

3.2 Saisonale, nichtimmergrüne Waldformationen

3.2.1 Abgrenzung, ökologische Rahmenbedingungen und Verbreitung

Die systematische und nomenklatorische Abgrenzung saisonaler, nichtimmergrüner Waldgesellschaften der wechselfeuchten Tropen gegenüber den Savannen, die neben der Gras- und Strauchschicht auch Baumelemente vorweisen, wird sehr uneinheitlich gehandhabt (Hegner 1979). Zu den nichtimmergrünen Waldformationen zählen eine Reihe verschiedener Waldtypen, die eine unterschiedliche Zusammensetzung von immergrünen, halbimmergrünen und fakultativ regengrünen Arten aufweisen. Im vorliegenden Kontext sollen unter den saisonalen, nichtimmergrünen Waldformationen die geschlossenen und offenen Waldtypen behandelt werden, in denen die aufgrund der klimatischen Periodizität abgeworfene Laubstreu im Vergleich zur Gras- und Krautschicht eine gleiche oder auch größere Bedeutung als Brennmaterial hat; die verschiedenen Savannenformationen sind hingegen vorwiegend durch die brennbare Grasschicht charakterisiert, in der die periodisch abgeworfene Laubstreu eine untergeordnete Rolle spielt.

Legrís (1963) brachte die Ausformung tropischer Waldgesellschaften in Abhängigkeit von jährlicher Niederschlagsmenge und Dauer der Trockenzeit. Für die vorliegende Behandlung sind dabei die regengrünen Monsunwälder, die teilregengrünen Trockenwälder und die regengrünen Trockenwälder von Interesse, die Lamprecht (1986) unter regengrünen Feuchtwäldern und regengrünen Trockenwäldern zusammengefasst hat. Diese systematische Einteilung steht in Analogie zur Unterscheidung zwischen Feuchtsavannen und Trockensavannen, die in vielen Fällen die jeweilige anthropogene, im Wesentlichen durch Feuer und Beweidung degradierte sekundäre Vegetationsformationen dieser beiden wichtigsten laubabwerfenden Waldtypen der Tropen darstellen (Hegner 1979; Tab.8).

Tab.8. Primär- und Sekundärvegetationsformen der Tropen (nach Hegner 1979)

Anzahl der ariden Monate	Waldformationen	Savannenformationen
0-1	Trop. immergrüne Regenwälder	Feuchtsavannen
1-2 (3)	Trop. immergrüne Saisonregenwälder	Feuchtsavannen
2-4	Trop. halbimmergrüne Regenwälder	Feuchtsavannen
5-7	Trop. regengrüne Trockenwälder	Trockensavannen
8-9	Dornbaum- und Sukkulentenwälder	Dornsavannen (Dornbaum-, Dornstrauchsavannen, Dornstrauchsteppen)

Im Zono-Ökoton I/II, der Übergangszone zwischen dem äquatorialen Tageszeitenklima und den

Sommerregengebieten des Zonobioms II, bestimmen die regengrünen Feuchtwälder das Erscheinungsbild der Waldformationen. Hierunter sind nach Lamprecht (1986) die geschlossenen, hochstämmigen Waldtypen zu verstehen, die während einer deutlichen Trockenzeit zwischen 2/3 und 4/5 Monaten teilweise bis vollständig laubabwerfend sind. Die breite ökotonale Übergangszone zu den regengrünen Trockenwäldern bringt eine große Reihe von verschiedenen Erscheinungsformen mit sich.

Die regengrünen Feuchtwälder der Tropen kommen weltweit auf etwa 250×10^6 ha im Wesentlichen in den Ökotonen vor, die sich unmittelbar an die perhumiden Regenwaldgebiete anschließen (südlich und östlich des Zaire-Beckens und südlich und nördlich des Amazonas-Beckens). Im tropischen Asien sind diese Waldformationen durch das Monsunklima bestimmt (**Monsunwälder**). Die Monsunwälder beschränken sich in ihrer Verbreitung nicht ausschließlich auf Asien, sondern sind auch in anderen Regionen der Tropen zu finden, in denen bei einem gesamten Jahresniederschlag mit vier bis fünf ariden Monaten zu rechnen ist (Hegner 1979). Insofern ist der Begriff "Monsun" mit "saisonal" gleichzusetzen.

