

### 3.3 Degradierete Waldgesellschaften: Savannen und Grasländer

Mit zunehmendem Feuerdruck und den damit assoziierten Faktoren der Übernutzung (Waldweide, Brennholznutzung usw.) degradieren die meisten Waldgesellschaften der Tropen zu einer Form der Savanne (Savannisierung). Sieht man an dieser Stelle von einer detaillierten Differenzierung bzw. dem Problem uneinheitlich gehandhabter Definitionen der verschiedensten Savannenformationen ab (s.a. Bourlière und Hadley 1983), dann ist die Physiognomie der feuerinduzierten Savannen durchaus ähnlich mit der Vielzahl von klimatisch, edaphisch oder orographisch bedingten Savannen, in deren Dynamik das Feuer ebenso wie Beweidung durch Wild- oder Haustiere kein primär wirkender Faktor war. Ihre gemeinsame Eigenschaft ist ein Grasstratum, in denen C<sub>4</sub>-Gräser dominieren und das gewöhnlich mit feuertoleranten Bäumen und Sträuchern assoziiert ist. Die Bandbreite der Physiognomie der Savannen reicht von den Baumsavannen mit einer relativ geschlossenen Baumschicht und einer heliophytischen Grasschicht bis hin zu den baum- und strauchlosen reinen Grasländern. Insgesamt umfassen die tropischen Savannenformationen eine Fläche von etwa 2300-2600x10<sup>6</sup> ha zwischen den äquatorialen Feuchtwaldbiomen und den Wüsten und Halbwüsten mittlerer Breiten (Cole 1986; Weiss 1990).

Im vorhergehenden Abschnitt wurde die Frage der Abgrenzung zwischen Wald und Savanne und den zahlreichen dazwischen liegenden Ökotonen aus feuerökologischer Sicht bereits angesprochen. In Analogie sollen diejenigen Vegetationsformen zwischen offenem Waldland und reinem Grasland als "Savanne" (und nicht als "Wald") verstanden werden, in denen das Grasstratum die wesentliche potentiell brennbare Biomasse darstellt und der Anteil der regelmäßig (1-5-jährig) brennbaren Biomasse der Baum- und Strauchschicht vernachlässigbar wird.

Aus dem Auftauchen der ersten Pollen von Gramineen werden auch Rückschlüsse auf die Entstehung der Savannen im Mittleren Eozän gezogen (Van der Hammen 1983). Die Paläo-Ökologie und Paläo-Biogeographie der Savannenformationen wurde weitestgehend von den Klimaschwankungen bestimmt, und zeigte eine komplementäre Entwicklung zu den Verbreitungsbewegungen der tropischen Regenwälder. Während der pleistozänen Glaziale belegten die Savannen daher auch einen wesentlich größeren Verbreitungsraum als etwa im heutigen Postglazial.

Der Zeitpunkt, ab dem anthropogene Feuer als ein bestimmender Faktor der Savannisierung auftraten, ist immer noch unklar. Der bislang ermittelte Zeitpunkt des frühesten anthropogenen Feuergebrauchs im südlichen Afrika, ca. 1,5 Mio. Jahren vor Heute, lässt den vagen Schluss zu, dass der Mensch durch das Feuer hier eine co-evolutionäre Kraft auszuüben begann. Heute lassen sich in den meisten Savannenformationen die Rolle bzw. der Beitrag der verschiedenen an der Savannisierung beteiligten Faktoren, darunter natürliche und anthropogene Feuer, aber nur noch schwer voneinander trennen.

Die heutige ökologische Entwicklung der Savannen ist das Ergebnis eines zunehmend komplexer werdenden Gefüges aus sozio-kulturellen und -ökologischen Faktoren, in die das Feuer eingebettet ist. Es kann an dieser Stelle nicht die Aufgabe sein, die Ökologie der Savannen in ihrer Gesamtheit zu behandeln und auf die vielfältigen Reaktionen auf das Feuer im Detail einzugehen. Da die Zahl von Einzeluntersuchungen hierzu sehr groß ist, soll hier nur auf die wichtigsten neueren Monographien zur Savannenökologie (Huntley und Walker 1982; Bourlière 1983; Tohill und Mott 1985; Cole 1986) und zur Feuerökologie afrikanischer Savannen verwiesen werden (Tall Timbers Research Station 1972; Booyens und Tainton 1984).

Den folgenden Ausführungen sind zum Einen die Arbeiten zugrunde gelegt, die sich mit den Degradationsfaktoren und den Feuerregimen der Savannen befassen und im eigenen Hause entstanden sind. Zum Anderen soll ein Blick auf die südasiatischen Tropenwaldbiome geworfen werden, in denen der Savannierungsprozeß nicht so alt ist wie beispielsweise in Afrika und heute besonders interessante Entwicklungen in den Regenwaldbiomen zeigt.

### 3.3.1 Feuerregime und Anpassungsformen in den Feuersavannen

Mit dem Vorhandensein eines kontinuierlichen Stratum ein- und mehrjähriger Gräser und anderer Bodenpflanzen ist die Grundvoraussetzung für jährlich auftretende Feuer gegeben. Die einjährigen Pflanzen und die oberirdischen Sprosssteile der mehrjährigen Pflanzen sind ab dem Beginn der Trockenzeit bis zum Höhepunkt der Trockenzeit zunehmend brennbar.

Bei Vorliegen saisonaler Klimabedingungen und der allgemein hohen Wahrscheinlichkeit der Entzündung der Savannenbiome hängt die großflächige Ausbreitung des Feuers im Wesentlichen von der Kontinuität und der Menge der jährlich abgestorbenen und brennbereiten Biomasse ab. Die Häufigkeit der Feuer richtet sich dann nach der Produktivität (Nettoprimärproduktion) und der Akkumulation der brennbaren Biomasse eines Savannenhabitats.

In Analogie zu der Einteilung der saisonalen, nichtimmergrünen Waldgesellschaften lassen sich die Savannen in trocken-eutrophe und feucht-dystrophe Typen unterteilen. Bei der letzteren Form ist davon auszugehen, dass es sich um sogenannte **derived savannas** handelt, d.h. um potentielle Waldstandorte bei Feuerauschluss. Die jährlich zur Verfügung stehende brennbare (oberirdische) Biomasse der Gras- und Krautschicht (Biomassedichte) hängt von der unterschiedlichen Wasserversorgung und der davon abhängenden Produktivität der Savannenstandorte ab. In den sudanesischen Trockensavannen des Sahel kann beispielsweise die oberirdische Biomasse der Gras- und Krautschicht unter  $1 \text{ t ha}^{-1}$  liegen, während sie in den *Pennisetum*-Feuchtsavannen am Mount Nimba bis zu  $25 \text{ t ha}^{-1}$  beträgt (UNESCO 1979).

Die ausführlich beschriebenen westafrikanischen **Lamto**-Savannen (Côte d'Ivoire; s.a. Abb.16) zeigen beispielsweise auch auf einer räumlich begrenzten Catena unterschiedliche Biomassendichten (Menaut und César 1979, 1982; Menaut *et al.* 1985). Innerhalb der *Andropogoneae*-Fazies liegt die maximale oberirdische Biomasse des Grasstratum im *Andropogoneae*-Grasland bei  $10,5 \text{ t ha}^{-1}$  höher als in den übrigen Fazies mit durchschnittlich  $7,2 \text{ t ha}^{-1}$  (Menaut und César 1979). Die abgestorbene Biomasse der Gras- und Krautschicht unmittelbar vor der üblichen Zeit des Überbrennens liegt im *Loudetia simplex*-Habitat bei  $1,7 \text{ t ha}^{-1}$  und in der *Andropogoneae*-Buschsavanne bei  $8,9 \text{ t ha}^{-1}$  (Menaut und César 1982).

Der Anteil der oberirdischen verholzten Biomasse nimmt von der Buschsavanne zur Baumsavanne (**savanna woodland**) graduell zu. Während in der offenen Buschsavanne (Bedeckungsgrad 7%) die oberirdische verholzte Biomasse  $7,4 \text{ t ha}^{-1}$  beträgt, steigt sie bei der Baumsavanne (45 % Überschirmungsgrad) auf  $54,2 \text{ t ha}^{-1}$  an (Menaut und César 1982).



**Abb.16a-b.** Charakteristische Bilder einer westafrikanischen Feuchtsavanne. Das obere Bild (a) zeigt eine *Andropogoneae*-Savanne bei Lamto (Côte d'Ivoire; Februar 1991), deren charakteristischer Baumbestand aus Palmen (*Borassus aethiopum*) besteht. Das Auflagegewicht der Grasschicht beträgt hier ca.  $8 \text{ t ha}^{-1}$ . Das untere Bild (b) zeigt den Saum eines Feuers im gleichen Savannenbiom, an dem Milane (*Milvus migrans*) Jagd auf fliehende Insekten und Kleinsäuger machen (siehe Text; Foto: Goldammer).

