaktion auf das Feuer festgestellt. Das zahlenmässige Verhältnis zu den Bakterien vor und nach dem Feuer ist oft gleich. Es ändert sich aber mit höheren Brand-

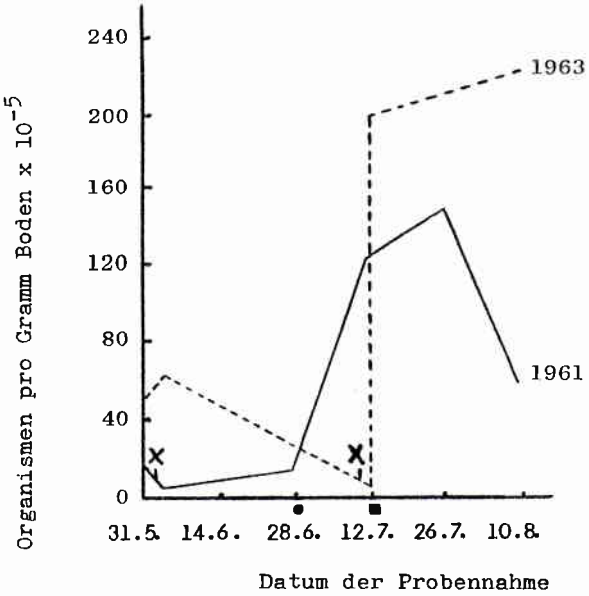


Abb. 17: Anzahl der Bakterien pro Gramm Boden (oberste Bodenschicht) nach dem kontrollierten Brennen in einem Bestand von Pinus banksiana in Minnesota. Nach AHLGREN (1974).

x = Zeitpunkt des Brennens

● = Datum des ersten Regenfalls nach dem Brennen 1961

■ = Erster Regen nach dem Brennen 1963

temperaturen dahingehend, dass dann nach dem Feuer das Verhältnis zugunsten der Actinomyceten geändert wird. In Versuchsreihen konnte festgestellt werden, dass Actinomyceten weniger leicht von Hitze und Trockenheit angegriffen werden als Bakterien.

6.5.2 Pilze

Viele Pilzarten sind als charakteristische Brandfolger bekannt und werden daher auch als "pyrophil" bezeichnet. Ein typischer, einfacher Vertreter ist Pyronema confluens, ein einfach gebauter Discomycet, der in Wäldern an alten Brandstellen vorkommt (STRASBURGER, 1971). Diese pyrophilen Pilze treten verstärkt nach dem Brennen auf, um später wieder zu verschwinden, wenn sich die Artenzusammensetzung des ursprünglichen Stadiums wieder einfindet. Ob nun bei einigen Pilzen die Keimfähigkeit durch Hitze stimuliert wird, ist unerheblich, da die Pilzsporen über grosse Entfernungen durch die Luft an die Brandstellen getragen werden können.

Entscheidender ist die Abnahme der Acidität kurz nach dem Brand und die dann folgende stetige Zunahme bis hin zur Wiedererreichung des Ausgangswertes. Da der optimale pH-Wert für die Entwicklung der Fruchtkörper der verschiedenen Pilzarten über eine grosse Variationsbreite streut (ph 5,5 bis 10,0), ändert sich die Artenzusammensetzung entsprechend dieser Entwicklung. Obwohl Pilze im Gegensatz zu Bakterien und Actinomyceten nicht so sehr abhängig von der Bodenfeuchtigkeit sind, wurde dennoch ein signifikantes Ansteigen in der Anzahl festgestellt, wenn es zum ersten Male nach dem Brennen regnete.

Bei den Untersuchungen über die Folgen der Waldbrände in Niedersachsen im Jahre 1975 wurde eine ähnliche Verschiebung des Artenspektrum festgestellt (BUTIN, 1976). Kohlestete Arten, wie sie etwa sechs Wochen nach dem Brand festgestellt wurden, sind z. B. Anthracobia melaloma, Geopyxis carbonaria und Phobiota carbonaria. Kohleholde Arten, die sechs bis acht Monate nach

dem Brand auftraten, sind der Kohle-Nabeling (Ompalina maura) oder der Kohle-Faserling (Psathyrella pennata). Eine ausführliche Darstellung ist bei PETERSON (1971) zu finden.

Der Einfluss kontrollierten Feuers auf ektotrophe Mykorrhiza bei Waldbäumen ist sehr gering. Selbst das Verbrennen von Schlagabraum scheint wenig schädlich, wenn es nicht unter trockensten Bedingungen stattfindet (SINGER, 1976).

6.5.3 Bodenfauna

Über die Einwirkung des kontrollierten Brennens auf die Bodenfauna sind bisher wenige Untersuchungen angestellt worden. Aus diesen Beobachtungen ergibt sich folgendes Bild:

- Regenwürmer leiden nicht unter dem direkten Einfluss des Feuers, sondern eher unter den teilweise trockeneren Verhältnissen im Oberboden und der Humusauflage nach dem Brennen.

- Heuschrecken und Zikaden werden direkt vom Feuer beeinträchtigt, ihre Anzahl steigt aber nach dem Brennen sehr stark an, vor allem im Grasland. Da Heuschreckenarten sehr unterschiedlich auf Feuer reagieren, ist zu vermuten, dass durch periodische Feuer die verschiedenen Arten stark ausgeprägt wurden.

- Ameisen sind in der Regel nach dem Brennen nicht stark reduziert. Ihre Bauten können ein Bodenfeuer gut überstehen; da sie xerophil sind, findet eine rasche Rekolonisation statt. LANGE (persönliche Mitteilung) berichtet von einem Bodenfeuer in einem 10 bis 15jährigen Kiefern-Bestand im Forstamt Kleve, das etwa 80 % der Ameisenkolonien (Formica polyctena Först.) gut überstanden.

- Käfer und Spinnen, soweit Oberflächenbewohner, werden (in Abhängigkeit von der Jahreszeit) drastisch reduziert. Tiefer in der Streu lebende Spinnen entfalten nach dem Bren-

nen (sofern das Feuer nicht zu heiss war) grosse Aktivität auf dem Bestandesboden.

- Eine ausführliche Studie über den Einfluss des Brennens auf Milben und Collembolen stammt von METZ und FARRIER (1971). Dabei wurde eine Reduzierung der Populationen festgestellt, die sich aber nach etwa drei bis vier Jahren wieder ausgeglichen hatte, da die Wieder-Einwanderung sehr schnell ist (Abb. 18).

RIESS (1977) berichtet in einer Literaturübersicht über die Auswirkung von kontrolliertem Feuer auf Arthropoden. Darin geht er auch auf die Entwicklung von Merkmalen ein, die es den Gliederfüsslern erlaubt, Feuer mit Hilfe von Geruchs- und Infrarotsensoren frühzeitig zu orten und somit eine rechtzeitige Fluchtmöglichkeit zu haben.

Die Wirkung des Brennens auf die Bodenfauna ist im Walde - augenscheinlich wegen der höheren Brenntemperaturen - grösser als im Grasland; ausserdem stellt hier die Streu meistens das Winterquartier dar. Die Grasland-Bewohner sind dazu eher den trockenen Bedingungen angepasst, wie sie nach dem Brennen vorherrschen, als die Bewohner des feuchten und kühleren Waldbodens. Oft ist also die Reduzierung nicht Folge einer direkten Feuer-Einwirkung, sondern der danach geänderten Umweltbedingungen (Trockenheit, Mangel an Rückzugsmöglichkeiten). Beim kontrollierten Brennen sind neben den Umweltbedingungen auch die Techniken des kontrollierten Brennens frei wählbar, und somit kann der Einfluss des Feuers auf die Bodenfauna gesteuert werden. Mit dieser Möglichkeit kann unter Umständen eine Artengruppe gefördert oder eine andere reduziert werden. Zum Beispiel wurden früher in Deutschland durch Abbrennen der Bodendecke im Bestand die überwinternden Puppen des Kiefernspanners (Bupalus piniarius L.) und der Forleule (Panolis flammea Schiff.) vernichtet (SCHWERDTFEGER, 1970). Ähnliche Massnahmen in der Schädlingsbekämpfung sind im Kapitel 8.2 beschrieben.

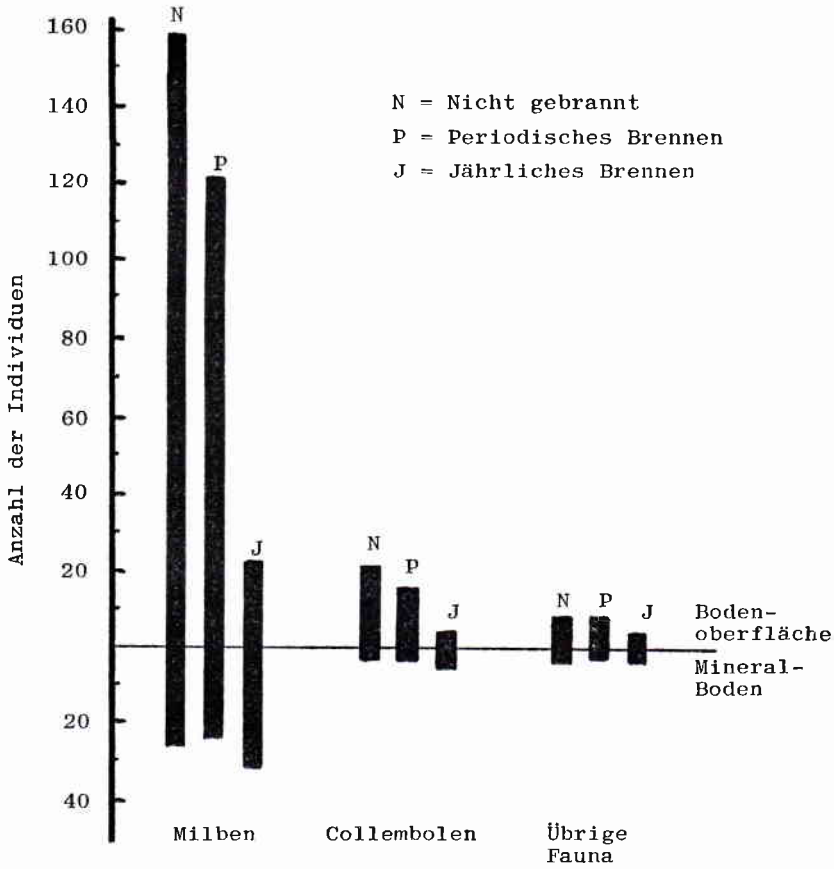


Abb. 18: Durchschnittliche Anzahl der Individuen auf einer Probefläche von 20 cm^2. Vergleich zwischen periodisch, jährlich und nicht gebrannter Fläche. Das letzte periodische Feuer lag 3 1/2 Jahre zurück.
Nach METZ und FARRIER (1971).