Der Laubabwurf der oberständigen, teilweise aber auch der unterständigen Arten erfolgt nicht unbedingt gleichzeitig und teilweise auch fakultativ in Abhängigkeit von der Ausprägung der Trockenzeit. Mit der Bildung einer lose gepackten Blattstreu während der Trockenzeit wird dieser Waldtyp regelmäßig brennbar und unterscheidet sich damit wesentlich vom perhumiden Feuchtwald, in dem Laubabwurf nur bei extremem Trockenstress vorkommt.

Die regengrünen Trockenwälder, die nach den Waldflächenabschätzungen von Windhorst (1974) etwa 530×10^6 ha betragen, sind die für das Zonobium II charakteristischen Waldformationen. Sie schließen sich dem Feuchtwaldgürtel bzw. dem anthropogen degradierten Feuchtsavannengürtel an und sind in Afrika insbesondere im Süden und Osten zu finden. In Amerika fallen die **Caatinga**- und **Chaco**-Formationen und letztlich auch der **Campo-Cerrado**-Komplex in diese Gruppe, in Asien die Trocken- und Monsunwälder der saisonal trockenen Zonen Indiens, Burmas und des Festland-Südostasiens.

Die Baum- und Strauchschicht der Trockenwälder sind durch xerophytische Wuchsformen gekennzeichnet, die während der 5 bis 7/8 ariden Monate das Laub abwerfen. In den offenen und meist durch intensive Nutzung geprägten Wäldern (Waldweide, Brennholz, Nicht-Holzprodukte), die zweistöckig sein können, bildet sich eine ausgeprägte Grasschicht, die zusammen mit den abgeworfenen Blättern die leicht brennbare Bodenstreu bildet.

Während eine Vielzahl von Untersuchungen über Feuer in afrikanischen laubabwerfenden Wäldern in der Savannenliteratur "versteckt" ist, sind entsprechende Informationen über die Feuerökologie südamerikanischer regengrüner Feucht- und Trockenwälder bereits wesentlich spärlicher. Coutinho (1990) hat die hierzu vorliegenden eigenen und weitere Untersuchungen, insbesondere den Cerrado-Komplex, zusammengefasst. Eine ähnliche Übersicht für die Feuerökologie der australischen Monsunwälder liegt bei Gill *et al.* (1990) vor.

Die im Folgenden aufgeführten Beispiele der Feuerökologie von laubabwerfenden Waldgesellschaften beziehen sich auf das tropische Südasien und berücksichtigen u.a. eigene bisher angestellte Überlegungen zu diesem Thema (Goldammer 1986b, 1986e, 1987b, 1988b; Stott *et al.* 1990).

3.2.2 Die südasiatischen laubabwerfenden Feuerklimax-Waldgesellschaften

Ausgeprägte klimatische Saisonalität, die damit verbundene periodische Brennbarkeit und die Einwirkung des Menschen auf das Ökosystem seit etwa 12.000 Jahren implizieren die Untrennbarkeit von Waldentwicklung und Feuer in den Trocken- und Monsunwäldern Asiens. Die Trennung geographisch-klimatischer und edaphischer Rahmenbedingungen als bestimmende Elemente der Waldzusammensetzung und Waldentwicklung von der Einwirkung des Feuers ist im alten Kulturraum Südasiens nur schwer nachzuvollziehen. In verschiedenen Untersuchungen wird vermutet, dass die heutigen laubabwerfenden "Savannenwälder" und Monsunwälder Südostasiens ohne den regelmäßigen Einfluss von Feuer teilweise potentielle halbimmergrüne Regenwaldformationen wären (Barrington 1931;

Stott 1986, 1988a).