Für den Brandvorgang spielen die vereinzelt stehenden feuerresistenten Bäume keine Rolle, da die Bodenfeuer von der Grasschicht getragen werden. Es liegen bislang keine Untersuchungen vor, die das Feuerverhalten in einer standardisierten Form beschreiben. Bei den Savannenfeuern ist das Lauffeuer mit dem Wind (**heading fire**) der wichtigste Teil des Brandgeschehens. Ein Mitwindfeuer kann bei den sehr hoch wachsenden Grasarten (bei *Andropogoneae* bis zu 2,5 m) auch große Flammenlängen und hohe Temperaturen (oberirdisch bis zu 600°C) erreichen (s.a. Gillon 1983). In einer nigerianischen Savanne wurde bei einer verbrannten Auflage von 4,6 t ha<sup>-1</sup> ein Heizwert von 7733 kJ m<sup>-2</sup> errechnet (Hopkins 1965).

Die Verweilzeit der Feuer ist bei der hohen Ausbreitungsgeschwindigkeit und dem schnellen Verbrennungsprozess der **flash fuels** relativ gering, so dass sich die Temperaturen im Mineralboden beim Feuertdurchgang nicht erheblich erhöhen (s.a. Masson 1948; Vareschi 1962).

Die Feuerfrequenz (Rückkehrintervall des Feuers) hängt von der Menge und Kontinuität der abgestorbenen Gras- und Krautschicht ab. In den Trockensavannen Afrikas, vor allem in der Sahelzone, die neben dem Feuer auch noch erheblichem Beweidungsdruck ausgesetzt sind und zur Desertizierung neigen, sind die Voraussetzungen für großflächige Feuer nur in Abständen von mehreren Jahren (2-5) gegeben.

Die Vegetation der Gras-, Strauch- und Baumschicht muß sich diesem regelmäßigen Feueinfluss anpassen oder wird aus den Feuerklimax-Habitaten verdrängt. Grundsätzlich gelten hier die gleichen Anpassungsmechanismen, wie sie für die nichtimmergrünen Wälder und die Kiefernwälder in den Abschnitten 3.2 und 3.4 beschrieben sind. Im Folgenden sollen daher nur einige wichtige und für die offenen Feuersavannen typischen Überlebensstrategien bzw. Lebensformen zusammengefasst dargestellt werden.

### **Schutz der Erneuerungsknospen, epikormische Knospen und hitzeisolierende Borke**

Das Überleben von Erneuerungsknospen der Gras-, Strauch- und Gehölzpflanzen während der jahreszeitlichen Extreme (Dürre) und bei regelmäßigem Feueinfluss ist durch verschiedene Strategien gesichert. Die Erneuerungsknospen bei Kryptophyten (Geophyten) sind im Mineralboden eingebettet und so vor dem Feueinfluss gesichert. Die Hemikryptophyten (Oberflächenpflanzen) schützen das meristematische Gewebe beispielsweise durch dicht gepackte Horste, in denen die Erneuerungsknospen in Blattscheiden sicher vor Dürre und Feuer eingebettet sind. Durch die geringe Verweilzeit des Feuers brennen solche Grashorste auch selten aus, lediglich die darüber stehenden abgestorbenen Pflanzenteile verbrennen. Die mehrjährigen Horstgräser sichern damit ihr Überleben in der Feuerklimax.

Der Schutz des Gewebes durch persistente abgestorbene Blätter und Blattscheiden ist auch bei anderen monokotyledonen Pflanzen ausgeprägt, beispielsweise bei Liliaceen oder Arecaceen (Palmen). Die besonders feuerresistenten Palmen zählen deswegen häufig zu den in der Feuerklimax überlebensfähigen Arten aus früherer Waldvegetation, beispielsweise *Borassodendron borneensis* in Südostasien (Goldammer und Seibert 1990) oder *Borassus aethiopum* in den Lamto-Savannen von Côte d'Ivoire (Abb.16); weitere feuerresistente Palmen sind in den Tropen Südamerikas und Australiens beschrieben (Frost 1984, 1985).

Die Erneuerungsknospen bei den Phanerophyten, den Sträuchern und Savannebäumen, liegen höher über der Mineralbodenoberfläche und sind dem Feuereingriff ausgesetzt. Das Überleben vieler Savannebäume, die im höheren Alter durch ausreichend starke Borke und hohen Kronenansatz vor dem Feuereingriff geschützt sind, bedarf daher einer "Feuerpause" von mehreren Jahren, die das "Durchwachsen" der Verjüngung durch die Flammenzone ermöglicht.

Epikormische "schlafende" Knospen werden bei stärkerer Beschädigung der Gehölzpflanzen durch Feuer aktiviert. Dieses Phänomen ist für verschiedene Savannebäume Afrikas (West 1972; Frost 1984, 1985), Südamerikas (Coutinho 1990) und Australiens (Gill 1981) beschrieben.

## Räumliches und zeitliches Ausweichen

Feuerfreie, räumlich begrenzte Habitats spielen im großflächigen Feuermosaik der Savannen als Refugien für feuerempfindliche Arten eine wichtige Rolle. Derartige Standorte können in den Ausmaßen räumlich und zeitlich sehr begrenzt sein oder auch permanente Rückzugsgebiete darstellen. Vorübergehende Refugien sind beispielsweise Termitenhügel oder durch Effekte der Übernutzung (Tritt- und Feuerschäden) diskontinuierlich gewordene Bodenvegetation, die ein kleinflächiges Brandmosaik mit ungebrannten Inseln darstellt (Imort 1989).

Langfristige Rückzugsgebiete sind beispielsweise Refugien von Regenwaldvegetation, die sich als Galeriewälder oder Schluchtwälder inmitten einer savannisierten Landschaft halten können. Derartige Refugien spielten nicht nur während der pleistozänen Klimaschwankungen eine Rolle (Abschn.3.1.4), sondern sind auch noch heute funktional (Gillison 1983; Sarmiento 1983). Die Savannenfeuer können diese Refugien durchaus in längeren Zeitabständen, insbesondere in Zusammenhang mit Klimaoszillationen, beeinträchtigen. Laubwaldrefugien in der Kapprovinz Südafrikas, die in die Feuerklimax der mediterranen Fynbos-Gesellschaften eingebettet sind, weisen derartige Feuerereignisse auf (Goldammer, unveröffentl. Daten). In den *Podocarpus falcatus*-Wäldern bei George und im Kogelberg-Reservat wurde oberflächennahe Holzkohle mit einem  $^{14}\text{C}$ -Alter von  $430\pm 70$  und  $510\pm 50$  vor Heute bestimmt (HAM 2828 und 2819). Die Auswirkungen derartig lange zurückliegender Feuer, deren Größenumfang sich nicht mehr feststellen läßt, bleiben unklar.

Ein weiteres Rückzugshabitat stellen Felsschutthalden und Areale mit an die Oberfläche tretendem Grundgestein dar. Geröllhalden können frei von Oberboden sein und dennoch die Durchwurzelung von Bäumen und Sträuchern durch Spalten ermöglichen. Gleichzeitig kann in solchen Geröllhalden die Wasserversorgung für solche Tiefwurzler günstiger sein, als auf grundwasserfernen Standorten mit Bodenauflage. Das Fehlen der Gras- und Krautschicht läßt ein Bodenfeuer nicht zu, so daß sich Bäume und etwa auch Epiphyten hier auf kleinem Raum inmitten einer vom Feuer geprägten Umwelt über extrem lange Zeiträume halten können; ähnliche Beobachtungen liegen auch aus den Feuerökosystemen montan-borealer Wälder vor.

Mit dem zeitlichen Ausweichen verfolgen die ein- und mehrjährigen Pflanzen verschiedene Strategien mit gleicher Wirkungsrichtung. Die Erneuerungsorgane der mehrjährigen Geophyten sind im Mineralboden, die der annualen Pflanzen in den Samen vor den multiplen Belastungen während der Trockenzeit geschützt, bei dem das Feuer neben Wasserdefizit, Wärme- und Kälteextremen nur einer der Umweltstressoren ist. Frost (1985) beurteilt die Überlebenschancen der annualen Pflanzen gegenüber den mehrjährigen in der Feuerumwelt der Savanne als günstiger, da die Samen der Feuereinwirkung in der Regel weniger stark ausgesetzt sind. Die hypogäischen Überdauerungsorgane der mehrjährigen Pflanzen sind nach seiner Ansicht bei extrem heißen Feuern eher gefährdet.

### 3.3.2 Wechselwirkungen zwischen Feuer und Wildtieren

Der Einfluss von herbivoren Wild- und Haustieren auf die Savannenökosysteme läßt sich von der feuerbezogenen Entwicklungsdynamik und den Eigenschaften der Feuerregime dieser Vegetationstypen nicht abkoppeln. Die Eingriffe in die Vegetation durch Beweidung, Verbiss und Trampeleffekte herbivorer Arten und durch Feuer wirken selektiv, beeinflussen die räumliche Ordnung der Vegetation und stehen in wechselseitiger Beeinflussung zueinander.