Oftmals lässt sich der Eingriff des Feuers auf die Bodenfauna nicht genau vorhersagen. Will man ihren ursprünglichen Zustand im wesentlichen erhalten, so sollte die Möglichkeit der Wiederbesiedlung erleichtert werden. Das kann geschehen, indem in nicht allzu grossen zusammenhängenden Flächen gebrannt wird und innerhalb der zu brennenden Flächen zusätzliche Refugien vom Feuer ausgespart werden.

Über die Auswirkungen eines heissen Schadfeuers auf Arthropoden liegen bisher nur wenige Darstellungen vor. Die Untersuchung von WINTER et al. (1977) befasst sich mit den Folgen eines Waldbrandes auf die Invertebratenpopulation eines Kiefernwaldes. Dieser Waldbrand stellte einen sehr starken Eingriff in die Abundanzdynamik verschiedener Insekten dar. Einerseits schlüpften in dem verbrannten Bestand nur 25 % der Zahl pterygoter Insekten im Vergleich zum unverbrannten Bestand. Umgekehrt verbesserten sich aber die Lebensbedingungen für einige Insektengruppen (z. B. Ephydridae, Lathridiidae), die in der unverbrannten Kontrollfläche überhaupt nicht vorkamen. Im verbrannten Bestand erreichten sie hohe Populationsdichten.

7. EINFLUSS DES FEUERS AUF DIE LUFTQUALITÄT RAUCH-MANAGEMENT

Der Einfluss des Feuers auf die Luftqualität ist ein wichtiger Aspekt, der bei der Planung des kontrollierten Brennens berücksichtigt werden muss. Auch hierbei muss zwischen dem heissen Schadfeuer und dem kontrollierten, kalten Feuer unterschieden werden. Verschiedene Intensität und differenziertes Verhalten erzeugen entsprechend unterschiedliche Emissionen. Nach einer Untersuchung der Air Pollution Control Administration für das Jahr 1968 stellen die Emissionen der Waldbrände und der kontrollierten Feuer in den USA einen Anteil von etwa acht Prozent an der Gesamt-Emissionsbelastung dar (U. S. DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION AND WELFARE, 1970).

Der Anteil des kontrollierten Brennens in der Land- und Forstwirtschaft wird nach anderen Quellen auf drei Prozent (CORMAN, 1969) bzw. vier Prozent (McMAHON, 1976) beziffert. Dabei soll nochmals in Erinnerung gerufen werden, dass in den USA inzwischen jährlich weitaus mehr als 1 Million ha Waldfläche kontrolliert gebrannt werden. Durch das kontrollierte Brennen wird allerdings die Häufigkeit und Grösse der Waldbrände auf ein geringes Mass reduziert. Wie unsicher solche Angaben sein können, zeigt eine Untersuchung von ADAMS et al. (1977). Dort wird aufgezeigt, dass durch Verringerung der Waldfläche und des "Zellulose-Reservoirs" durch Verbrennen etwa gleich viel CO_2 während dieses Jahrhunderts produziert worden ist wie durch Verbrennen fossiler Brennstoffe. Diese Grössenordnung steht in Widerspruch zu bisher ermittelten Dimensionen und zeigt die Unsicherheit solcher quantitativer Ermittlungen auf.

7.1 Die Emissionen

Die Grössenordnung und Art der Emissionen von Brennmaterial aus dem Wald ("forest fuel") ist in Übersicht 13 dargestellt. Die Trennung zwischen heissem und kaltem Feuer ist dabei nicht leicht zu ziehen. Daher zeigen die Werte einen grossen Spielraum. Unter den Bedingungen des kontrollierten Brennens kann

7. EINFLUSS DES FEUERS AUF DIE LUFTQUALITÄT RAUCH-MANAGEMENT

Der Einfluss des Feuers auf die Luftqualität ist ein wichtiger Aspekt, der bei der Planung des kontrollierten Brennens berücksichtigt werden muss. Auch hierbei muss zwischen dem heissen Schadfeuer und dem kontrollierten, kalten Feuer unterschieden werden. Verschiedene Intensität und differenziertes Verhalten erzeugen entsprechend unterschiedliche Emissionen. Nach einer Untersuchung der Air Pollution Control Administration für das Jahr 1968 stellen die Emissionen der Waldbrände und der kontrollierten Feuer in den USA einen Anteil von etwa acht Prozent an der Gesamt-Emissionsbelastung dar (U. S. DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION AND WELFARE, 1970).

Der Anteil des kontrollierten Brennens in der Land- und Forstwirtschaft wird nach anderen Quellen auf drei Prozent (CORMAN, 1969) bzw. vier Prozent (McMAHON, 1976) beziffert. Dabei soll nochmals in Erinnerung gerufen werden, dass in den USA inzwischen jährlich weitaus mehr als 1 Million ha Waldfläche kontrolliert gebrannt werden. Durch das kontrollierte Brennen wird allerdings die Häufigkeit und Grösse der Waldbrände auf ein geringes Mass reduziert. Wie unsicher solche Angaben sein können, zeigt eine Untersuchung von ADAMS et al. (1977). Dort wird aufgezeigt, dass durch Verringerung der Waldfläche und des "Zellulose-Reservoirs" durch Verbrennen etwa gleich viel CO_2 während dieses Jahrhunderts produziert worden ist wie durch Verbrennen fossiler Brennstoffe. Diese Grössenordnung steht in Widerspruch zu bisher ermittelten Dimensionen und zeigt die Unsicherheit solcher quantitativer Ermittlungen auf.

7.1 Die Emissionen

Die Grössenordnung und Art der Emissionen von Brennmaterial aus dem Wald ("forest fuel") ist in Übersicht 13 dargestellt. Die Trennung zwischen heissem und kaltem Feuer ist dabei nicht leicht zu ziehen. Daher zeigen die Werte einen grossen Spielraum. Unter den Bedingungen des kontrollierten Brennens kann

Übersicht 13: Art und Grössenordnung der Emissionen von Brennmaterial aus dem Wald (forest fuels). Nach McMAHON (1976).

Bestandteile	Menge in kg pro t verbrannten Materials	Auswirkungen
CO_2	1000 - 1750	Keine direkten
Wasserdampf	250 - 750	Sicht
CO	10 - 250	Gesundheit
Rauchpartikel	10 - 90	Sicht Gesundheit
Kohlenwasserstoffe	5 - 20	Sicht Gesundheit
N-Oxide	0,5 - 4,5	Sicht Gesundheit
S-Oxide	unbedeutend	Gesundheit
Andere organische Verbindungen wie org. Säuren, Aldehyde, Ketone, Ester, Ether, Alkohole, aromatische und phenolische Verbindungen	unbekannt	Gesundheit

allerdings verallgemeinernd gesagt werden, dass neben CO, CO_2 und Kohlenwasserstoff-Verbindungen hauptsächlich Rauchpartikel (flüssige und trockene Schwebeteilchen) und Wasserdampf gebildet werden, die das ausmachen, was man normalerweise als Rauch sieht.

Bestandteile, wie Schwefeloxide, Fluor- und Halogenverbindungen und andere Aerosole, die die Hauptprobleme der heutigen Luftverunreinigung darstellen, werden dabei nicht gebildet (COOPER, 1973). Stickstoffoxid-Verbindungen, die leicht zur Smog-Bildung führen, werden beim kontrollierten Brennen nicht erzeugt, da dafür Temperaturen von mehr als 1300° C erforderlich sind. Diese Temperaturen werden nur von heissen Waldbränden erreicht.

Auch die Emission von Rauch-Partikeln (in der Grössenordnung von 0,001 - 10,0 mikron) ist bei Waldbränden höher, da dabei mehr lebende Vegetation in feuchtem Zustand verbrannt wird. So werden bei Schadfeuern durchschnittlich 29 kg Partikel pro Tonne Brennmaterial emittiert, bei kontrolliertem Brennen dagegen nur etwa 9 - 10 kg/t(COOPER, 1973).

Kohlenmonoxidmessungen bei einem Waldbrand erreichten Werte von 50 bis 200 ppm, dabei 60 ppm im Bereich der Feuerfront, in einem Abstand von 30 m jedoch nur noch etwa 10 ppm (DIETERICH, 1971).

Über die Bedeutung emittierter Kohlenwasserstoffe und ihre photochemischen Reaktionen liegen bis heute keine eindeutigen Erkenntnisse fest (McMAHON, 1976).

Das karzinogen wirkende Benzpyren wird im Bereich der Flamme gebildet. Werte, wie sie in Übersicht 14 dargestellt sind, sind sicher mit Vorsicht zu betrachten, da neben Feuer-Intensität und Menge des Brennmaterials die Art des Materials eine allzu grosse Rolle spielt und zu sehr differenzierten Werten führen kann.

Übersicht 14: Emission von Benzpyren und Rauchpartikeln bei Lauf- und Gegenwindfeuern mit verschiedener Menge Brennmaterial. Nach McMAHON (1976).

Art des Feuers (Brennmaterial in kg/m^2)	Benzpyren (ng/g)	Rauchpartikel (kg/t)
Gegenwindfeuer		
Leicht (0,5)	3500	11
Mittel (1,5)	560	4
Stark (2,5)	240	2,5
Lauffeuer		
Leicht (0,5)	38	11
Mittel (1,5)	40	44
Stark (2,5)	100	64

In diesem Zusammenhang wird auf das "Southern Forestry Smoke Management Guidebook" verwiesen, das vom U. S. Forest Service (1976) herausgegeben wurde. Darin werden Fragen von Emission und Brenntechnik sehr detailliert behandelt.