Möglicherweise hat der anthropogene Feuereinfluss dazu geführt, daß sich die Trockenwälder Südasiens als Relikte eiszeitlicher Vegetation erhalten haben. Wenn die Tieflandvegetation während der pleistozänen Glaziale tatsächlich weitgehend durch Savannenformationen mit xerophytischen Lebensformen bestimmt war, u.a. aufgrund des eiszeitlichen Wegfalls des Südwest-Monsuns (s.a. Diskussion in Abschn.3.1.1), so kann das Feuer die andersartigen klimatischen Bedingungen des derzeitigen Postglazials weitestgehend kompensieren. Dabei ergibt sich eine Selektion der Vegetation in Richtung xero- und gleichzeitig pyrophytischer Lebensformen, die gegenüber multiplem Stress durch anthropogene und zoogene Beeinflussung am besten präadaptiert sind. Sollte die in Abschnitt 3.1.4 formulierte Hypothese über die Verbreitung von Feuer in den pleistozän-glazialen Savannen einer Überprüfung standhalten, dann wäre die Rolle des Feuers im derzeitigen Postglazial auch eher als "Norm", als eine "Ausnahme" anzusehen.

Bei einer Bewertung der Rolle des Feuers in den heute vorhandenen laubabwerfenden südasiatischen Wäldern müssen die Phänomene der feuerbedingten Selektion einerseits und der Degradation andererseits objektiv herausgestellt werden. Denn das Feuer spielt in den Feuerklimax-Laubwäldern eine ähnlich duale Rolle, wie in den Feuerklimax-Koniferenwäldern, indem einerseits hochproduktive und tragfähige Waldgesellschaften gebildet werden, andererseits die regelmäßig auftretenden Feuer auch eine Degradation von Standort und Ertragspotential bewirken können.

Zunächst muss an dieser Stelle nochmals auf den Umfang der regelmäßig von Feuer betroffenen Flächen der laubabwerfenden Wälder eingegangen werden. Da genaue Flächenerhebungen nicht vorhanden sind (Abschn.5), sollen hier hilfsweise Beobachtungen herangezogen werden, die aus den vergangenen 100 Jahren stammen und trotz ihrer Ungenauigkeit dennoch einen Schätzrahmen bieten.

Der Eindruck von den jährlich großflächig auftretenden Feuern in den indischen Teak- und Sal-Wäldern waren Dietrich **Brandis** während seiner Zeit als forstlicher Berater in Britisch-Indien noch vor seiner Ernennung zum Generalforstinspekteur (1864) Anlass genug, seine rigoros verfolgte Politik der Feuerunterdrückung durchzusetzen (Abschn.4.1, vgl. Brandis 1884). Walker (1910) schreibt, daß nach dem Laubabfall ein einziger Funke genügt, um Hunderte von Quadratmeilen der laubabwerfenden Wälder zu überbrennen, ohne daß die Feuer bis zum Ausbruch der Regenzeit gestoppt werden könnten. Ein ähnlicher Eindruck wird aus Java überliefert, wo "die jährlichen Brände in den Teak-Wäldern seit Menschengedenken in der Trockenzeit auftreten" (ten Oever 1912). Singh (1924) verwendet bei seinen Eindrücken den gleichen Begriff der Feuer seit "unvordenklichen Zeiten" ("immemorial"). Shebbeare (1928) notierte, daß "jeder Wald, der in der Lage war Feuer zu fangen, auch nahezu jährlich brannte". Hakimuddin (1953) berichtet von 35 Jahren Tätigkeit in der britisch-indischen Forstverwaltung und ausführlichen Bereisungen in Uttar Pradesh, in denen er nicht einen einzigen Wald gesehen habe, der nicht jährlich, maximal aber 5-jährig, gebrannt habe. Bhote (1954) bestätigt diese Beobachtung mit der Aussage, dass er während seiner 46 Jahre Dienstzeit zwischen 1900 und 1946, hauptsächlich in Madhya Pradesh, nicht einen einzigen Wald gesehen habe, der länger als drei Jahre von Feuer verschont gewesen wäre. Srivastava (1985) schätzt in einer FAO-Studie, daß heute in Indien jährlich etwa ein Drittel der Sal-Wälder, die Hälfte der Kiefernwälder und von den restlichen Wäldern auch etwa die Hälfte durchbrennen. Tatsächlich ist auch der Flächenumfang der jährlichen Brände in den submontanen Kiefernwäldern, die sich entlang des Himalajamassivs an den Sal-Gürtel anschließen, sehr hoch. Ähnliche Berichte aus den Kiefernwäldern, in denen sich die Praktiken des Brennens aus dem Tiefland fortsetzen, liegen auch in früheren Berichten vor (Osmaston 1914, 1920).