Grundsätzlich ähneln sich die Eingriffe durch den Äser und durch Feuer in der Entnahme oder Beschädigung oberirdischer Biomasse. Sie sind aber nur teilweise zeitgleich, da sich der Beweidungseingriff in der feuchten Jahreszeit fortsetzt und der Feuereingriff saisonal auf die Trockenzeit beschränkt ist. Im Gegensatz zum Feuer sind Äsung und Verbiss selektiver. Der Eingriff grasfressender Arten (z.B. Zebra, *Equus* spp.) wird durch laubfressende Arten ergänzt (z.B. Giraffe, *Giraffa camelopardalis*), die aufgrund ihrer Ernährungsspezialisierung bestimmte Pflanzenarten bevorzugen und auch in die Baumkronen eingreifen können (s.a. Gossow 1976). Trampeleffekte, das Umreißen von

Baumkronen und Umdrücken von ganzen, vor allem auch überalterten Savannenbäumen durch Megaherbivoren (Wildtiere mit einem Körpergewicht >1000 kg), beispielweise durch die afrikanischen Elefanten (*Loxodonta africana*), führen dem Feuer verholzte pflanzliche Biomasse zu. Verbiss und Feuer drängen die Verjüngung der Baumschicht der Feuchtsavannen immer wieder zurück, so dass diese in äsungsgerechter Höhe und im Einflussbereich der Bodenfeuer bleibt.

Insgesamt kann diese Vielfalt von Formen des "Zurücksetzens" der Vegetation ein abwechslungsreiches Mosaik der Savannenlandschaft bewirken, das durch einen hohen Grad an Randstufen (**edges**) gekennzeichnet ist und damit die Tragfähigkeit (**carrying capacity**) artenreicher Wildtierbestände auf ein hohes Niveau heben kann (Gossow 1976, 1978). Überweidung kann zusammen mit den Auswirkungen jährlicher Feuer wiederum zur pflanzlichen Artenverarmung und damit zur Reduzierung tierischer Artenvielfalt führen. Zur Vertiefung der ökologischen Vernetzung von Feuer, Wildtiereinfluss und Vegetationsentwicklung sei hier auf afrikanische Studien verwiesen (vor allem Hill 1972; Vesey-Fitzgerald 1972; West 1972).

Paläoökologische Erklärungen der Entstehung und der Ausbreitungs- oder Wanderungsbewegungen der Savannenflora und -fauna berücksichtigen in jüngerer Zeit auch zunehmend die Wechselwirkungen zwischen Wild, früher (hominider) Jagdeinflüsse und Feuerregimen. Schüle (1990, 1991) beschreibt die Auswirkungen derartiger Interaktionen auf die prähistorischen Landschaften. Danach wurde durch die plio-pleistozänen Megaherbivoren nicht nur die Zusammensetzung der Vegetation bzw. die Waldtypen erheblich beeinflusst, sondern auch die gesamte pflanzliche Biomasse und die Feuerregime. Die große Dichte der artenreichen Megaherbivoren hielt die Waldsukzession auf einem seralen Stand, so daß das Ergebnis hoher Wildtierdichte ein offener, savannenähnlicher Wald war.

Mit der dramatischen Verringerung biotischer Diversität gegen Ende des Pleistozän (ca. 11.000 Jahre vor Heute) wurden auch über 60 % der Großsäuger in den Amerikas, dem heutigen Europa und in Nordasien ausgelöscht, wenige Jahrtausende zuvor ca.40 % der Megaherbivoren Australiens (Owen-Smith 1989; weitere Darstellungen vor allem in Martin und Klein 1984). Erklärt wird das Artensterben durch zwei Theorien (**keystone herbivore scenario**), von denen die eine die Interpretation des Massensterbens in der Klimaveränderung sucht. Mit dem Hinweis darauf, daß bei ähnlichen glazial-interglazialen pleistozänen Klimaschwankungen keine derartige Massenauslöschungen von Arten aufgetreten sind, vertritt die andere Schule die Meinung, daß das spürbare Ansteigen der Bejagung der (leicht jagdbaren) Megaherbivoren durch Hominide bzw. den Menschen auch für den raschen Zusammenbruch der Großsäugerpopulationen und -arten verantwortlich ist (Owen-Smith 1987). Fügt man die Hinweise von Owen-Smith (1987, 1989) und Schüle (1990, 1991) zusammen, dann scheint es tatsächlich plausibel, dass mit dem **overkill** der Megaherbivoren durch die Jagd auch die Ausbreitung des geschlossenen Waldes in den Tropen auf Kosten der savannenartigen Vegetation (mit) ermöglicht wurde. Der permanente Umsatz pflanzlicher Biomasse durch Herbivore wurde damit durch Erhöhung pflanzlicher Biomassendichte (Akkumulation) abgelöst, die sich in den Tropen als Regenwälder mit völlig geänderten Feuerregimen entwickelten.

Die Rolle in der Offenhaltung savannenartiger Vegetation auf potentiellen Waldstandorten übernahmen offensichtlich zeitgleich die vermehrt auftretenden Feuer, die u.a. zu Jagdzwecken gelegt wurden. Der Beweis dazu läßt sich zum Beispiel durch einen Umkehrschluß aus einer bereits am Anfang von Abschnitt 3 erwähnten Beobachtung ziehen. Eine in Australien durch indigene Feuerbeeinflussung entstandene Feuerklimax bildete sich dort nach Verdrängung der Urbevölkerung (Aboriginals) und Einführung weitestgehenden Feuerschutzes wieder in feuerempfindlichen Regenwald zurück (Ellis 1985).

Owen-Smith (1989) überträgt seine Pleistozän-Hypothese auf die heutige und zukünftige Entwicklung einiger afrikanischer Savannenhabitats, in denen heute Großsäuger einem ähnlichen anthropogenen Jagddruck ausgesetzt und von weitestgehender Ausrottung gefährdet sind, wie vor etwa 11.000 Jahren. So folgert er, dass beispielsweise die Wiedereinführung von Elefanten in die Savannen des südafrikanischen **Hluhluwe** Wildreservates dazu dienen kann, die Entwicklung der Wiederbewaldung umzudrehen. Damit soll die bisherige offene und vielfältige Savannenstruktur mit zahlreichen Wildhabitats erhalten bleiben. Gleichzeitig wird nicht verkannt, dass ein Übermaß des Einflusses der Großsäuger und vermehrte Feuer auch zur Artenverarmung der Vegetation führen können.

Ein weiteres Phänomen sind die feuerbedingten Räuber-Beute-Beziehungen. Das Abbrennen der Gras- und Strauchschicht führt zu einer dramatischen Reduzierung von Rückzugs- und Deckungshabitaten. Darüber hinaus können sich Wildtiere in der frisch überbrannten Savannenvegetation freier und schneller bewegen; dies hat einschneidende Folgen für die Fähigkeit von Tierarten, einem an Schnelligkeit überlegenen Jäger auszuweichen.

Das Fluchtverhalten von Kleinsäugetern und Insekten (Verlassen der Deckung vor dem herannahenden Feuer) nutzen vor allem Beutegreifer. Abbildung 16 zeigt das typische Verhalten eines Milans (*Milvus migrans*) am Saum eines Feuers in einer westafrikanischen Feuchtsavanne.

### **3.3.3 Einfluss moderner Haustierhaltung auf die Feuersavannen**

Die neuzeitliche Viehwirtschaft in den Savannenregionen bringt erhebliche Veränderungen im Beweidungsdruck mit sich. Die Mechanismen der Beweidung und des Verbisses durch domestizierte Tiere sind grundsätzlich wohl die gleichen wie bei den Wildtierarten. Die Intensität und die Gleichförmigkeit der Nutzung der Savannenvegetation durch Haustierherden sind aber ungleich größer. Die Weidewirtschaft läßt sich auch nicht von weiteren anthropogenen Randbedingungen abtrennen, die eine intensivierete Landnutzung unter steigendem Bevölkerungsdruck mit sich bringt. Erhöhter Feuerdruck, Brennholznutzung, Erschließung der Landschaft, erhöhte Mobilität der Bevölkerung etc. führen dabei in zunehmendem Maße zu Degradationserscheinungen der Savannenstandorte, ein Phänomen, das in jüngerer Zeit besonders in der Sahelzone sichtbar geworden ist (Le Houérou 1989).

Es ist bei der Bewertung der heutigen Rolle des Feuers in den intensiv genutzten Savannen unumgänglich, die Faktoren Feuer, Weide und Brennholzgewinnung in einem synergistischen Beziehungsgeflecht zu sehen (Imort 1989). Die das Feuer, die Weide und den Komplex Brennholzverbrauch bestimmenden Faktoren und die durch den anthropogenen Impakt auf die Savannen bestimmten Auswirkungen auf die Umwelt sind in Abbildung 17 zusammengefasst. Die durch die genannten Faktoren bedingte Entwicklungsrichtung der Savannenvegetation vom geschlossenen Wald über die Baum- und Buschsavanne bis zum Grasland bzw. zur Busch-Steppe wird in Abbildung 18, einer modifizierten Darstellung von Verma (1972), verdeutlicht. Sie enthält auch die Management-Implicationen, die zu einer Rehabilitation von tragfähigeren Vegetationstypen führt.

### **3.3.4 Weitergehender ökologischer Impakt der Savannenbrände**

Die Selektion der Savannenvegetation durch Feuer, deren Mechanismen grundsätzlich ähnlich wie in anderen Vegetationstypen sind, wurde oben angesprochen. Der regelmäßige Feuereingriff wirkt sich darüber hinaus spürbar auf den Boden und dabei vor allem auf die Vorräte von organischer Substanz bzw. die Flüsse von Nährstoffen aus. Während Fragen des Austrages von Nährelementen über gasförmige Verbindungen durch Verbrennung, insbesondere ihr Umfang, Verbleib und Auswirkungen, erst in jüngerer Zeit zunehmendes Interesse gefunden haben (Abschn.5), liegen über die Wirkung des Feuers auf den Boden- und Nährstoffkomplex durch Brandrodung und Savannenfeuer bereits eine Anzahl von älteren Untersuchungen vor (Nye und Greenland 1960, 1964; Hopkins 1983; Jordan 1985; Lal 1987; Peters und Neuenschwander 1988; Menaut *et al.* 1992).