7.2 Emission und Brenntechnik

Auf die Bildung von Rauchpartikeln hat die Technik des Brennens einen grossen Einfluss. Ein Lauffeuer verbrennt im Flammenbereich wegen seiner schnellen Ausbreitungsgeschwindigkeit nur etwa 50 % der gesamten Masse des verbrannten Materials, die andere Hälfte wird hinter der Feuerfront im Prozess des Schwelens verbrannt. JOHANSEN (1976) gibt als Beispiel, dass die Emission von Rauchpartikeln im Bereich der Flammzone eines Lauffeuers etwa 25 kg/t Brennmaterial beträgt, in der Schwel-Zone hinter der Flamme aber 90 kg/t.

Bei einem Gegenwindfeuer gibt es in der Regel keine Schwelzone hinter dem Flammbereich, da die Verbrennung intensiver ist (s. Kapitel Technik des kontrollierten Brennens). Stärkere Äste oder Baumstümpfe glimmen aber häufig noch längere Zeit nach.

WARD und LAMB (1970) stellten fest, dass Gegenwindfeuer durchschnittlich 35 % weniger Rauchpartikel emittieren als Lauffeuer. TANGREN (1976) betont, dass Lauffeuer eine drei- bis fünffache Menge an Rauchpartikeln erzeugen wie Gegenwindfeuer.

Bei genügend starkem Wind wird der entstehende Rauch beim Gegenwindfeuer so gut verteilt, dass nur ein dünner bläulich-weisser Schleier entsteht.

7.3 Hinweise auf das Rauch-Management beim kontrollierten Brennen

In Anlehnung an COOPER und TANGREN (1973) seien hier Hinweise gegeben, die zu beachten sind, um die Rauchentwicklung beim kon-

trollierten Brennen auf ein Minimum zu reduzieren:

a. Beobachtung der Grosswetterlage. Einholen des lokalen Wetterberichtes (Windgeschwindigkeit und -richtung, Temperatur, rel. Luftfeuchte). Vor dem Brennen Kontrolle dieser Daten im Bestand.

b. Labiler Zustand der Atmosphäre mit Konvektion führt den Rauch besser in höhere Luftschichten ab. Niemals bei Inversionslagen oder Nebel brennen.

c. Auswahl des Brennzeitpunktes, wenn der Wind den Rauch von rauchempfindlichen Anlagen wegtreibt.

d. Brennen bei Nacht sollte vermieden werden, da die Windgeschwindigkeit im allgemeinen abnimmt und die atmosphärische Schichtung stabiler wird. Rauch von schwelenden Ästen oder Baumstümpfen kann hangabwärts gleiten und sich in den Niederungen ansammeln.

e. Nach Möglichkeit Gegenwindfeuer benutzen.

f. Das Brennmaterial sollte bei ausreichend feuchten Bedingungen des Bodens je nach Zielsetzung so feucht wie nötig und so trocken wie möglich sein, um eine schnellere und vollständigere Verbrennung zu gewährleisten.

g. Löschen von schwelenden Ästen, Baumstümpfen usw. ist dringend erforderlich, da ein nachträgliches Schwelen unter Umständen tagelang dauern kann.

h. Brennfläche jeweils so klein wie möglich wählen.

i. Erfassung von rauchgefährdeten Einrichtungen im Bereich potentieller Raucheinwirkung (Flugplätze, Autobahnen usw.).

8. FEUER IM HABITAT MANAGEMENT

8.1 Habitat Management als Tragfähigkeitsverbesserung

Dem Begriff "Habitat Management" in der anglo-amerikanischen Literatur entsprechen im Bereich der Wildökologie die deutschen Begriffe "Biotop- oder Tragfähigkeitsverbesserung". Habitat, das ist der Lebens- und Verbreitungsraum einer Art bzw. ihrer Population. Habitat Management bezweckt, die Habitatansprüche einer Population durch geeignete Eingriffe in deren Biotope besser zu befriedigen. Und eben das kann in bestimmten Biotopen auch mit Hilfe des Feuers bewirkt werden.

BeiBetrachtungvon Feuer-Ökosystemen lässt sich feststellen, dass das Feuer eine charakteristische Dynamik bewirkt. Feuerangepasste Arten setzen sich zwar mehr und mehr durch, aber die Begleitvegetation befindet sich in einer ständigen Umgestaltung und Erneuerung. Sowohl im Grasland als auch im Wald ist daher ein grosser Artenreichtum vorhanden. Je mehr nun nach Heraushalten des Feuers die feuerangepassten Pflanzengesellschaften altern, desto einseitiger beginnen einige wenige Arten zu dominieren. Durch Anhäufung der abgestorbenen Vegetation und den dichter und verfilzter werdenden Unterstand werden die Wälder für viele Tierarten und auch den Menschen sehr schwer zugänglich. Im Grasland kann bei Überalterung der Anteil nicht verwendbarer toter Vegetation bis zu über 90 % der pflanzlichen Biomasse betragen (RENSBURG, 1971). Verdeckung des Bodens und Unzugänglichkeit des Geländes sind denkbar ungünstige Voraussetzungen für Erhaltung und Verbreitung vieler Pflanzen- und Tierarten.

Nach Ausschluss des Feuers können sich solche Pflanzengesellschaften weiter zu einem Klimax-Zustand hin entwickeln. Da jedoch die Subklimax- bzw. Sukzessionsstadien oft durch mehr Diversität charakterisiert sind, ist auch die Tragfähigkeit für bestimmte Arten bzw. die Artenvielfalt überhaupt entsprechend hoch.

Hier wirkt sich oft der sogenannte "edge effect" aus (LEOPOLD, 1933), also die "Grenzlinien- oder Randstufenwirkung" oder die "Gemengelage" (GOSSOW, 1976). Die Habitatansprüche einer Art betreffen insbesondere ein ausreichendes Äsungs- und Deckungsangebot, das dann auch z. B. geeignete Nist- und Setzplätze einschliesst. Macht das Raum-Zeit-System eine Wildart nun relativ stationär, ist also ihr Aktionsradius begrenzt (z. B. aus Gründen der Energiebilanz), so müssen die verschiedenen Ansprüche an Äsung, Deckung usw. auf recht kleinem Raum befriedigt werden können. Damit ist die Tragfähigkeit desto höher, je grösser pro Flächeneinheit die Gemengelage dieser verschiedenen Biotopansprüche ist.

Wenn also z. B. eine Neuwelthirsch-Art (Reh, Elch) seine Äsungsansprüche auf Wiesen-, Feld- und Strauchflächen befriedigt, die Deckungsansprüche aber mehr im Dickungsbereich, ist der "edge effect" und damit die Tragfähigkeitserhöhung desto besser, je mehr diese beiden Biotoptypen in möglichst enger Nachbarschaft und relativ kleinflächig ("mosaikartig") im Habitat kombiniert vorkommen. Entsprechendes gilt dann bei anderen Wildarten auch hinsichtlich der Altersklassenstrukturen in Wald- oder Heidegesellschaften (z. B. bei Rauhfusshühnern, Übersicht 2).

Gegenüber einer gleichförmigen Landschaft, einer Monokultur, grossen Obstplantagen, Wald-Reinbeständen und eben z. B. auch ü b e r a l t e r t e n Feuer-Ökosystemen (infolge Feuer-Ausschaltung) sind in solchen randstufenreichen Biotopen sowohl mehr Lebensräume für die Tierwelt als auch mehr Einstandmöglichkeiten für die einzelne Art gegeben.

Diesen Sachverhalt haben Wildbiologen wie LEOPOLD (1933) und STODDARD (1931) bereits recht frühzeitig erkannt und Konsequenzen für das Wildlife-Management in Form eines gezielten Habitat-Management aufgezeigt. Sie haben erheblich dazu beigetragen, die Feuerökologie als Wissenschaft ins Leben zu rufen.

Im Habitat Management kann man sich des Feuers bedienen, um einen gezielten Einfluss auf die Populationen und das Verhalten von Tieren auszuüben. Pionierarbeit im Management einer nordamerikanischen Wachtelart (Bobwhite quail, Colinus virginianus wurde von STODDARD (1931) geleistet. Diese Wachtel stellt ein wichtiges Jagdwild dar. In den Südstaaten der USA werden seit vielen Jahrzehnten grosse Waldbestände mit Hilfe des Feuers behandelt, um den Wachteln einen Lebensraum zu schaffen. Denn ihr eigentlicher Lebensraum befindet sich im Grasland - und nicht im Wald. Durch das kontrollierte Brennen in den Wäldern des Südens wurde eine Entwicklung zum artenarmen Magnolien-Buchenwald auf natürliche Weise gestoppt. Verschiedene Kiefern-Arten konnten sich etablieren, und diese Bestände werden in hohen Umtriebszeiten bewirtschaftet. Sie stellen sich heute als offene, parkartige Wälder dar, auf deren mit Gras bewachsenen Böden die Wachteln einen sehr geeigneten Lebensraum finden (Abb. 2). Sie sind abhängig vom Vorhandensein verschiedener Gräser, krautartiger Pflanzen, Hülsenfrüchten und Büschen, unter denen sie Deckung finden können. Als Scharrer sind sie darauf angewiesen, dass nicht zu viel totes Gras oder andere Vegetationsreste den Boden bedecken. Erst so können sie verschiedene Samen (vor allem der Kiefer) aufnehmen, die einen wichtigen Bestandteil der Nahrung darstellen.

Gleichzeitig kann in diesen Wäldern auch der wilde Truthahn gehalten werden, wenn bestimmte Refugien vom Feuer ausgespart werden. Das kann geschehen, indem man mit Hilfe eines Scheibenpfluges Brandschutzstreifen um verschieden grosse Flächen zieht. An diesen Stellen kann sich die Vegetation zu einem dichten Bestand weiterentwickeln, der gute Deckungsmöglichkeiten bietet. STODDARD (1963) meint, dass dieser Anteil etwa 10 bis 20 % der Fläche betragen sollte. Eine solche Verbesserung des "edge effect" kann auch auf eine andere Weise geschehen: Wenn man das kontrollierte Brennen nachts durchführt, so erzeugen wechselnde und einschlafende Winde und zunehmende

Feuchtigkeit von selbst ein sehr unregelmässiges ("mosaikartiges") Verbrennen der Bodenbedeckung.