Dieses Bild der relativen Häufigkeit von Flächenbränden bekommt noch eine weitere Dimension, da ein großer Teil der laubabwerfenden Wälder während der Trockenzeit sogar mehrmals von Feuer durchlaufen wird. Berichte dieses Phänomens, die aus der Zeit um die Jahrhundertwende stammen (Gleadow 1905; Hodgson 1905, 1906; Singh 1924), lassen sich durch die frühen und späten Brände der Feuersaison erklären. Zu Beginn der Trockenzeit und vor dem Laubfall brennt lediglich die Grasschicht. Ein zweites Feuer entsteht nach dem Laubabfall im Verlauf der fortschreitenden Trockenzeit. Der erste Laubfall wird häufig sogar durch das Grasfeuer induziert, bei dem die Blätter angesengt werden und kurz darauf die feuertragende Streuschicht bilden. Der zweite Laubfall ist dann endogen bzw. durch

Trockenstress bedingt und kann die Voraussetzungen für ein drittes Bodenfeuer schaffen.

Die in derart kurzen Rückkehrintervallen auftretenden Brände entstehen vorwiegend im Rahmen der forstlichen Nebennutzungen, die in den nichtimmergrünen Waldformationen eine volkswirtschaftlich besonders wichtige Rolle spielen. Die gesamte Fläche der regelmäßig durchbrannten laubabwerfenden bzw. offenen Wälder ist nicht bekannt. Angaben aus Burma, Thailand und Viet Nam zeigen aber die möglichen Größenordnungen auf. Die Schätzung der regelmäßig in Burma von Feuer betroffenen Waldflächen erfolgte aufgrund einer Befragung (Goldammer 1986b). Danach können sich die Brandflächen in einer Größenordnung zwischen $3,4$ und $6,5 \times 10^6$ ha jährlich belaufen. Die Angaben aus Thailand beziffern sich auf eine jährliche Brandfläche von $3,1 \times 10^6$ ha (Royal Forest Department 1988). Für Vietnam wurden die dem Feuereinfluss unterliegenden Flächen in den 50er Jahren mit insgesamt mehr als 2×10^6 ha angegeben (McKinley 1957; Goldammer 1992c). Der Stellenwert und die Problematik einer genaueren Flächenabschätzung wird in Abschnitt 5 ausführlich besprochen.

Moderne feuerökologische Forschung in den Feuerklimax-Waldgesellschaften Südasiens beschränkt sich auf wenige vereinzelte Studien. Empirische Beobachtungen und Hypothesen über die Wechselwirkungen zwischen Feuer und Wald liegen allerdings in großer Zahl vor. Sie stammen im Wesentlichen aus den kolonialen Forstverwaltungen Britisch- und Niederländisch-Indiens und sind untrennbar mit waldschutzpolitischen Fragestellungen verbunden, in denen seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts das Feuer ein zentraler Punkt der Diskussion war (Abschn. 4.1.1).