Zunächst sei an dieser Stelle eine Gegenüberstellung der Eigenschaften von Mikroklima, Vegetation und Boden in feuerfreien (z.B. Regenwald) und in regelmäßig von Feuer betroffenen tropischen Vegetationstypen (Savannen) vorangestellt (Lal 1987; Tab.9). Der Einfluß von Feuer auf die physikalischen Eigenschaften des Bodens sind für die Prozesse des Oberflächenabflusses und der Erosion von entscheidender Bedeutung. Wiederholte Feuer können zur Bildung einer hydrophoben Schicht im Oberboden führen (De Bano *et al.* 1970; Scholl 1975). Die wasserabweisende Wirkung entsteht durch die beim Brennen gebildeten und abwärts diffundierenden flüchtigen organischen Substanzen, die aufgrund des raschen Temperaturabfalls unmittelbar im Oberboden kondensieren und ihre wasserabweisenden Eigenschaften besonders in grob texturierten Böden (mit geringen Oberflächen)

entwickeln.

Die Bodentextur selbst wird durch die Einwirkung besonders heißer Feuer beeinträchtigt, die beispielweise beim Brennen von Vegetation auf Haufen entstehen. Sertso und Sanchez (1978) beobachteten die Fusion toniger Partikel zu Sandtexturen unter derartig hohem Temperatureinfluss; in einer Übersicht berichtet Lal (1987) von weiteren ähnlichen Beobachtungen als Folge heißer Feuer. Die Entfernung der Bodenbedeckung durch Feuer und der verminderten Durchwurzelung bewirken weiterhin Bodenverdichtung und Verhärtung der Bodenoberfläche. Reduziertes Porenvolumen im Vergleich zu feuerfreien Standorten wird in verschiedenen Untersuchungen erwähnt (z.B. Budowski 1956; Lal und Cummings 1979).

Weiterhin stimmen verschiedene Untersuchungen darin überein, daß sich die Wasserrückhaltefähigkeit regelmäßig feuerbeeinflusster Savannenböden erniedrigt. Die Bodenfeuchte wird auch durch die Reduzierung von Streuauflage und Vegetation beeinflusst. Athias *et al.* (1975) beobachteten in einer degradierten Baumsavanne Westafrikas, dass erhöhte Bodentemperaturen nach dem Brennen zur schnelleren Austrocknung des Bodens führen; in anderen Untersuchungen wird von der Erhöhung der aktuellen Bodenfeuchte aufgrund der Entfernung transpirationsfähiger Vegetation berichtet (San José und Medina 1975).

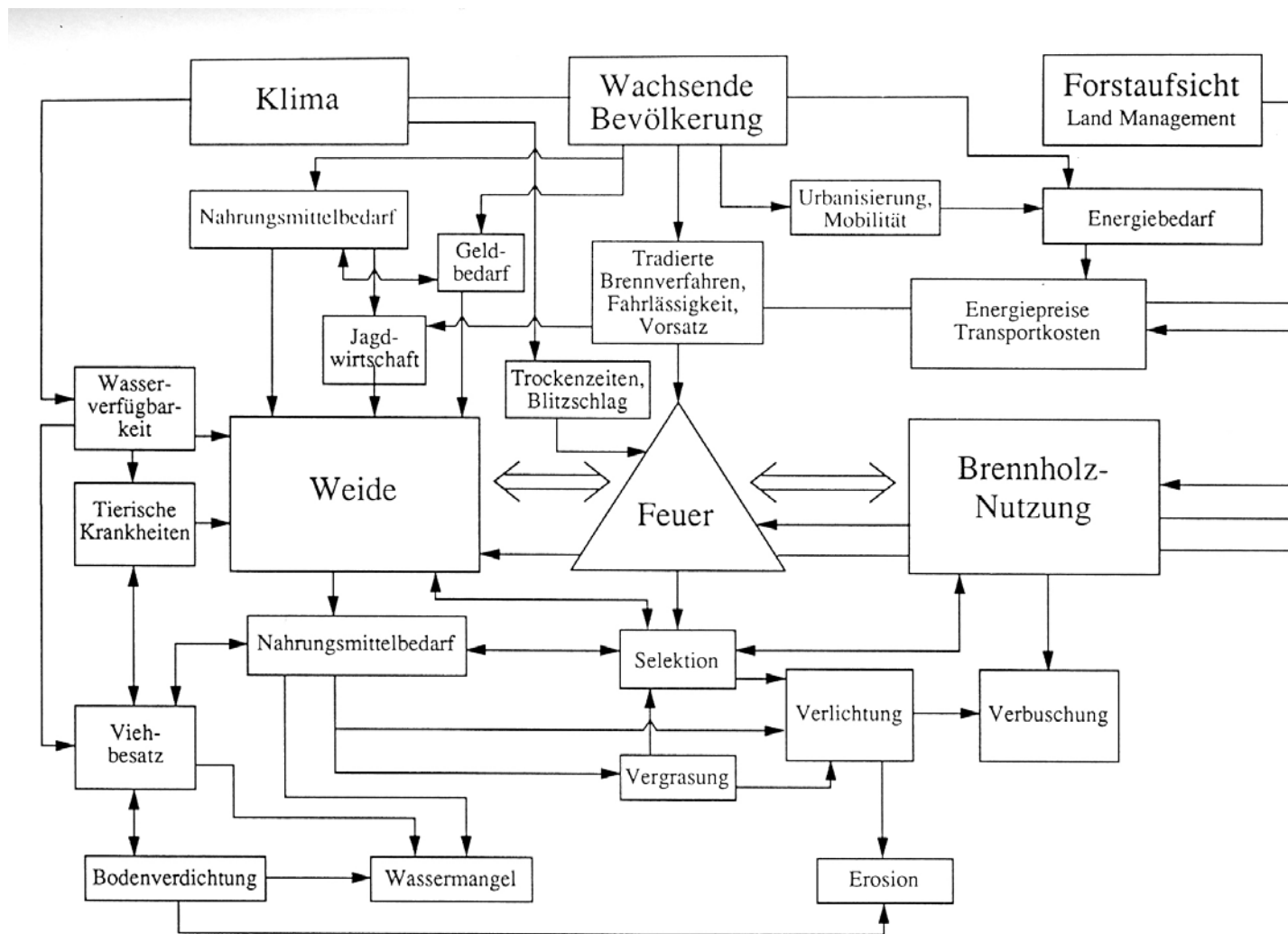
Die Entfernung der humosen Auflage, der Gras- und Streuschicht und die beschriebenen Phänomene der Verhärtung der Bodenoberfläche nach Exposition durch Feuer führen insgesamt zu erhöhtem Oberflächenabfluss und schwerwiegenden Erosionsprozessen, die durch Viehbeweidung (Trampeleffekte) erheblich verstärkt werden (Imort 1989). Zahlreiche Beobachtungen verstärkter Erosion nach Brandeinfluss werden durch eigene und initiierte Beobachtungen in den nichtimmergrünen (Savannen-)Wäldern Indiens und den tropischen Feuerklimax-Kiefernwaldgesellschaften Südostasiens bestätigt (Goldammer und Peñafiel 1990; Stott *et al.* 1990).

Das reichliche Vorhandensein von basenreicher Asche führt meist zu einem Anstieg des pH-Wertes, der für einige Wochen anhält.<sup>1</sup> Menaut *et al.* (1992), die vorhandene Untersuchungen in Tabelle 10 verglichen haben, kommen zum Schluss, dass diese Schwankungen des pH-Wertes für den Nährstoffhaushalt keinen großen Einfluss haben.