Ein wichtiger Gesichtpunkt für die Wild-Ernährung sollte hier angeführt werden: Der Nährstoffgehalt der Äsung. Denn oft ist nicht die Menge der verfügbaren Futterpflanzen entscheidend, sondern deren Nährwert. Nach dem Brennen wird durch Freisetzung wichtiger Minerale die Proteinsynthese in den Pflanzen erhöht. Es wurden Steigerungen des Proteingehaltes nach dem Brennen um über 40 % festgestellt (SCHABEL, 1971). Die Erhöhung des Gehaltes an Protein, Calcium, Phosphor und Magnesium kann bis zu acht Jahren nach dem Brennen andauern (BENDELL, 1974). Sie kann allerdings auch eine Folge günstigerer Konkurrenzbedingungen nach dem Entfernen behindernder Vegetation sein.

Auch die Bewohner des offenen Graslandes und der Heiden (z. B. Präriehühner, Tympanuchus spp.) werden durch ein gezieltes Feuer-Management erhalten (KIRSCH, 1974; KOMAREK, 1971). Gänsen und anderen Wasservögeln erhält man die Überwinterungsplätze, indem man die Marschen und Sümpfe regelmässig überbrennt: Damit werden Futterpflanzen zugänglich, und die Gefahr des heftigen Schadfeuers in den trockenen Monaten wird vermindert (Beispiel: St. Marks Refuge, Florida).

Auch aus Europa sind Beispiele der Wildbestandsbewirtschaftung durch Feuer bekannt. In den schottischen Heide- und Moorgebieten wird damit seit langer Zeit der Bestand verschiedener Hühnerarten (z. B. Lagopus lagopus scoticus) gesteuert (GOSSOW, 1976; MILLER and WATSON, 1973). Aus den Niederlanden berichtet EYGENRAAM (1957) von der Bestandsbewirtschaftung des Birkwildes (Lyrurus tetrix L.). Dort trat nach Fortfallen der Heidebewirtschaftung eine Überalterung der Heide ein, die Folgeerscheinung war ein Rückgang des Birkwildes um über 90 %. Da für Nahrung, Balz, Tages- und Nachtruhe und Nisten verschieden hohe und alte Heide vorhanden sein muss, wurden dort

kleine Flächen in verschiedenster Form abgebrannt. Die Struktur der Heidevegetation wurde dadurch uneinheitlich, und es konnte die Grenzlinienwirkung erheblich verbessert werden. Die Birkwild-Populationen stiegen nach dem Brennen wieder sehr stark an.

8.2 Feuer in der Schädlingsbekämpfung

Man kann das Feuer als Mittel des Habitat Management auch zur Kontrolle von Schädlingen benutzen. Zum Beispiel können durch kontrolliertes Brennen die Biotope bestimmter Kleinsäuger so verändert werden, dass diese sich aus dem betroffenen Gebiet zurückziehen.

Oft wird das Feuer auch als direkte Gegenmassnahme bei der Schädlingsbekämpfung benutzt. Das betrifft in erster Linie Insekten. Vor der Entwicklung von Insektiziden war dies in früherer Zeit oft die einzige Möglichkeit, Insektenplagen zu bekämpfen. So wird in einem Erlass der Kaiserin Maria Theresia aus dem Jahre 1749 von der Bekämpfung von Heuschreckenplagen mit Hilfe des Feuers berichtet. In Afrika wird von den Eingeborenen noch heute die Tsetse-Fliege mit Feuer bekämpft. Aus Nordamerika wird berichtet, dass durch Abbrennen von Feldern und Ernterückständen Schadinsekten wie Hypera postica (Alfalfa weevil) oder Phytophaga destructor (Hessian fly) erfolgreich bekämpft werden (KOMAREK, 1970). WELLENSTEIN (1954) berichtet von der Anwendung des Feuers bei der Bekämpfung der grossen Borkenkäferkalamität in Süddeutschland in den Jahren 1944 bis 1951.

Die Anwendung des Feuers im Habitat Management hat also sehr vielseitige Möglichkeiten der Einflussnahme auf Zusammensetzung und Verbreitung von Tierarten. Die Einförmigkeit und ökologische Öde vieler vom Menschen bewirtschafteter Monokulturen kann dadurch gebrochen werden. Auf der anderen Seite kann das Feuer einen Ersatz des Einflusses langer menschlicher Kultur darstellen (Mähen, Weiden, Zurückschneiden), die über Jahr-

hunderte hinweg unsere Umwelt geprägt hat und im Zeitalter hoher Technologie durch "Unwirtschaftlichkeit" unterzugehen droht.

9. FEUER IN DEUTSCHLAND - BEISPIELE AUS DER GESCHICHTE

Auch in Mitteleuropa und in Deutschland hat das Feuer in der Landschaft über einen langen Zeitraum hinweg eine Bedeutung gehabt. Allerdings spielte das natürliche, durch Blitzschlag entstandene Feuer dabei keine wesentliche Rolle. Es war vielmehr der Mensch, der sich auf dem beengten Raum einer hohen Kultur dieses sehr praktischen Werkzeuges bedient hat. Auf empirische und intuitive Weise sammelte er Erfahrungen (Kap. 3), die aber teilweise einen schweren ökologischen Eingriff in die Landschaft darstellten. Die Folgen davon sind noch heute zu erkennen, und sie sollen der Vollständigkeit halber an zwei Beispielen dargestellt werden.

9.1 Die Erhaltung der norddeutschen Heidegebiete in ihren heutigen Grenzen

Zwei wesentliche Faktoren spielten eine Rolle, die den Vormarsch der Kiefer in der Lüneburger Heide stoppten: Die Heidschnuckenbewirtschaftung und das damit verbundene Heidebrennen (BORCHERS und SCHMIDT, 1973). Allein die hohe Zahl der Schnucken in der Lüneburger Heide (1800: ca. 500.000, 1861: ca. 770.000 Stück) verhinderte in einem gewissen Rahmen das Aufkommen von Baumbewuchs. Wesentlich tiefer eingreifend aber war das Heidebrennen, das zur Erneuerung der Weide notwendig war. Denn im Alter von etwa zehn Jahren blühen die Heidekrautpflanzen nicht mehr und beginnen zu überaltern und zu verkahlen. Zur Verjüngung wurden diese Flächen dann abgebrannt.

Diese Feuer, die meistens von Hirten gelegt wurden, gerieten oft ausser Kontrolle und vernichteten angrenzende Waldbestände. Das Brennen wurde deshalb verboten, mit der Ausnahme, dass es unter Aufsicht von Beamten stattfand. Ein herzogliches Edikt vom 24. April 1640 gibt davon Zeugnis:

"Lieben getrewen. Es ist hiermit unser ernster befehl, dass ihr von allen Canzeln in unserem euch anbefohlenen Ampte also abkündigen lasset, dass keiner er sei gleich wer er wolle sich unterstehen soll, die Heide anzustecken und abzubrennen. Er habe den von uns oder unseren Beamten dessen vorhero ausstrückliche erlaubnis und schein aufzuweissen mit der ernstlichen verwarnung, dass diejenigen so hier wider handeln werden, nicht allein nebenst erstattung dess dahero verursachten Schadens mit geldt, so dern auch mit gefengnis und nach Befindung an Leib und Leben gestrafet werden sollen . . ."

Aber etwa zur gleichen Zeit wurde auch die Notwendigkeit einer Verjüngung der Heide gesehen:

"Gleichwie aber dem / dass zuweilen an ein oder anderem Orte die Heide gar zu stark wird und dieselbe zu brennen die un umbgängliche Nothdurfft erfordert. So sollen die dabey Interessirte der Obrigkeit des Ortes solches jedesmahl zuvor anmelden / und diese mit Zuziehung der Forst-Bedienten / auch deren Gerichtsherrn / im Fall selbige bey solchen orten interessiret diese Gegend in Augenschein zu nehmen / und mit diesen zu überlegen schuldig und gehalten seyn / wann / wo / und welchergestalt mit Ansteckung der Heide sicherlich zu verfahren / auch vor für Anstalt zu machen / damit denen Holtzungen keine Gefahr daraus entstehe / oder durch gute Anordnung derselben sofort begegnet werden könne".

Zusätzlich wurde eine ausreichende Absicherung der zu brennenden Fläche angeordnet (Ziehen von Gräben, Abplaggen, Bereitstellung einer ausreichenden Mannschaft). Das Brennen wurde auf das Frühjahr und den Herbst beschränkt (Alle Quellen und Angaben aus BORCHERS und SCHMIDT, 1973).

BORCHERS und SCHMIDT meinen, dass das Ausmass der Schäden durch Beweidung und Heidebrennen unüberschaubar ist. Aber es sei anzunehmen, "dass durch sie die Grenze zwischen Wald und

Heide zu einer für lange Zeit unverrückbaren und für die Kiefer trotz ständiger Ansätze unüberwindbaren geworden ist".

9.2 Der Brandwaldfeldbau

In vielen Ländern Europas hat es eine Form der H a c k w a l d-Wirtschaft oder des W a l d f e l d b a u e s gegeben, die sich seit dem ausgehenden 13. Jahrhundert nachweisen lassen (HAUSRATH, 1903) und sich vereinzelt bis heute erhalten haben (v. HORNSTEIN, 1958). Charakteristisch für diese Wirtschaftsweise, die sich in ihrer Vielfalt schwer differenzieren lässt, ist das Brennen als Vorbereitung des Waldbodens zur landwirtschaftlichen Nutzung. Nach Abtrieb des Bestandes werden entweder die angefallenen Äste, Reisig etc. gleichmässig über die Fläche verteilt und angezündet (Flammfeuer, Überlandbrennen, Sengen), oder der Schlagraum wurde zusammen mit allem vorhandenen brennbaren Material (Reisig, Gestrüpp, Moose) in Haufen zusammengetragen und angezündet; anschliessend wurde die Asche verteilt. Diese zweite Methode nannte man "Schmoden" (auch: Schmuden, Schmoren, Schmotfeuer) (HEIKINHEIMO, 1915; VOGELMANN, 1871). Die Hackwaldungen, die man in ihrer typischen Form im Odenwald traf, waren Laubholz-Niederwälder (JÄGER, 1835). Nach dem Brennen wurde der Boden gehackt, und es wurde ein- oder zweimal gesät (Buchweizen, Roggen, bisweilen Kartoffeln). Oft wuchs das Korn zwischen dem sich aus Stockausschlägen verjüngenden Wald, daher wurde dieses System auch "landwirtschaftlicher Zwischenbau" genannt. Dann wurde der Wald wieder sich selbst überlassen, um nach einer verhältnismässig kurzen Umtriebszeit wieder abgetrieben zu werden (wie Eichenschälwaldungen in 10 bis 30jährigem Umtrieb zur Erzeugung der stark gefragten Gerberrinde).