Auch wenn die feuerbeeinflussten Waldgesellschaften des tropischen Asiens nicht den gleichen Artenreichtum aufweisen können, wie die perhumiden äquatorialen Regenwälder, so hat dennoch die Feuerselektion nicht zu einer Artenverarmung geführt. Überschlägige Einschätzungen von Walker (1908, 1910), der in den laubabwerfenden Wäldern Indiens etwa 1500-2000 Arten vermutete, die den jährlichen Feuern angepasst sind, zeigt, daß es sich bei den Feuerklimax-Waldgesellschaften nicht unbedingt um einfach strukturierte Ökosysteme handeln muß. Die Information über den Feuereinfluss auf die Waldbäume beschränkt sich weitgehend auf die beiden wirtschaftlich interessantesten Arten Teak (*Tectona grandis*) und Sal (*Shorea robusta*), denen im Folgenden breitere Aufmerksamkeit gewidmet wird.

3.2.2.1 Eigenschaften der jährlichen Feuer

Das Verhalten und der Impakt der jährlichen Feuer hängt im Wesentlichen vom Zeitpunkt und der Menge des Blattfalles und den Eigenschaften der unterständigen Vegetation ab. Den Beschreibungen der Phänologie thailändischer Savannenwälder von Sukwong *et al.* (1975) ist zu entnehmen, dass der Zeitpunkt des Blattfalls innerhalb der Dipterocarpaceen sehr unterschiedlich ist. *Shorea siamensis* Miq. und *Dipterocarpus intricatus* verteilen den Blattabwurf zwischen Anfang Dezember und März, während *Dipterocarpus tuberculatus* Roxb. den Laubabwurf in den kurzen Zeitraum des Monats Februar konzentriert. Damit kann die Menge der potentiell brennbaren Bodenstreu für einen Waldtyp nicht als eine konstante Größe angesehen werden, sondern ist abhängig von den beteiligten Arten und vom Zeitpunkt während der Trockenzeit. Die von Nalamphun *et al.* (1974) bestimmten Trockengewichte der Streu (Blätter, Zweige, Gras- und Krautschicht) in einem Savannenwald in Süd-Thailand bewegten sich zwischen $6,3$ - $8,4 \text{ t ha}^{-1}$. Aufnahmen von Sukwong und Dhamanitayakul (1977) bestätigen diesen Rahmen mit der Angabe von $7,3 \text{ t ha}^{-1}$ im gleichen Versuchsgebiet. Das Trockengewicht der Zwergbambusart *Arundinaria pusilla* A. Chev. and A. Camus liegt bei etwa 2 t ha^{-1} (Stott 1988a). Die Heizwerte der brennbaren Streu bewegen sich dabei zwischen $16,0$ und $17,6 \text{ kJ g}^{-1}$ (für Gras bzw. Laub, umgerechnet nach Angaben von Sukwong und Dhamanitayakul [1977]).

Das Feuer in einer derartigen Streu kann Flammenhöhen von über einem Meter erreichen. Stott (1988a,b) beschreibt die Intensität (**fireline intensity**) solcher Feuer mit etwa 170 - 400 kW m^{-1} . Damit liegt die Feuerintensität in einem Bereich, der vergleichbar ist mit den Werten von kontrollierten Bodenfeuern in Feuerklimax-Kiefernwäldern und Kiefernauufforstungen (Abb.12).

3.2.2.2 Anpassungen an das Feuer

Von den Anpassungsformen an das Feuer sollen hier die Widerstands- und Isolationsfähigkeit der Borke, das Wiederausschlagvermögen und Verjüngung aus Samen angesprochen werden. Beide Eigenschaften zeichnen Baumarten aus, die in den regelmäßig durchbrannten Flächen vorkommen.