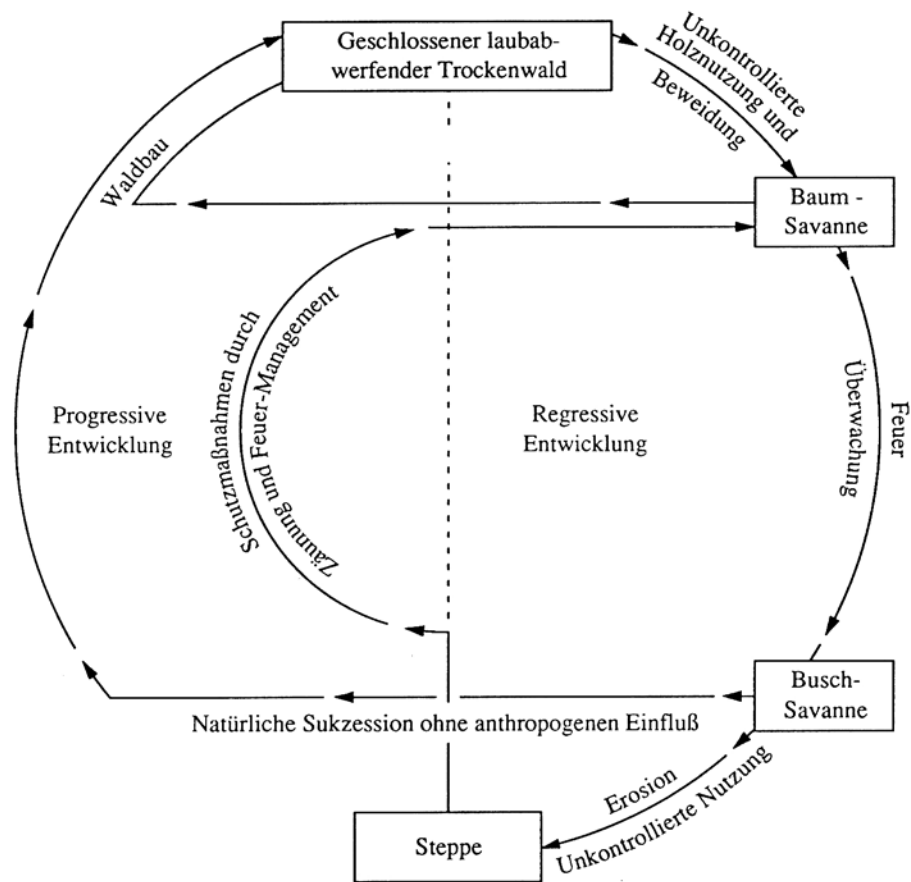
---

<sup>1</sup> In den Böden der gemäßigten und borealen Zone wurde ein Ansteigen des pH-Wertes nach Feuer ebenfalls beobachtet, der dort allerdings erheblich länger anhält als in den tropischen Savannen (u.a. Viro 1974; US Forest Service 1978).





**Abb.17.** Darstellung des synergistischen Beziehungsgeflechtes der Faktoren, die Feuer- und Weideregime und die Brennholzgewinnung in den subsahelischen Savannen bestimmen, bzw. die dadurch bestimmten Degradationsfaktoren.



**Abb.18.** Schematische Entwicklung des Einflusses von Feuer, Beweidung und Schutzmaßnahmen in Trockenwäldern (nach Verma 1972).

Die rasche Pflanzenverfügbarkeit der in der Asche in mineralisierter Form vorliegenden Nährelemente ist Grundlage der traditionellen Weidewirtschaft und des Nutzpflanzenanbaues. Fragen des möglichen Verlustes von Pflanzennährstoffen aus den Feuersavannen und der damit verbundenen Reduzierung der Standortfruchtbarkeit sind aber durchaus umstritten. Die Ausgrenzung eines der vielen, an der Savannisierung über Jahrhunderte beteiligten Faktoren scheint problematisch (Lal 1987). Die Größenordnung des Nährstoffaustrages über gasförmige Verbindungen oder Asche (Austrag durch Wind und Oberflächenabfluss) hängt vom Nährstoffgehalt der Vegetation zum Zeitpunkt des regelmäßigen Brennens ab. Die Untersuchungen von Villecourt *et al.* (1979) stehen stellvertretend für andere Arbeiten, die zum Höhepunkt der Trockensaison eine Rückwanderung der Pflanzennährstoffe in die unterirdischen Überdauerungsorgane beschreiben; beim Abbrennen abgestorbener oberirdischer Pflanzenteile ist der gesamte Nährstoffverlust daher gering. Lal (1987) führt Untersuchungen an, die die geringen aktuellen Nährstoffverluste aufgrund bereits über Jahrhunderte durch Feuer angegriffener und damit sehr geringer Nährstoffreserven erklären (niedriges Nährstoffniveau).

**Tab.9.** Eigenschaften der Standorte (Mikroklima, Vegetation und Boden) feuerfreier und regelmäßig feuerbeeinflusster Ökosysteme (nach Lal [1987], stark verändert)

Parameter	Feuerfreier Wald	Feuerklimax-Savanne
<b>Mikroklima</b>		
Einstrahlung (auf den Boden)	niedrig	hoch
Luftfeuchtigkeit (bodennah)	hoch	niedrig
Lufttemperatur (Mittel und Schwankungsbreite)	niedrig	hoch
Bodentemperatur (Mittel und Schwankungsbreite)	niedrig	hoch
Potentielle Evaporation	niedrig	hoch
Klimatische Aridität	niedrig	hoch
<b>Vegetation</b>		
Biomassedichte	hoch	gering
Entzündlichkeit des potentiellen Brennmaterials	gering	hoch
Relative Nährelementkonzentration in lebender Vegetation	hoch	gering
Starke Wurzeln	hoch	niedrig
<b>Boden</b>		
Austrocknungstiefe	tief	flach
Oberflächenaustrocknung	geringer	höher
Bodenverdichtung	niedrig	niedrig
Makroporenanteil	hoch	niedrig
Permeabilität	hoch	niedrig
Oberflächenabfluß	hoch	niedrig
Nährstoffauswaschung	exzessiv	mäßig bis gering

**Tab.10.** Auswirkungen von Feuer auf den pH-Wert der oberen Bodenschicht (zusammengestellt von Menaut *et al.* [1992])

Autor	Bodentiefe in cm	Versuchs- dauer in Jahren	Ph-Werte		
			Früh gebrannt	Spät gebrannt	Nicht gebrannt
Egunjobi 1971	15	30	6.6	6.5	6.3
Oguntala 1980 *	15	50	7.1	7.1	7.0
Moore 1960 *	15	30	6.4	6.3	6.1
Brookman-Amisshah <i>et al.</i> 1980	15	26	6.8	6.4	6.4
Harrington & Ross 1974	?	5	6.9	6.9	6.6
Trapnell <i>et al.</i> 1976	15	23	6.2	6.0	5.7
White & Grossman 1972	10	28	4.5	4.5	4.6
Cook 1939	20	8	6.4		5.7
San José & Medina 1975	100	1	5.3		5.3
Singh <i>et al.</i> 1991	10	1	7.9		7.7

\* Von Menaut *et al.* (1992) neu berechnete Werte

**Tab.11.** Kohlenstoffgehalt (%C) der oberen Bodenschicht (zusammengestellt von Menaut *et al.* [1992]).

Autor	Bodentiefe in cm	Versuchs- dauer in Jahren	%C		
			Früh gebrannt	Spät gebrannt	Nicht gebrannt
Egunjobi 1971	15	30	2.54	1.77	2.24
Oguntala 1980 *	15	50	1.64	1.37	1.59
Moore 1960 *	15	30	1.86	1.44	1.67
Brookman-Amisshah <i>et al.</i> 1980	15	26	1.30	1.20	1.70
Harrington & Ross 1974	?	5	1.60	1.20	1.50
Trapnell <i>et al.</i> 1976	15	23	0.96	0.98	0.85
White & Grossman 1972	10	28	1.32	1.16	1.38
San José & Medina 1975	100	1	0.78		0.72
Singh <i>et al.</i> 1991	10	1	0.95		1.00

\* Von Menaut *et al.* (1992) neu berechnete Werte

Die Auswirkungen des Feuers auf die C-Vorräte, wie sie von Menaut *et al.* (1992) zusammengestellt wurden (Tab.11), zeigen kein einheitliches Bild. Meistens zeigt sich aber, dass das Brennen zu Beginn der Trockenzeit (**early burning**) höhere C-Vorräte im Oberboden belässt, als das späte Brennen (**late burning**) und daß ungebrannte Vergleichsflächen einen höheren C-Vorrat aufweisen als gebrannte. Menaut *et al.* (1992) zeigten in ihrer vergleichenden Auswertung von Feldstudien, dass ungebrannte und früh gebrannte Flächen keine Unterschiede im Vorrat von organischem Stickstoff im Oberboden aufwiesen. Der Anteil des mineralischen N variiert bei unterschiedlicher Feuerbehandlung nicht (Menaut *et al.* 1992). Abbadie *et al.* (1992) zeigten auf, dass die bodenbiologischen Prozesse in Savannen eher in Richtung Mineralisierung, als in Richtung Humifizierung ausgerichtet sind.

Andere Nährelemente, die Kationen Ca, Mg, K und Na, stehen im Oberboden nach dem Brennen für einige Wochen in erhöhten Mengen zur Verfügung (Daubenmire 1986). Bei Phosphor hält die erhöhte Konzentration nach dem Brennen länger an, da es aufgrund der eingegangenen Verbindungen weniger leicht ausgewaschen wird (Menaut *et al.* (1992) haben hierzu eine Reihe weiterer Untersuchungen zusammengestellt).

### 3.3.5 Savannisierungsprozesse in südasiatischen Waldbiomen

Die Savannisierung südasiatischer Waldgesellschaften erfolgt in unterschiedlichen Prozessen, die abhängig vom Waldtyp, dem Klima und den sozio-kulturellen Rahmenbedingungen und in ihrem zeitlichen Ablauf verschieden sind.

#### Graduelle Degradation über Feuerklimax-Waldgesellschaften

In den saisonalen Nadelwaldgesellschaften und nichtimmergrünen Laubwäldern kann sich eine relativ stabile anthropogene Feuerklimax bilden (Feuer-Regime IV). Unter ungünstigen Standortbedingungen (z.B. Hangneigung, Eigenschaften der Niederschlagsereignisse etc.) und zunehmendem Nutzungs- und Feuerdruck tendieren die saisonalen Waldgesellschaften zur Degradation. Die Rolle des Feuers in diesem Prozess besteht in der Selektion (Artenverarmung), dem Eingriff in die Verjüngungsdynamik (Zurückbrennen der Verjüngung, veränderter Altersklassenaufbau) und über die o.a. Beeinflussung des Oberbodens bzw. der Bodenoberfläche (verstärkter Oberflächenabfluss, Erosion).