Im Waldfeldbau des Hochwaldes konnte die Anbauzeit länger sein, und diesem landwirtschaftlichen Vorbau folgte oft noch eine Nutzung als Viehweide. Die Wiederbepflanzung erfolgte künstlich und mit Hilfe stehengelassener Randbäume und Überhälter (ANONYMUS, 1855).

Den Hackwaldungen des Odenwaldes entsprachen die "Reutberge" des Schwarzwaldes, die "Hauberge" des Siegener Landes, der "Rotheckenbetrieb" im Hunsrück, die "Schiffelwirtschaft" in der Moselgegend, die"Gestrüpp-" und Raumrechtwirtschaft" in der Steiermark (HAUSRATH, 1903; HEIKINHEIMO, 1915). Der Waldfeldbau findet sich in den "Röderlandbetrieben" (Odenwald, Steiermark, Nieder-Österreich) und in der "Birkenbergwirtschaft" des Bayrischen Waldes (GWINNER, 1847).

Auch in Belgien, Frankreich und der Schweiz ist das Abbrennen der Waldflächen üblich gewesen. In Russland gab es ebenfalls viele ausgedehnte Brandflächen. Im Gouvernement Olonetz bestanden noch um 1900 ca. 43 % des landwirtschaftlich genutzten Gebietes aus jungen Brandflächen (HEIKINHEIMO, 1915).

Die Brandwirtschaft in den skandinavischen Ländern war recht ähnlich und hat sich in Finnland bis weit in dieses Jahrhundert erhalten. Die Statistik zeigt einen Höhepunkt in der Mitte des 19. Jahrhunderts: Im Jahr 1870 waren 1,5 Mill. ha privaten produktiven Waldbodens der Brandwirtschaft unterworfen, 1910 waren es immerhin noch 0,11 Mill. ha (HEIKINHEIMO, 1915).

Der Hintergrund dieses Brandwaldfeldbaues ist immer die zwingende Not der Lebensmittelverknappung gewesen. In der Zeit des drastischen Bevölkerungswachstums in Europa war seine sozialwirtschaftliche Bedeutung sehr gross (HORNSTEIN, 1958; JÄGER, 1835). Er half, die Ackerfläche zu vergrössern, half den wirtschaftlich schwachen Kleinlandwirten und gewährte die Möglichkeit, "ohne Boden- und Düngekapital, lediglich durch Einsatz der eigenen Arbeitskraft und des Saatgutes, Ernten zu erzielen" (JÄGER, 1835).

Während der Brandwaldfeldbau in den 30er Jahren des letzten Jahrhunderts unter der wirtschaftlichen Zwangslage als u l t i m a r a t i o immer noch stark propagiert wurde (JÄGER, 1835; ANONYMUS, 1850), ja sogar als "n a c h h a l t i g e neue Quelle der Nahrung und des Erwerbs" (v. WEDEKIND,

1847) bezeichnet wurde, erhoben sich im Verlauf der nächsten Jahrzehnte warnende Stimmen, die die Grenzen der landwirtschaftlichen Zwischennutzung aufzeigten und ihre Unwirtschaftlichkeit gerade im Hinblick auf die zunehmende Industrialisierung nachwiesen (VOGELMANN, 1871).

Erwähnenswert ist, welchen Einfluss die Übernutzung des Waldes durch solche Wirtschaftsweise auf die Bodenbildung des Nord-Schwarzwaldes hatte. Neuere bodenkundliche und pollenanalytische Untersuchungen ergaben, dass sich die Bildung von Staunässeböden und der Beginn der Torfbildung auf Missestandorten des nördlichen Hochschwarzwaldes mit der mittelalterlichen Siedlungszeit deckt (RADKE, 1973): "Denn die Bildung von Staunässeböden wird dann gefördert, wenn der Mensch die Nährstoffe aus dem Oberboden durch Beseitigung des basenreichen Waldhumus verringert. Dies geschieht durch a) Entwaldung (Zufuhr der günstigen Laubstreu lässt nach); b) Beweidung (gerade nährstoffreiche Pflanzen werden vom Vieh ausgelesen); c) Humusentnahme für Streuzwecke. Die Folge war, dass der Nährstoffhaushalt für mehrere Generationen geschädigt war".

10. ANWENDUNGSMÖGLICHKEITEN DES FEUERS IN DER BUNDESREPUBLIK

10.1 Feuer im Naturschutz

TÜXEN (1970), der sich mit der Frage der Anwendung des Feuers in Naturschutzgebieten befasst, schreibt:

"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 weiteres, 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 Trisseten 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.

Diese Auffassung deckt sich mit den grundsätzlichen Erfahrungen aus dem Ausland. Einer der ersten Ansätze bildet eine Untersuchung von ZIMMERMANN (1975) über den Einfluss des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls.

Es soll hier nochmals auf die subatlantischen Zwergstrauchheiden eingegangen werden, die typischer a n t h r o p o - z o o g e n e r 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 (Übersicht 15).

Auch im gezielten H a b i t a t M a n a g e m e n t ist bei uns der Einsatz des Feuers denkbar. Neben den bereits erwähnten Hühnervögeln (bei uns: Rebhuhn, Perdix perdix L.; Birkhuhn Lyrurus tetrix L.) gibt es noch einige Vogelarten, die offene, kurzrasige Vegetationstypen, die in ihrem Bestand gefährdet sind, für Balz und Brut benötigen: Grosser Brachvogel (Numenius arquata L.), Goldregenpfeifer (Pluvialis apricarius L.), Kampfläufer (Philomachus pugnax L.) und - natürlich auch - Goldammer (Emberiza citrinella L.) (MAKOWSKI, 1973; RIESS, 1975).

Desgleichen ist die Verjüngung durch Brennen auch in Marschgebieten und Schilf-Röhricht denkbar.

Übersicht 15: Bewertungsversuch von Erhaltungsmassnahmen der Heide. Nach MUHLE (1974).

Massnahme	Heide-regeneration	Gehölzanflug-bekämpfung	Nährstoff-haushalt
Abplaggen	Gut, aber relativ langsam	Gut	Starker Nähr-stoffentzug
Mahd	Gut, aber relativ langsam	Schlecht	Mittelstarker Nährstoff-entzug
Mulchen	Gut	Meistens gut	Streu-zunahme
Fräsen	Wenig bekannt	Wenig bekannt	Mobilisation von Nährstoffen
Brand	Gut	Gut	C-, N-, S-Entzug

10.2 Kontrolliertes Brennen in deutschen Kiefernwäldern zur Verhütung von Waldbrandkatastrophen?

Das Problem der Waldbrandverhütung und -bekämpfung ist nach der verheerenden Katastrophe des Sommers 1975 in Niedersachsen "wieder einmal" ins Bewusstsein der Öffentlichkeit geraten. Unter ihren kritischen Augen sehen sich die Forstleute gezwungen, etwas zu tun, um die bedrohliche Gefahr in unseren Kiefernwäldern zu verringern. Ihre Handlungsfreiheit ist allerdings beschränkt. Denn unsere hochintensiv und kleinflächig betriebene Forstwirtschaft lässt auf den armen Standorten eine andere Baumartenwahl, als die der Kiefer, oft nicht zu. Man konzentriert sich daher auf die Waldbrandsicherung der grossen Kiefer-Monokulturen durch Anlage von Brandschutzstreifen und Schneisen, Laubholzriegeln, Feuerlöschteichen, verbesserte waldbauliche Techniken, vermehrte Übungen und straffere Organisation von Feuerlöscheinheiten usw.

Mit all diesen Massnahmen wird aber das Problem nicht an der Wurzel gepackt. Denn wie stellt sich die Situation in unseren Kiefernwäldern heute dar?

Seit dem letzten Krieg ist der Bedarf an Brennholz ständig zurückgegangen. Das Brennholz-Sammeln im Wald ist heute faktisch ganz fortgefallen. Die Ernte- und Durchforstungsrückstände sind bei den hochmechanisierten Arbeitsmethoden immer grösser geworden. Und so findet auf den Böden dieser Wälder eine sehr starke Anhäufung brennbaren Materials statt, wie es früher nicht der Fall gewesen ist. Dies kann man als "Sozialbrache des Schlagabraumes" bezeichnen. Der biologische Abbau kann mit dieser übermässig grossen Anlieferung organischer Substanz nicht Schritt halten. Und damit ist in unseren Kiefernwäldern eine ähnliche Situation vorhanden, wie bei den (in dieser Arbeit beschriebenen) feuerabhängigen Waldgebieten.

Durch alle diese oben erwähnten Massnahmen kann diese p o t e n t i e l l e Waldbrandgefahr n i c h t beseitigt werden.

Denn es ist bekannt, dass ein Vollfeuer nur dann entstehen und weiterlaufen kann, wenn es durch ein heisses Lauffeuer am Boden genährt und erhalten wird (LIEBENEINER, 1968). Und in Deutschland entsteht fast jeder Waldbrand als Bodenfeuer (WECK, 1950). In einem extrem trockenen Jahr, und vor allem bei einer Koinzidenz einer vorausgegangenen Kalamität (Windwurf, Käfer) und einem zwei bis drei Jahre später folgenden trockenen Sommer, sind diese Bestände bei nicht rechtzeitig erfolgter Aufarbeitung in idealster Weise für eine Brandkatastrophe disponiert.

Zu der Erhöhung des Energiepotentials auf den Waldboden kommt noch ein anderer Umstand, der die Wälder der Bundesrepublik Deutschland einer höheren Brandgefährdung aussetzt: Der erhöhte Erholungsdruck auf die Wälder und das allgemeine Betretungsrecht des Waldes (Bundeswaldgesetz von 1975). Damit nimmt die Möglichkeit der fahrlässigen Brandstiftung in einem zuvor nicht gekannten Masse zu.