Die Borke als Schutz gegen Feuer und Träger von Feuerdaten

Bei *Tectona grandis* beruht das Ausheilungsvermögen von Feuerwunden auf der Bildung von traumatischem Gewebe, ein Phänomen, das bereits zu Anfang dieses Jahrhunderts im Zusammenhang mit den wirtschaftlichen Folgeschäden von Waldbränden in Burma und Niederländisch-Indien beschrieben wurde (Rodger 1907; Fischer 1913; Beumée 1919a). Photographische Aufnahmen von Teakbäumen, die am Stammfuß oder auch auf ganzer Länge wiederholt von Feuer ausgehöhlte Beschädigungen aufweisen, erinnern an die Physiognomie nordamerikanischer Koniferen aus den dortigen Feuerklimax-Waldgesellschaften, z.B. Kiefern (*Pinus* spp.) oder Mammutbäume (*Sequoiadendron giganteum* und *Sequoia sempervirens*). Diese Schadbilder legen die Vermutung nahe, zurückliegende Feuerspuren als Hinweise auf Feuerintervalle nutzen zu können. Derartige feuerhistorische Untersuchungen, die Auskunft über die feuerinduzierte Bestandesdynamik geben können, sind bei den feuerangepassten Koniferen unproblematisch (Abschn.3.4.2). Im Gegensatz zu den harzreichen Kiefern und Lärchen, die das durch einen Feuerschaden exponierte Kern- und Splintholz durch Resinosis weitgehend gegen Fäulnis und Schädlingsbefall absichern können, ist die Anfälligkeit von Laubholzarten gegen Fäulnis sehr viel größer. So zeigen beispielsweise eigene Untersuchungen von *Betula platyphylla* in China die Fähigkeit dieser Art, Brandwunden zu überwallen (siehe Abschn.3.6). Dennoch brechen die feuergeschädigten Bäume nach einigen Jahren zusammen, da ein beschleunigter Fäulnisprozeß von der Brandwunde aus einsetzt. Arno und Wilson (1986) zeigten ein ähnliches Problem bei *Cercocarpus ledifolius* (Curleaf Mountain Mahogany) auf, einer Zwergbaumart aus dem westlichen Nordamerika. In den Tropen kommt neben der Fäulnis noch das Problem der Ausbildung von datierungsfähigen Jahrringen als begrenzender Faktor hinzu. Goldammer (1986b; auch veröffentlicht in Stott *et al.*1990) fand in den Savannenwäldern des birmanischen Trockenbeckens vor allem *Dipterocarpus tuberculatus* als feuerdatierbar, eine Art, die im dortigen extrem saisonalen Klima eine gut erkennbare Jahrringbildung zeigt und auch sehr widerstandsfähiges Kern- und Splintholz aufweist (Abb.13). Diese Dipterocarpacee wurde bereits frühzeitig als ein wichtiges feuerresistentes Element in den laubabwerfenden Dipterocarpaceenwäldern Südasiens beschrieben (Brandis 1896).

Die Eigenschaft der dicken Borkenschicht ist gleichermaßen ein Merkmal der Feueranpassung und der Xeromorphie. Baumarten aus degradierten Feuchtwäldern, die in einem trockeneren Mikroklima und in einer regelmäßig von Feuer betroffenen Umwelt überleben müssen, zeigen diese Eigenschaft. Das Beispiel von *Syzigium cumini*, einem Überbleibsel aus dem philippinischen Tiefland-Dipterocarpaceenwald in der heutigen degradierten Feuersavanne ist hier stellvertretend für viele Arten (Goldammer 1985a; Goldammer und Peñafiel 1990).