Das Ansteigen des relativen Nutzungs- und Feuerdrucks in den "alten" Kulturlandschaften der saisonalen Waldgebiete stand in den vergangenen Jahrzehnten in Einklang mit dem Bevölkerungswachstum. Die Prozesse der Degradation entwickelten sich daher entsprechend graduell und über längere Zeiträume. Die Feuer-Regime vieler nichtimmergrüner Waldgesellschaften konnten sich daher vom Typ IV in Richtung Typ VI weiterentwickeln.

Die floristischen Eigenschaften von Degradationsstadien, die dieser Entwicklung entsprechen, sind von Blasco (1983) und Singh *et al.* (1985) synoptisch zusammengefasst und in Abbildung 19 schematisch dargestellt. Im Ausgangsstadium, dem von Natur aus möglicherweise feuerfreien halbimmergrünen, subhumiden Laubwald, ist die Grasschicht nur fleckenhaft ausgebildet (z.B. *Arundinella setosa*, *Heteropogon triticeus*). Die in der Höhe variable Baumschicht (20-40 m) besteht im Wesentlichen aus Dipterocarpaceen und Leguminosen. Nach selektiver Holzentnahme und dem spürbaren Beginnen des Feuereinflusses entwickeln sich offenere und insgesamt etwas niedrigere Bestände (Oberhöhen 25-30m) aus mehr vollständig laubabwerfenden Arten bzw. auch Kiefern (in Festland-Südostasien *Pinus merkusii*). Diese erste Phase der Degradation ist durch hohen Beweidungsdruck gekennzeichnet.

Im weiteren Verlauf der Degradation durch Feuer und Weide sind neben Zwergbambus (*Arundinaria* spp.) feuerangepasste Gräser wie *Themeda triandra* und *Eulalia* spp. charakteristische Träger der jährlichen Feuer. Die in der Form unregelmäßiger werdenden Arten der Baumschicht erreichen nur noch Höhen bis zu ca.25m. Diese Stufe der offenen laubabwerfenden Wälder - die Kiefern scheidet hier bereits aus - kommt vorzugsweise auf relativ armen Lithosolen und roten und gelben Podsolen vor und

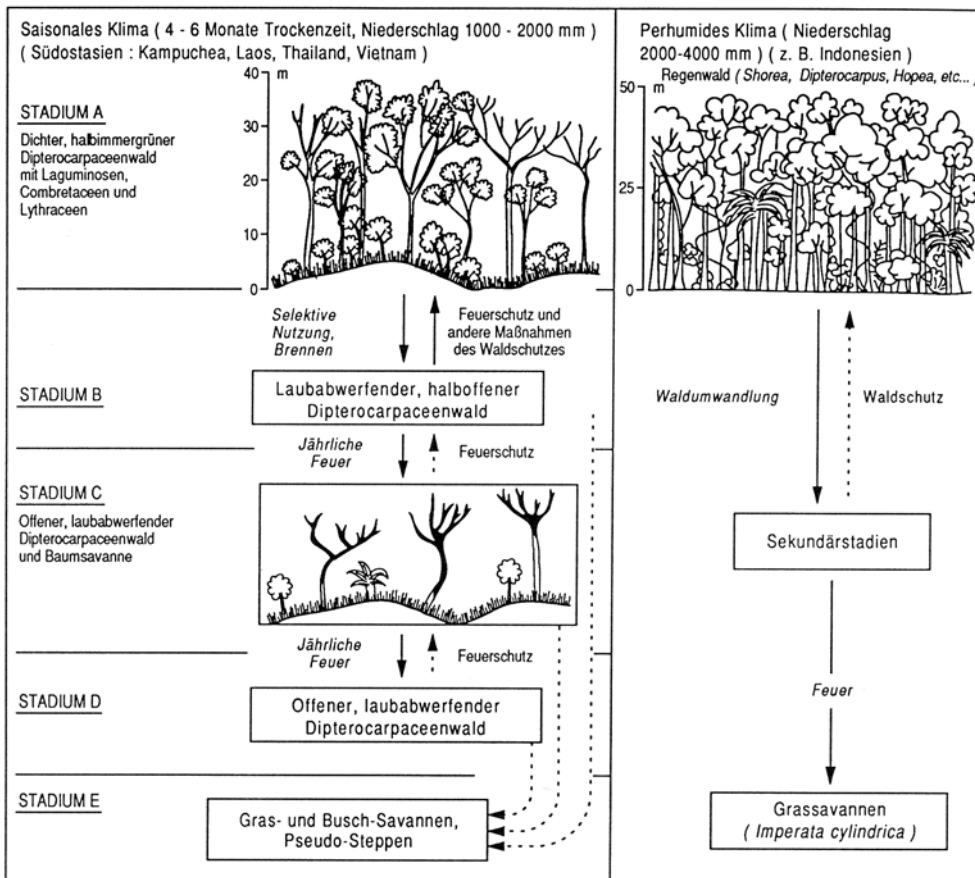
sind damit als ein Ergebnis beider limitierender Faktoren, des Standortes und des Feuers, zu betrachten. Dies betrifft auch die von Blasco (1983) beschriebene Fazies der darauf folgenden Degradationsstufe, die ebenfalls auf edaphisch ärmeren Standorten vorkommen.

Als Endstadium entsteht im kontinentalen Südostasien in der Regel nicht eine Grassavanne, sondern eine Buschsavanne. Hier spielen dann die feuerangepassten und sich sehr aggressiv ausbreitenden Arten wie *Imperata cylindrica* und *Pteridium aquilinum* eine wichtige Rolle (s.u.).

Der Weg von der durch Holzgewächse bestimmten Waldgesellschaften hin zur pyrophytischen und von Gräsern und anderen pyro- bzw. xerophytischen Bodenpflanzen charakterisierten und regelmäßig überbrannten Pflanzengesellschaft ist eine im Tropenraum derzeit vorherrschende Entwicklung (Mueller-Dombois und Goldammer 1990). Sofern Waldbäume das bestimmende Element der südasiatischen saisonalen Waldformationen darstellen, kann verallgemeinernd gesagt werden, dass es sich unter den heutigen Bedingungen stets um eine Subklimax handelt, in der der Einfluss regelmäßig auftretender Feuer ein charakteristisches Element darstellt.

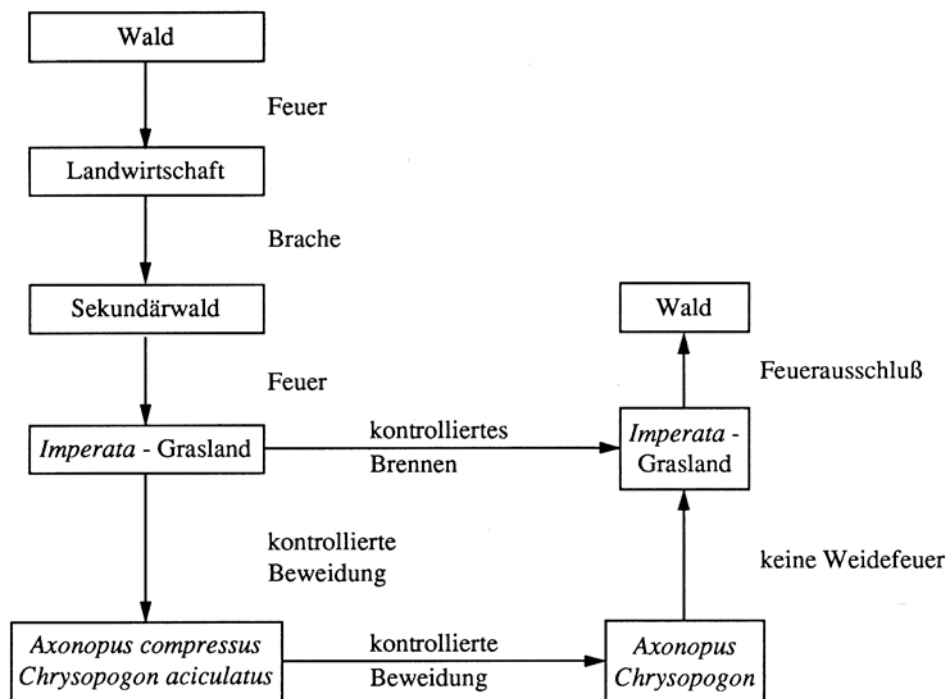
### **Abrupte Degradation über Waldumwandlung**

Die Savannisierung über Umwandlung geschlossener oder offener Waldgesellschaften im Rahmen der Brandrodung oder für andere Landnutzungszwecke erfolgt über einen anderen Weg. Die Umwandlung erfolgt dabei abrupt, d.h. innerhalb eines kurzen Zeitraumes von einem bis zu mehreren Jahren. Sowohl bei der bäuerlichen Brandrodung im Rahmen des Wanderfeldbaues, als auch bei großräumigeren Waldumwandlungen zu anderen Zwecken, wird die vor dem ersten Branddurchgang gefällte Baum- und Strauchschicht nicht vollständig verbrannt. Danach sind weitere Branddurchgänge erforderlich bzw. die verbleibende Biomasse (stärkere Stammdurchmesser) unterliegt dem biologischen Abbau. Im Wanderfeldbau ursprünglichen Ausmaßes, der nicht dem heute vorherrschenden räumlichen und zeitlichen Druck ausgesetzt war, konnten sich die aufgelassenen und in der Regel kleinen Brandrodungsflächen über Einwanderung von Primärwaldarten und über das Verjüngungspotential der Samenbank innerhalb kurzer Zeit wieder in einen "naturnahen" Zustand entwickeln. Der heute auf die verbliebenen geschlossenen und bereits genutzten Waldformationen ausgeübte Druck läßt diese Phase der Erholung im Allgemeinen nicht mehr zu.