Das Problem des Brennmaterials auf den Waldböden muss daher am vordringlichsten gesehen werden. Maschinen, die den Abraum zerkleinern und in den Boden einarbeiten, gibt es bereits auf dem Markt. Ihr Einsatz ist auf Kahlschlagflächen denkbar. In den Beständen aber. und vor allem in denen mittleren Alters, wo der nicht verwertbare natürliche und Durchforstungs-Anfall von Abraum und damit die Brandgefahr am grössten ist, ist der Einsatz dieser Maschinen wohl nicht möglich.

Daher wäre zu überlegen, ob das kontrollierte Brennen in geeigneten Kiefernbeständen auch bei uns durchgeführt werden sollte, wenn die waldbaulichen Zielsetzungen es zulassen (s. a. GOLDAMMER, 1976a, 1976b). Wie die Erfahrung zeigt, sind unsere Kiefern (neben Lärche und Douglasie) gegenüber einem Bodenfeuer durchaus widerstandsfähig (MISSBACH, 1973). Das kontrollierte Brennen stellt sicherlich eine wirtschaftlich tragbare Möglichkeit dar, die Waldbrandgefahr in unseren Kiefernwäldern erheblich zu vermindern. Aus den im Ausland

(unter vergleichbaren Bedingungen) gewonnenen Erfahrungen kann geschlossen werden, dass das kontrollierte Brennen unter fachlicher Anleitung ungefährlich und ohne Langzeitschäden für die Umwelt ist. Grundlegende Untersuchungen und Versuche sollten sich auf Ergebnisse langjähriger Forschungen aus dem Ausland stützen.

In die Tätigkeit des kontrollierten Brennens sollten als Sicherheitskräfte neben den Forstleuten auch Feuerwehren und andere Hilfsorganisationen unter fachlicher Anleitung mit einbezogen werden. Dadurch entsteht ein zusätzlicher Nutzen: Forstleute und Feuerwehren, die gewöhnlich wenig Erfahrung in der Bekämpfung von Waldbränden haben, können bei dieser Arbeit das Verhalten des Feuers im Wald kennenlernen. Das stellt eine gute Grundlage für eine zukünftige Waldbrandbekämpfung dar: Denn wer das Verhalten des Feuers kennt und in der Lage ist, gezielt damit zu arbeiten, wird bei der Bekämpfung eines Schadfeuers eher in der Lage sein, es erfolgreich zu bezwingen.

10.3 Modell-Vorschlag zum kontrollierten Brennen

In Deutschland kann nicht ohne weiteres mit dem Feuer gearbeitet werden, da das Dogma "Feuer aus der Landschaft" sehr starke psychologische Barrieren geschaffen hat. Deswegen dürfte zunächst der Einsatz des Feuers in der Landschaftspflege und im Forstschutz nur in begrenztem Rahmen möglich sein.

Ansatzmöglichkeiten ergeben sich bei der Sicherung von Feuerschutzriegeln, wie sie z. B. nach der Brandkatastrophe von 1975 in Niedersachsen geplant sind. So ist man bei der Dimensionierung der Feuerschutzriegel-Systeme, die hauptsächlich aus den Baumarten Europäische Lärche (*Larix europaea*), Traubenkirsche (*Prunus serotina*) und Traubeneiche (*Quercus petraea*) bestehen sollen, von vornherein eingeengt, wie im Klosterforst-

amt Miele. Dies ergibt sich aus der Besitzstruktur des Waldes und der ausfallenden Produktionsfläche für Kiefer, deren Anbau letztlich die einzige ökonomische Möglichkeit darstellt. Ein Riegel von 150 - 200 Metern Breite wird aber leicht von einem Feuer übersprungen; dies hat die Erfahrung der letzten Jahre immer wieder gezeigt.

Deswegen wird vorgeschlagen, dass entlang der Riegel in einer Breite von etwa 200 Metern in den neu entstehenden Kiefernaufforstungen bzw. den bereits bestehenden Beständen durch kontrollierte Bodenfeuer das Brennmaterial entfernt wird. Dadurch wird eine zusätzliche "P u f f e r z o n e" geschaffen, in der sich ein Feuer totlaufen kann bzw. ein laufendes Wipfelfeuer wieder auf den Boden gezwungen wird. Diese Massnahme ist sicherlich zunächst eher durchführbar, als die grossflächige Behandlung von Kiefernwäldern.

10.4 Rechtliche Hindernisse und Möglichkeiten

Die Durchführung kontrollierten Brennens ist in der Bundesrepublik Deutschland nicht ohne weiteres realisierbar. Das lässt sich historisch erklären:

Es wurde aufgezeigt, dass das durch den Menschen gelegte Feuer in der Landschaft unseres Raumes bereits lange eine Rolle gespielt hat. In der Landwirtschaft haben sich derartige Bräuche bis heute erhalten: Das Flämmen der Ackerraine, Gräben, Böschungen, Knicks und Hecken. Im Glauben, dabei Unkräuter oder Brutstätten von Ungeziefer zu vernichten, wurde oft ein grosser Schaden an den letzten Rückzugshabitaten unserer immer einförmiger werdenden Landschaft angerichtet. Die Bedeutung der Knicks und Hecken als ökologische und landschaftsästhetische Faktoren wurde aber schon vor längerer Zeit erkannt, so dass vor etwa 50 Jahren Verbote eingeführt wurden, in der Landschaft zu brennen (MAKOWSKI, 1973).

Heute sieht die rechtliche Situation so aus, dass in den Natur- und Landschaftsschutzgebieten der Gebrauch des Feuers grundsätzlich verboten ist. Ausserhalb der Schutzgebiete ist das Abbrennen in Hessen und Baden-Württemberg ebenfalls ganzjährig verboten, in anderen Bundesländern in der Zeit von Mitte März bis Mitte September. Der Trend geht auch dort allerdings dahin, das Brennen ganzjährig zu verbieten. Durch eine stärkere behördliche Überwachung und durch Öffentlichkeitsarbeit der Naturschutzbehörden werden diese Verbote zusehends effektiver.

Trotzdem hat der Gesetzgeber Möglichkeiten von Ausnahmeregelungen gegeben. Am Beispiel des Landes BADEN-WÜRTTEMBERG seien hier einige Hinweise auf derartige Bestimmungen gegeben:

- Naturschutzgesetz BaWü vom 26. September 1975
- Landeswaldgesetz vom 28. Januar 1976
- Naturschutzverordnung in der Fassung vom 6. Juni 1963
- Gemeinsame Bekanntmachungen der Regierungspräsidien vom 29. Februar 1968
- Verordnung der Landesregierung über die Beseitigung pflanzlicher Abfälle ausserhalb von Abfallbeseitigungsanlagen vom 30. April 1974.

Während einerseits die Möglichkeit von Ausnahmeregelungen gegeben ist, macht die letztgenannte Verordnung sehr allgemein gehaltene Auflagen über die Brenntechnik. Danach ist es verboten, pflanzliche Abfälle aus Land- und Forstwirtschaft "flächenhaft" zu verbrennen. Ausserdem dürfen sie nur unter "trockenen" Bedingungen verbrannt werden, verboten ist es bei "starkem Wind". Diese Auflagen dürften den Anforderungen einer sinnvollen und umweltgerechten Behandlung verschiedener Pflanzengesellschaften nicht unbedingt gerecht werden.

11. LITERATUR

AASE, H. H.: Cytologie of cereals II. Bot. Rev. 12:225-236.1946.

ADAMS, J. A., MANTOVANI, M. S. and LUNDELL, L. L.: Wood versus fossil fuel as a source of excess. Carbon dioxide in the atmosphere: A preliminary report. Science 196:54-56. 1977.

AHLGREN, C. E.: Effects of fire on temperate forests: North central United States. In: KOZLOWSKI, T. T. and AHLGREN, C. E. (eds.): Fire and ecosystems: 195-250. Academic Press, New York, 542 pp. 1974.

AHLGREN, I. F.: The effect of fire on soil organisms. In: KOZLOWSKI, T. T. and AHLGREN, C. E. (eds.): Fire and ecosystems: 47-72. Academic Press, New York, 542 pp. 1974.

AHLGREN, I. F. and AHLGREN, C. E.: Ecological effects of forest fires. Bot. Rev. 26:483-533. 1960.

- Effects of prescribed burning on soil microorganisms in a Minnesota jack pine forest. Ecology 46:304-310. 1965.

ALLEN, S. E.: Chemical aspects of heather burning. J. Appl. Ecology 46:347-368. 1964.

ANONYMUS: Ein Besuch im Gemeindewald der Stadt Winterthur im Kanton Zürich. Allg. Forst- u. Jagdztg. 21:392-393. 1855.

- Über die landwirtschaftlichen Zwischennutzungen in Wäldern, insbesondere über den Röderwaldbetrieb. Allg. Forst- u. Jagdztg. 16:41-47. 1850.
- Focus on controlled burning for forest conservation. Forest Department of Western Australia, Forest Focus 3,8 pp. 1970.
- Such dir ein Opfer in den Frauenhütten. Der Spiegel 30(42): 92-99. 1975.

APPLEQUIST, M. B.: Effects of cleared-and-burned hardwood slash on growth of planted loblolly pine in Livingston parish, Louisiana. J. For. 58:899-900. 1960.

AUSTRALIAN CONSERVATION FOUNDATION: Bushfire control and conservation. Viewpoint series 5. 1970.

BACHELAND, G.: Psychoanalyse des Feuers. Verlag Schwab, Stuttgart, 170 S. 1959.

BANCROFT, L.: Prescribed burning in Everglades National Park. The Anhinga (Publ. by the Everglades Natural History Association). 1972.

BEADLE, N. C.: Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. J. Ecology 28:180-192. 1940.

BENDELL, J. F.: Effects of fire on birds and mammals. In: KOZLOWSKI, T. T. and AHLGREN, C. E. (eds.): Fire and Ecosystems: 73-138. Academic Press, New York, 542 pp. 1974.

BENTLEY, J. R. and FENNER, R. L.: Soil temperatures during burning related to postfire seedbeds on woodland range. J. For. 56:737-740. 1958.

BISWELL, H. H.: Research in wildland fire ecology in California. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 2:63-97. 1963.

BISWELL, H. H., KALLANDER, H., KOMAREK, R., VOGL, R. and WEAVER, H.: Ponderosa fire management. A task force evaluation of controlled burning in ponderosa pine forests of central Arizona. Tall Timbers Research Station, Misc. publ. 2. 49 pp. 1973.