**Abb.19.** Stadien der feuerbedingten Walddegradation in halbimmergrünen Dipterocarpaceenwäldern Südostasiens (nach Blasco 1983).

Heute ist die Brandwirtschaft in den äquatorialen Regenwaldgebieten durch die Vergrößerung der Dichte der Brandrodungsflächen, die Verkürzung der Bracheperiode, die Vergrößerung der zusammenhängend gerodeten Flächen und die Einführung von Weidewirtschaft gekennzeichnet. Die damit verbundene erhöhte Feueranwendung bringt innerhalb weniger Jahre spürbare Auswirkungen mit sich. Die zunehmenden Flächenfeuer, die sich aus den gezielt gebrannten Parzellen unkontrolliert in aufgelichtete Primärwälder und in die sekundären Formationen ausbreiten, favorisieren die Ausbreitung pyrophytischer Gräser, von denen *Imperata* spp. besonders aggressive Feuerfolger sind.



**Abb.20.** Entstehung und sukzessionale Phasen der *Imperata cylindrica*-Grassavannen in den Waldbiomen Südostasiens (nach Seavoy 1975 und Singh *et al.* 1985).





**Abb.21.** Charakteristische Ansicht eines *Imperata*-Graslandes, das hier das Schlußstadium nach Rodungs- und wiederholten Feuereingriffen in den Tiefland-Regenwald in Ostkalimantan bildet (hier südlich von Samarinda, September 1987). Typisch ist auch hier das Überleben feuerresistenter Palmen in der Grasland-Feuerklima (Photo: Goldammer).

Im tropischen Asien entwickelt sich heute *Imperata cylindrica* (L.) Beauv. als besonders problematischer Feuerfolger, der durch tiefe Durchwurzelung und Schutz der Überdauerungsorgane im Mineralboden gekennzeichnet ist (u.a. Eussen 1981). In den ursprünglichen Formen der Landnutzung m. H. des Feuers durch die indigene Waldbevölkerung spielte die Förderung dieser Grasart wohl eine Rolle. Beispielsweise gehörte in den Dayak-Kulturen Borneos zu jedem Dorf mindestens ein *Imperata*-Feld. Seavoy (1975) erklärt dies mit dem hohen sozialen Status der Jagd, die auf den regelmäßig überbrannten Flächen erheblich erleichtert wurde. Die Feuerintervalle mußten kurz gehalten werden, damit frische Grastriebe gebildet werden, die attraktiv für Wildtierarten sind (ältere und verhärtete *Imperata*-Sprossen werden von Wild- und Haustieren nicht angenommen). Zusätzlich wendeten die Dayaks auch die Feuerjagd an (Treiben des Wildes m.H. des Feuers). Diese Jagdflächen waren permanente Einrichtungen, die vorherrschenden Gräser veränderten sich aber mit zunehmender Beweidung durch Haustiere.

Wenn sich auch die *Imperata*-Felder aufgrund des häufigen Brennens sukzessive vergrößerten, so achteten die Dayaks ursprünglich beim Brennen der Rodungsflächen für den Ackerbau darauf, daß die unkontrollierte Ausbreitung der Feuer außerhalb der geplant gebrannten Flächen vermieden wurde. Das wurde durch das Belassen unberührter Waldstreifen zwischen den Brandrodungsflächen erreicht. Das Ergebnis derartiger Praktiken des Brandschutzes führte zu einem Landschaftsbild, das starke Ähnlichkeiten mit den Windschutzgürteln aus Baum- und Strauchgewächsen der europäischen Kulturlandschaft (z.B. Knicklandschaft) aufwies (photographische Dokumentation bei Seavoy [1975]).

Das Zusammenwachsen der Brandrodungsflächen und die damit verbundene progressive Ausbreitung von *Imperata*-Grasländern ist das Ergebnis von Bevölkerungswachstum und auch Hungerjahren, in denen die Feuerjagd intensiviert werden musste, um die Dayak-Dörfer am Überleben zu halten. Da

"Hungerjahre" in Borneo gleichgesetzt werden können mit extremen Trockenereignissen (in Borneo bedingt durch das ENSO-Phänomen), impliziert die Verkettung von Feuerjagd, erhöhter Brennbereitschaft der Vegetation und unkontrollierter Feuerausbreitung die zuvor erwähnten periodischen Regenwaldbrände in diesem Raum.

Der hochintensiven Nutzung der räumlich beschränkten *Imperata*-Flächen durch die indigene Bevölkerung wurde in den vergangenen Jahren durch die in die Regenwaldflächen von außen eindringenden Kolonialisatoren erheblich verändert. Besonders augenfällig wurde dies bei der Erschließung Kalimantanens, des indonesischen Teils der Insel Borneo, durch ein Transmigrationsprogramm. In diesem Programm der Umsiedelung der Landbevölkerung aus den überbevölkerten Inseln des indonesischen Archipels wurden beispielsweise Bevölkerungsgruppen aus Java nach Borneo gebracht. Neben der Anlage von kontrollierten Siedlungsflächen folgte eine große Zahl unkontrollierter Siedler. Alle diese Siedler waren mit den ökologischen Eigenheiten des Klimas und der Böden Borneos nicht vertraut, die sich beispielsweise von den vulkanisch beeinflussten Standorten Javas erheblich unterscheiden und zum großen Teil für eine nachhaltig landwirtschaftliche Nutzung nicht geeignet waren. Die immer großflächiger und zusammenhängender gerodeten Flächen wurden nach kurzer Zeit verlassen und von *I.cylindrica* besiedelt, den Flächen der jährlich gebrannten Feuersavannen zugeführt und waren für Ackerbau und Weidewirtschaft nicht mehr nutzbar.

Das Problem der Verwilderung von übernutzten und zu häufig gebrannten Waldflächen durch *I.cylindrica*, das auch die Forstwirtschaft der trockeneren Waldgesellschaften infrage stellte (besonders die Bewirtschaftung von *Tectona grandis*), wurde von der Kolonialverwaltung Niederländisch-Indiens frühzeitig erkannt. Eine Vielzahl von Untersuchungen über das *Imperata*-Problem (Timmer 1911; Deventer 1913; Coster 1932) führten zu dem Versuch der Behörden, über Feuerauschluss die Rückführung verwilderter Flächen zur forstlichen oder weidewirtschaftlichen Nutzung zu ermöglichen (Anonymus 1896, 1902, 1906a).

Der heutige Mangel an Steuerungs- und Kontrollmöglichkeiten der Waldumwandlung bzw. der Methoden der Landbewirtschaftung in Südostasien und insbesondere in den neu besiedelten Regenwaldflächen hat zu einer großflächigen Ausbreitung der *Imperata cylindrica*-Flächen geführt. Die sogenannten "**Cogonales**" in den Philippinen umfassten Mitte der 80er Jahre etwa  $5-7 \times 10^6$  ha (Cruz 1986; Goldammer 1987b; Revilla *et al.* 1987). Die *Imperata*-Flächen Thailands, Papua Neu-Guineas, Malaysias und Indonesiens umfassen nach den Erhebungen der FAO (FAO/UNEP 1981c), von Hirsch (1987) und den von Myers (1989) zusammen-getragenen Mitteilungen mehr als  $45 \times 10^6$  ha. Neuere Einschätzungen belaufen sich allerdings bereits auf sehr viel höhere Größenordnungen. Während Indonesien in o.a. Zusammenstellung noch mit  $16 \times 10^6$  ha eingeht, wird neuerdings der Anteil der unproduktiven *Imperata*-Feuersavannen in Indonesien allein bereits auf  $50 \times 10^6$  ha beziffert (Scharpenseel, mdl.Mitt.1990).

### 3.3.6 Implikationen auf das Management von Feuersavannen

Die Brennpraktiken der Savannenbevölkerung in Vergangenheit und Gegenwart und die derzeit zunehmende Savannisierung der tropischen Waldgesellschaften stellen ein unlösbar scheinendes Problem der Landnutzungsplanung und des Vegetationsschutzes dar. Wenn allerdings beispielsweise im westafrikanischen Mali ein Regierungsdekret das Brennen der Savannen unter Verbot stellt (Hiernaux und Diarra 1985), so sind derartige Überlegungen vor dem Hintergrund der erkannten Destruktivität der heutigen Brennpraktiken grundsätzlich zwar zu verstehen, gleichwohl aus der Sicht der Praxis aber von vornherein zum Scheitern verurteilt.

Bei der Definition der Zielsetzung der Savannenbewirtschaftung muss davon ausgegangen werden, dass das Feuer in den Prozessen der Savannisierung und Savannenerhaltung eine zentrale ökosystemare Funktion ausübt. Feuerauschluss aus den Savannen bringt demnach auch eine Veränderung dieses Ökosystems mit sich. Feuerauschluss ist allerdings nicht die einzige alternative Option in der Savannenbewirtschaftung. Die aktive Steuerung des Feuers in Raum und Zeit und gleichzeitig in Einklang mit der Steuerung der weiteren wichtigsten Degradationsfaktoren, wie der Weide und der

Brennholznutzung, kann den Prozess des Zurückbrennens von Vegetation erheblich verändern.

Im Vordergrund stehen dabei Fragen der Rehabilitation übernutzter und degradierter Standorte. Beispielsweise sind die *Imperata cylindrica*-Flächen durchaus wieder kultivierbar, wenn das Feuer ausgeschlossen und/oder kontrollierte Beweidung eingeführt wird (Timmer 1911; Cruz 1986; Tjitrosemito 1986). Singh *et al.* (1985) stellten die Untersuchungen von Seavoy (1975) über die pro- und retrogressive Entwicklung der *Imperata*-Felder Borneos in einem Schema zusammen, das in Abbildung 20 wiedergegeben ist. Darin zeigt sich, dass die Steuerung von Feuer und Beweidung durchaus zur Bildung nutzungsfähiger Vegetation führen kann.

Eine Entscheidung über den Feuerausschluss, das Brennenlassen oder das Anstreben eines erwünschten Feuerintervalls hängt von der Zielsetzung des Management-Systems und dessen biologisch-ökologischen Vorgaben ab. Die verschiedenen Möglichkeiten, die sich dabei eröffnen können, sind in einer Matrix (Tab.12) anhand eines Beispiels einer subsahelischen Savanne in Mali gegeben (Goldammer, unveröffentlicht).

Insgesamt lässt sich dieser Abschnitt der Feuerökologie der degradierten und savannisierten Vegetation nicht von der Feuerökologie des Regenwaldes oder der saisonalen Feuerklimaxwälder abtrennen. Auch wenn Sukzession in Savannenökosystemen sich auf verschiedenen zeitlichen Ebenen (Zeitskalen) vollzieht bzw. vollzogen hat und multidirektional sein kann, so bedeutet heute der Feuer- und Beweidungsausschluss aus anthropogen savannisierter Vegetation - also nicht der ausschließlich primär klimatisch und edaphisch bedingten Savannen - eine Weiterentwicklung in Richtung Wald.

### 3.3.7 Zusammenfassung

Die auf ca.  $2600 \times 10^6$  ha vorkommenden tropischen Savannen stellen den weltweit größten Flächenanteil der regelmäßig gebrannten Vegetationsflächen. Ein großer Teil der tropischen Feuchtsavannen ist eine Feuerklimax, die sich bei Feuerausschluss zu einer Busch- oder Baumsavanne oder zu geschlossenen Waldgesellschaften entwickeln würde. Der ökotonale Übergang zwischen nichtimmergrünen Waldgesellschaften und den Savannen erschwert die Unterscheidung dieser beiden wichtigen tropischen Vegetationsformen.

Die Feuersavannen der Tropen werden heute im Wesentlichen durch anthropogene Feuer geformt und überlagern damit den natürlichen Impact der in diesem Raum ebenfalls häufigen Blitzschlagfeuer. Die Feuerintervalle sind in den Savannen in der Regel kurz (1-3 Jahre) und hängen von der Nettoprimärproduktivität ab (bei einer jährlichen Produktion oberirdischer Biomasse in den Trockensavannen des Sahel von etwa  $1 \text{ t ha}^{-1}$  ist die Kontinuität des Brennmaterials nicht ausreichend für ein jährliches Feuer; in den Feuchtsavannen ist die jährliche oberirdische Biomasseproduktion ab  $4\text{-}5 \text{ t ha}^{-1}$  ausreichend für die großräumige Ausbreitung jährlicher Feuer).

Die Notwendigkeit einer Anpassung der Pflanzenwelt an das Feuer ist imperativ. Sie besteht in weitestgehendem Schutz der Erneuerungsknospen, dem Vorhandensein epikormischer "schlafender" Knospen und der Ausbildung hitzeisolierender Borke bei Savannenbäumen und -sträuchern. Wie bei der feuerangepassten Savannenfauna ist das zeitliche Ausweichen vor dem Feuer ebenfalls eine Form der Anpassung an jährliche Rückkehrintervalle des Feuers.

Die Wildtier- und Haustierhaltung ist stark abhängig vom Feuerregime der Savannen. Feuerausschluss und Verbuschung bzw. Progradation zur Waldgesellschaft verändern nicht nur die räumlichen Strukturen der Habitate (Betretbarkeit, Veränderung der Bewegungsfreiheit und der Räuber-Beute-Beziehungen), sondern beeinflussen auch die Nahrungsgrundlagen. Andererseits beeinflussen Wild- und Haustiere durch die Aufnahme und Selektion der Vegetation die Eigenschaften der Savannenfeuer. Die Feuerfrage, sowohl aus phylogenetischer als auch zukunftsbezogener Sicht, ist daher untrennbar mit der Wildbewirtschaftung und Weidewirtschaft in den Savannen verknüpft.

Das Areal der tropischen und subtropischen Feuersavannen hat Gewinn- und Verlustzonen. Zu den Zonen des Flächenzuwachses gehören die degradierten Waldflächen der wechselfeuchten und der perhumiden Zonobiome. Hier spielt sowohl in der Neotropis als auch in der Paläotropis die Gattung *Imperata* spp. eine wichtige Rolle, die degradierte Waldstandorte besiedelt und in einem Feuerkreislauf hält. Andererseits verlieren die Savannen ihr Areal durch die Desertifikation aufgrund von überhöhtem Feuer-, Beweidungs- und sonstigem Nutzungsdruck (Brennholznutzung); die Sahelzone ist hierfür ein bekanntes Beispiel.

**Tab.12.** Alternativen des Feuer-Managements in offenen Baumsavannen und deren Auswirkungen auf den Vegetationskomplex und das Ressourcen-Management

Ressourcen-Management	Feuerstrategien		
	Unkontrollierte natürliche und anthropogene Feuer	Feuerausschluss	Integriertes Feuer-Management
<b>Eigenschaften des Vegetations-Feuer-Komplexes</b>			
Vegetation	-Selektion feuerresistenter Arten (pyrophytisch-xerophytisch: dickborkig, Wiederaus-schlag, feuerharte Samen) -Weitständige, offene Feuerklimax -Tendenz der Überalterung des Baum-/Strauchanteiles -Wenig/keine Anhäufung von Brennmaterial	-Ausbreitung feuerempfindlicher Arten -Konkurrenz ohne Feuereinfluss -Anhäufung von abgestorbener Substanz (Biomasse) -Gleichmäßigere Altersklassenverteilung (Baum-/Strauchschicht) -Höherer Dichtschluss, damit schwere Zugänglichkeit	-Gesteuerte Verteilung von Arten und Verjün-gung durch kontrolliertes Brennen -Reduzierung der Schadenfeuer durch vorbeu-gendes Brennen
Feuerverhalten	-Feuer geringer bis mittlerer Intensität (Inter-vall 1-3 Jahre)	-Feuer hoher Intensität aufgrund An-häufung von Biomasse (unbestimmtes Feuerintervall)	-Wählbar nach Zielsetzung des Ressourcen-Managements (bestimmbares Feuerintervall, zwi-schen 1 und 10 Jahren)
<b>Prioritäre Zielsetzungen des Ressourcen-Managements</b>			
Nachhaltige Bewirtschaf-tung der Vegetation	-Nicht möglich aufgrund der Tendenz zur De-gradation	-Betriebssicherheit durch erhöhtes Wild-feuerrisiko, langfristig nicht kalkulierbar	-Optimierung der Altersklassenverteilung und Artenstruktur -Keine zufällige Beeinträchtigung des Produk-tionspotentials durch Feuer
Tierische Produktion (Weidevieh, Wildtiere)	- <u>Weidevieh</u> = Angepasst an das Feuerregime. Verstärkung der Degradation bei Über-schreitung der Tragfähigkeit  - <u>Wildtiere</u> = Anpassung des Artenspektrums an die vorhandenen Requisiten	- <u>Weidevieh</u> = Verringerung der Wei-degrundlage und Bewegungsmöglich-keit  - <u>Wildtiere</u> = Verschiebung des Arten-spektrums	- <u>Weidevieh</u> = Räumliche und zeitliche Steuerung der Beweidungsflächen notwendig; Erhaltung von Bäumen und deren Schutzfunktion - <u>Wildtiere</u> = Gezielte Schaffung von Habita-ten/Requisiten möglich
Bodenschutz und Wasserwirtschaft	-Keine organischen Auflagen -Erhöhter Oberflächenabfluss -Nährstoffauswaschung -Erosion	-Anhäufung der Streu -Verringerter Oberflächenabfluss -Erhöhte Niederschlags-Interzeption -Geringere Erosion -Stagnation des Nährstoffkreislaufes	-Kritische erosionsgefährdete Lagen können geschützt werden -Erhöhung des Wasserertrages durch Verrin-gerung der Interzeption möglich