BLAISDELL, R. and WOOTEN, J. and GODFREY, R. K.: The role of magnolia and beech in forest process in Tallahassee, Florida, Thomasville, Georgia Area. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13:363-397. 1973.

BORCHERS, K. und SCHMIDT, K.: Nachweis der Herkünfte für die derzeitigen Kiefern-Vorkommen im nördlichen Niedersachsen. Mitt. Niedersächsische Landesforstverwaltung 21, 427 S. 1973.

BRAATHE, P.: Prescribed burning in Norway - effects on soil and regeneration. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13: 211-222. 1974.

BUSSE, W.: Die periodischen Grasbrände im tropischen Afrika, ihr Einfluss auf die Vegetation und ihre Bedeutung für die Landeskultur. Mitt. Deutscher Schutzgebiete 21:113-139. 1908.

BUTIN, H.: Die Kryptogamensukzession nach dem Waldbrand in Niedersachsen 1975. Vortrag auf dem Kolloquium "Ökologische Folgen eines Waldbrandes". Universität Göttingen. 1976.

BUTIN, H. und ZYCHA, H.: Forstpathologie. Verlag Thieme, Stuttgart, 177 S. 1973.

CAJANDER, A. K.: Forest types and their significance. Acta Forest. Fenn. 56:1-71. 1949.

COCHRANE, G. R.: Fire ecology in southeastern Australian sclerophyll forests. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 8: 15-40. 1968.

COMMONWEALTH SCIENTIFIC AND INDUSTRIAL RESEARCH ORGANISATION (CSIRO): The bushfire problem in Australia. Rural Research in CSIRO 69:8-13. 1970.

COOPER, R. W.: Current use and place of prescribed burning. Proc. Prescribed Burning Symposium, Charleston/SC: 21-27. USDA, Forest Service, Southeast. Forest Exp. Station, 160pp. 1971.

- Research in prescribed burning. Proc. at a prescribed burning short course by the Alabama Forestry Commission. Tuskegee, 46 pp. 1973.

- Smoke management. Proc. at a prescribed burning short course by the Alabama Forestry Commission. Tuskegee, 46p. 1973.

CORMAN, R.: Air pollution primer. Natl. Tuberc. Respir. Dis. Assoc. New York, 104pp. 1969.

DAUBENMIRE, R.: Ecology of fire in grasslands. Adv. Ecol. Res. 5:209-266. 1968.

DEICHMANN, V. von: Untersuchungen über die Entzündlichkeit und Brennbarkeit von Bodendecken als Beitrag zu den Grundlagen einer Waldbrandprognose. Diss. Göttingen, 143 S. 1957.

DIETERICH, J. H.: Air-quality aspects of prescribed burning. Proc. Prescribed Burning Symposium. Charleston/SC: 139-151. USDA, Forest Service, Southeast. Forest Exp. Station, 160pp. 1971.

EASTMAN, J.: In wildness is fire. The living Wilderness 36:10-17. 1972.

ENEROTH, O.: Försök rörande hyggesaskans inverkan pa barrträdsfröets gronong och plantornas första utveckling. Deutsches Referat: Versuche über die Entwicklung der Asche von Schlagbrennen auf das Keimen des Nadelbaumsamens und die erste Entwicklung der Pflanzen. Commentationes Forestales 5:56-61. 1931.

EYGENRAAM, J. A.: Über die Behandlung des Birkhühnerbestandes. Z. f. Jagdwiss. 3:79-87. 1957.

FABRICIUS, L.: Die Einwirkung von Waldbrandasche auf Samenkeimung und erste Pflanzenentwicklung. Forstwiss. Cbl. 51:269-276. 1929.

FOX, K. M.: Prescribed fire as a tool for increasing water yield. Proc. Symposium fire ecology and the control and use of fire in wild land management: 66-68. Academy of Science, Arizona. 1969.

FREUDENTHAL, H.: Das Feuer im deutschen Glauben und Brauch. Verlag de Gruyter, Berlin-Leipzig. 571 S. 1931.

FROELICH, R. C. and DELL, T. R. and WALKINSHAW, C. H.: Soil factors associated with Fomes annosus in the Gulf States. For. Science 12:356-361. 1966.

GIRARD, R.: Die ewigen Mayas. Verlag Vollmer, Wiesbaden, 579 S.

GOLDAMMER, J. G.: Feuerökologie, Diplomarbeit Forstwissenschaftliche Fakultät Freiburg, 128 S. 1975.

- Fragen der Feuerökologie. Allg. Forst. Zeitschr. 31:151. 1976.
- Kontrolliertes Brennen in den USA. Unser Wald 28:49-53. 1976.
- Symposion Feuerökologie in Freiburg. Forst- u. Holzw. 32: 184-186. 1977.

GOSSOW, H.: Wildökologie. Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München, 316 S. 1976.

GWINNER, W. H.: Notizen über eine forstwirtschaftliche Reise nach Tyrol, Salzburg, Steiermark, Unterösterreich und ungarisch Altenburg, im September 1846. Forstl. Mitt. 12:74-154. 1847.

HAUSRATH, H.: Die Hackwaldwirtschaft im badischen Odenwald. Forstwiss. Cbl. 25:603-619. 1903.

HEFNER, J. E.: Fire weather. Proc. at a prescribed burning short course by the Alabama Forestry Commission. Tuskegee, 46pp. 1973.

HEIKINHEIMO, O.: Kaskiviljelyksen vaikutus Suomen metsiin. Referat: Der Einfluss der Brandwirtschaft auf die Wälder Finnlands. Acta Forest. Fenn. 4:1-59. 1915.

HEYWARD, F.: Soil temperatures during forest fires in the longleaf pine region. J. For. 36:478-491. 1938.

HODGSON, A.: Fire management in eucalypt forests. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 6:97-111. 1967.

HOFSTETTER, R.: The ecological role of fire in southern Florida. The Florida Naturalist. April 1974.

HORNSTEIN, F. von: Wald und Mensch. Verlag Maier, Ravensburg, 283 S. 1958.

HOUGH, W.: Fire as agent in human culture. Smithonian Inst. Bull. 139. Washington, 270pp. 1926.

ISAAC, L. A. and HOPKINS, H. G.: The forest soil of the douglas fir region and the changes wrought upon it by logging and slash burning. Ecology 18:264-179. 1937.

JÄGER, J. P.: Der Hack- und Röderwald im Vergleich zum Buchenhochwalde, nebst Bemerkungen über Holz-, Frucht-, Futter- und Streu-Ertrag verschiedener Betriebsarten. Verlag Dingeldey, Darmstadt, 113 S. 1835

JOHANSEN, R. W.: A decision logic approach to prescribed burning prescriptions for smoke management. Vortrag beim Symposium Fire by Prescription, USDA, Forest Service, Atlanta/Georgia. 1976.

JORGENSEN, J. R. and WELLS, C. G.: Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 35:806-810. 1971.

KALLANDER, H. R., WEAVER, H. and GAINES, E. M.: Additional information on prescribed burning in virgin ponderosa pine in Arizona. J. For. 53:730-731. 1955.

KALLIO, T.: The biology of dissemination and possibilities of controlling Fomes annosus in Finnland. Metsäk Aikak. 82:139-152. 1965.

KAYLL, A. J.: Use of fire in land management. In: KOZLOWSKI, T. T. and AHLGREN, C. E. (eds.): Fire and ecosystems: 483-511. Academic Press, New York, 542p. 1974.

KERÄNEN, J.: Blitzschlag als Zünder der Waldbrände im nördlichen Finnland. Acta Forest. Fenn. 34.25:1-25. 1929.

KIRSCH, L. M.: Habitat management considerations for prairie chickens. Wildlife Soc. Bull. 2:124-129. 1974.

KOMAREK, E. V.: Fire ecology. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 1:95-107. 1962.

- The natural history of lightning. Proc. Ann Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 3:139-183. 1964.

- Fire ecology - grasslands and man. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 4:169-220. 1965.

- The meteorological basis for fire ecology. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 5:85-125. 1966.
- Fire - and the ecology of man. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 6:143-170. 1967.
- Fire and man in the southwest. Proc. Symposium on Fire Ecology and the Control and Use of Fire in Wild Land Management: 3-22. Tucson/Arizona, 86pp. 1969.
- Insect control - fire for habitat management. Proc. Tall Timbers Conf. Ecol. Animal Control by Habitat Management 2:157-171. 1970.
- Effects of fire on wildlife and range habitats. Proc. Prescribed burning Symposium, Charleston/SC:46-52. USDA, Forest Service, Southeast Forest Exp. Station, 160pp. 1971.

KUCERA, C. L. and EHRENREICH, J. H.: Some effects of annual burning on central Missouri prairie. Ecology 43:334-336. 1962.

KUJALA, V.: Untersuchungen über den Einfluss von Waldbränden auf die Vegetation in Nordfinnland. Comm. ex inst. quaest. forest. Finlandiae 10:1-37. 1926.

KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK: Waldbrand. Vorbeugung und Bekämpfung. Mitt. d. KWF 7. Buchschlag, 36 S. 1976.

LANGDON, G.: Effects of prescribed burning on timber species in the southeastern coastal plain. Proc. Prescribed Burning Symposium, Charleston/SC:34-44. USDA, Forest Service, Southeast. Forest Exp. Station, 160pp. 1971.

LEOPOLD, A.: Game management. Charles Scribner's Sons, New York, 481pp. 1933.

LIEBENEINER, E.: Bekämpfung von Waldbränden, Moorbränden, Heidebränden. Die Roten Hefte 26. Verlag Kohlhammer, Stuttgart, 88 S. 1968.

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

McMAHON, C.: Effects of forest fire emissions on air quality. Vortrag beim Symposium Fire by Prescription, Atlanta/ Georgia, 1976.

METZ, L. J., LOTTI, T. and KLAWITTER, R. A.: Some effects of prescribed burning on coastal plain forest soil. USDA, Forest Service, Station paper 133, 10pp. 1961.

METZ, L. J. and FARRIER, M. H.: Prescribed burning and soil mesofauna on the Santee experimental forest. Proc. Prescribed Burning Symposium, Charleston/SC:100-106. USDA, Forest Service, Southeast. Forest Exp. Station. 160pp. 1971.

MILLER, G. R. and WATSON, A.: Some effects of fire on vertebrate herbivores in the Scottish highlands. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 13:39-64. 1973.

MISSBACH, K.: Waldbrand - Verhütung und Bekämpfung. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin/DDR, 136 S. 1973.

MOBLEY, H.: The smoke management guidebook, Vortrag beim Symposium Fire by Prescription, Atlanta/Georgia. 1976.

MOBLEY, H. E., JACKSON, R. S., BALMER, W. E., RUZISKA, W. E. and HOUGH, W. A.: A guide for prescribed fire in southern forests. USDA, Forest Service, SA, State and Private Forestry, 40pp. 1973.

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

MUTCH, R. W.: Wildland fires and ecosystems - a hypothesis. Ecology 51:1046-1051. 1970.

NEEL, L.: Headfires in southeastern pines. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 4:231-240. 1965.

NYE, P. H.: Some effects of natural vegetation on the soils of west Africa and their development under cultuvation. UNESCO Abidjan Symposium Tropical Soils and Vegetation: 59-63. 1959.

PETERSON, P. M.: Danish fireplace fungi. Dansk Bot. Ark. 27(3): 1-97. 1971.

PETTERSON, B.: Mutagenic effect of radiant heat shocks on phanerogamous plants. Nature 19:1167-1169. 1961.

RADKE, G. J.: Landschaftsgeschichte und -ökologie des Nordschwarzwaldes, Hohenheimer Arbeiten 68. Verlag Ulmer, Stuttgart, 121 S. 1973.

RALSTON, C. W. and HATCHELL, G. E.: Effects of prescribed burning on physical properties of soil. Proc. Prescribed Burning Symposium, Charleston/SC: 68-84. USDA, Forest Service, Southeast, Forest Exp. Station, 160pp. 1971.

RENSBURG, H. J. van: Fire: its effect on grasslands including swamps - southern, central and eastern Africa. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 11:175-199. 1971.

RIEBOLD, R.: The early history of wildfires and prescribed burning. Proc. Prescribed Burning Symposium, Charleston/SC: 11-20. USDA, Forest Service, Southeast. Forest Exp. Station, 160pp. 1971.

RIESS, W.: Feuer für die Vögel. Wir und die Vögel (Deutscher Bund für Vogelschutz) 7(6):22-25. 1975.

- Zur Wirkung von kontrolliertem Feuer auf Arthropoden. Vortrag beim Symposium Feuerökologie, Universität Freiburg im Breisgau, 1977.

- Kontrolliertes Brennen - eine Methode der Landschaftspflege. Mitt. flor. soz. Arbeitsgem. N. F. 18:265-271. 1975.

SAARI, E.: Kuloista, etupäässä Suomen valtionmetsiä silmällä pitäen. English summary: Forest fires in Finland, with special reference to the state forests. Acta Forest. Fenn. 26:143-155. 1923.

SARVAS, R.: Kuloalojen luontaisesta metsittymisestä. Pohjois-Suomen kuivilla kankailla suoritettu metsäbiologinen tutkielma. Referat: Über die natürliche Bewaldung der Waldbrandflächen. Eine waldbiologische Untersuchung auf den trockenen Heideböden Nord-Finnlands. Acta Forest. Fenn. 46:1-146. 1938.

SCHABEL, H.-G.: Feuer - nicht immer ein Feind des Wildes. Wild u. Hund 74:307-310. 1971.

SCHLEGEL, A. W.: Oeuvres écrites en francais, Bd. I. Leipzig 1846.

SCHMIDT, W.: Waldbrandboden und Keimling. Dt. Forstwirt. 11: 193-194. 1929.

SCHROEDER, D.: Bodenkunde in Stichworten. Verlag Hirt, Kiel, 144 S. 1972.

SCHWERDTFEGER, F.: Waldkrankheiten. Verlag Parey, München, 509 S. 1970.

SCOTTER, G. W.: Effects of forest fires on the winter range of barrenground caribou in North Saskatchewan. Wildlife Mgmt. Bull. Ser. 1(18):1-111. 1964.

SCOTTER, G. W.: Wildfires in relation to the habitat of barren-ground caribou in the taiga of northern Canada. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 10:85-105. 1970.

- Fire, vegetation, soil and barren-gound caribou relations in northern Canada. In: SLAUGHTER, C. W. and BARREY, R. J. and HANSEN, G. M. (eds.): Fire in the northern environment - a symposium: 209-230. Pacific Northwest Forest and Range Exp. Station, Portland/Oregon, 275pp. 1971.

SIGGERS, P.: Observations on the influence of fire on the brown spot needle blight of longleaf pine seedlings. J. For. 32: 556-562. 1934.

SINGER, R.: Praktische Anwendung der Kenntnisse über ektotrophe Mykorrhiza bei Waldbäumen. Allg. Forst Zeitschr. 31:847-848. 1976.

SMITH, D. W.: Concentrations of soil nutrients before and after fire. Can. J. Soil Sci. 50:17-29. 1970.

STEBBINS, G. L.: Cytogenetics and evolution of the grass family. Am. J. Botany 43:890-905. 1956.

STODDARD, H. L.: The bobwhite quail, its habits, preservation and increase. Verlag Charles Scribner's Sons, New York, 559pp. 1931.

- Some techniques of controlled burning in the deep southeast. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 1:133-144. 1962.

- Bird habitat and fire. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 2:163-175. 1963.

STRASBURGER, E.: Lehrbuch der Botanik. Verlag Fischer, Stuttgart, 842 S. 1971.

STRØMSØE, B.: Flatebrenning. Norske Skogselskap og Hedmark Skogskelskap, 95 S. 1957.

TANGREN, C. D.: Smoke from prescribed fires. Forest Farmer 35(9):6-7. 1976.

TKATSCHENKO, M.: Die Abräumung der Holzschläge, ihre Beziehung zur Naturverjüngung und ihre Abhängigkeit von den Wald- und Standortverhältnissen. Forstwiss. Cbl. 51:109-117, 169-178. 1929.

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

UGGLA, E.: Skogsbrandfält i Muddus nationalpark (Forest fire areas in Muddus National Park, northern Sweden). Acta Phytogeogr. Suec. 41:5-116. 1958.

- En studie över bränningseffecten på ett tunt råhumustäcke (Effects of the fire on a thin layer of raw humus). Sver. Skogsv. förb. Tidskr. 65:155-170. 1967.

U. S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE: Intermediate fire behaviour. 59pp. 1972.

- Southern forestry smoke management guidebook. USDA For. Serv. Gen. Techn. Rep. SE-10, 140 pp. Southeast. For. Exp. Stn, Asheville, N. C. 1976.

U. S. DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION, AND WELFARE: Nationwide inventory of air pollutant emissions 1968. Publ. Health Serv. Consum. Pollut. Contr. Admin. Pub. AP-73, 36pp. 1970.

VERGILIUS, M.: Über den Landbau (Georgica). Herausgegeben und übertragen von H. NAUMANN. Verlag Goldmann, München, 172 S. 1970.

VIRO, P. J.: Effects of forest fire on soil. In: KOZLOWSKI, T. T. and AHLGREN, C. E. (eds.): Fire and ecosystems: 7-45. Academic Press, New York, 542pp. 1974.

VITÉ, J. P. und GOLDAMMER, J. G.: Verwendung des kontrollierten Feuers als forsttechnische Massnahme im Waldbau und Forstschutz. Allg. Forstzeitschr. 32:368-369. 1977.

VLAMIS, J. and BISWELL, H. H. and SCHULTZ, A. M.: Effects of prescribed burning on soil fertility in second growth ponderosa pine. J. For. 53:905-909. 1955.

VOGELMANN, V.: Die Reutberge des Schwarzwaldes. Verlag Braun, Karlsruhe, 83 S. 1871.

VOGL, R.: Fire adaptations of some southern California plants. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 7:79-109. 1967.

WAGTENDONK, J. W. van: Refined burning prescription for Yosemite National Park. Natl. Park Serv. Occas. Paper 2,22pp.

WALKER, L. C.: Silviculture of the minor southern conifers. Stephen F. Austin State College, School of Forestry, Bull. 15. Nacogdoches/Texas, 106pp. 1967.

WALKER, L. C. and WIANT, H. V.: Silviculture of longleaf pine. Stephen F. Austin State College, School of Forestry, Bull. 2. Nacodoches/Texas, 105pp. 1966.

- Silviculture of shortleaf pine. Stephen F. Austin State College, School of Forestry, Bull. 9. Nacogdoches/Texas, 60pp. 1966.

WARD, D. E. and LAMB, R. C.: Prescribed burning and air quality - current research in the south. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 10:129-140. 1970.

WECK, J.: Waldbrand - seine Vorbeugung und Bekämpfung. Verlag Kohlhammer, Stuttgart, 52 S. 1950.

WEDEKIND, G. W.: Ueber die landwirthschaftliche Zwischennutzung. Allg. Forst- u. Jagdztg. 13:88-92. 1847.

WELLENSTEIN, G.: Die Niederkämpfung der Borkenkäfer in Württemberg-Hohenzollern. In: WELLENSTEIN, G. (Hrsg.): Die grosse Borkenkäferkalamität in Südwestdeutschland 1944-1951: 107-164. Forstschutzstelle Südwest, Ringen, 496 S. 1954.

WELLS, C. G.: Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability. Proc. Prescribed Burning Symposium, Charleston/SC: 86-97. USDA, Forest Service, Southeast Forest Exp. Station, 160pp. 1971.

WINTER, K., ALTMÜLLER, R., HARTMANN, P. und SCHAUERMANN, J.: Forschungsprojekt Waldbrandfolgen: Populationsdynamik der Invertebratenfauna in Kiefernforsten der Lüneburger Heide. Verh. Ges. Ökologie, Göttingen 1976: 225-234. Verlag Junk, Den Haag, 1977.

WRIGHT, H. E.: Landscape development, forest fires, and wilderness management. Science 186:487-495. 1974.

ZIMMERMANN, R.: Einfluss des Flämmens auf einen Halbtrockenrasen im Kaiserstuhl. Natur und Landschaft 50:183-187. 1975.

FREIBURGER WALDSCHUTZ-ABHANDLUNGEN

Bisher erschienen:

Band 1: VW-SYMPOSION „FEUERÖKOLOGIE"

Heft 1 Symposions-Beiträge

Heft 2 Johann Georg GOLDAMMER
Feuerökologie und Feuer-Management