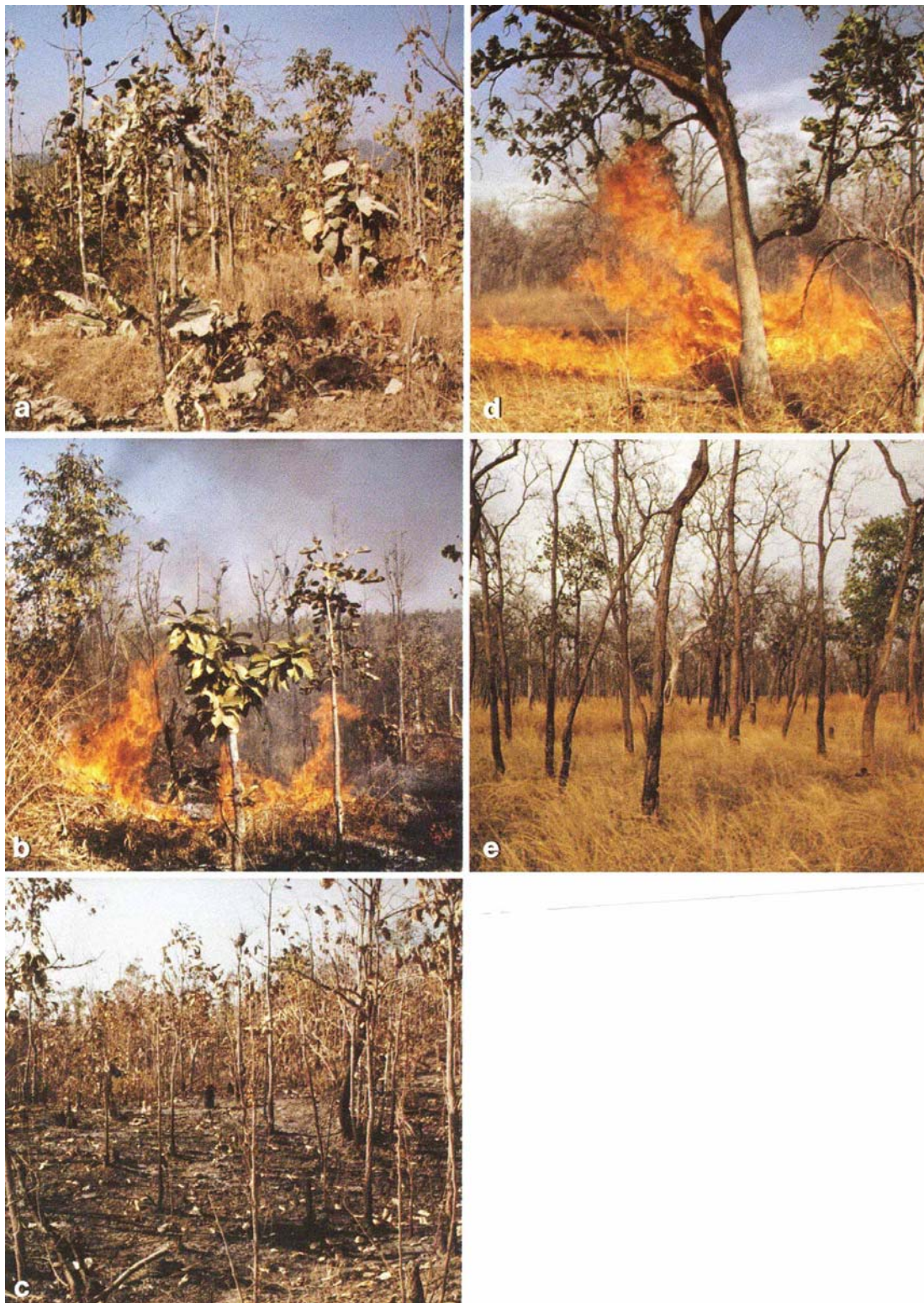


Abb.12a-e. Serie von Ansichten von Feuerklimaxwäldern in Burma und Indien. Fotos a-c zeigen (a) einen typischen "Indaing"-Wald (dominiert von *Dipterocarpus tuberculatus*) bei Yezin (Oberburma, Februar 1986), (b) das typische Bild eines Bodenfeuers und (c) einen Bestand nach dem Durchlaufen des Feuers. Ein Bodenfeuer hoher Intensität in einem südlichen tropischen Trockenwald in Zentral-Indien (Maharashtra; April 1986) und die feuerbedingte Waldstruktur sind in den Bildern d-e gezeigt (Fotos: Goldammer; aus Stott *et al.* 1990, mit Genehmigung des Springer-Verlages).

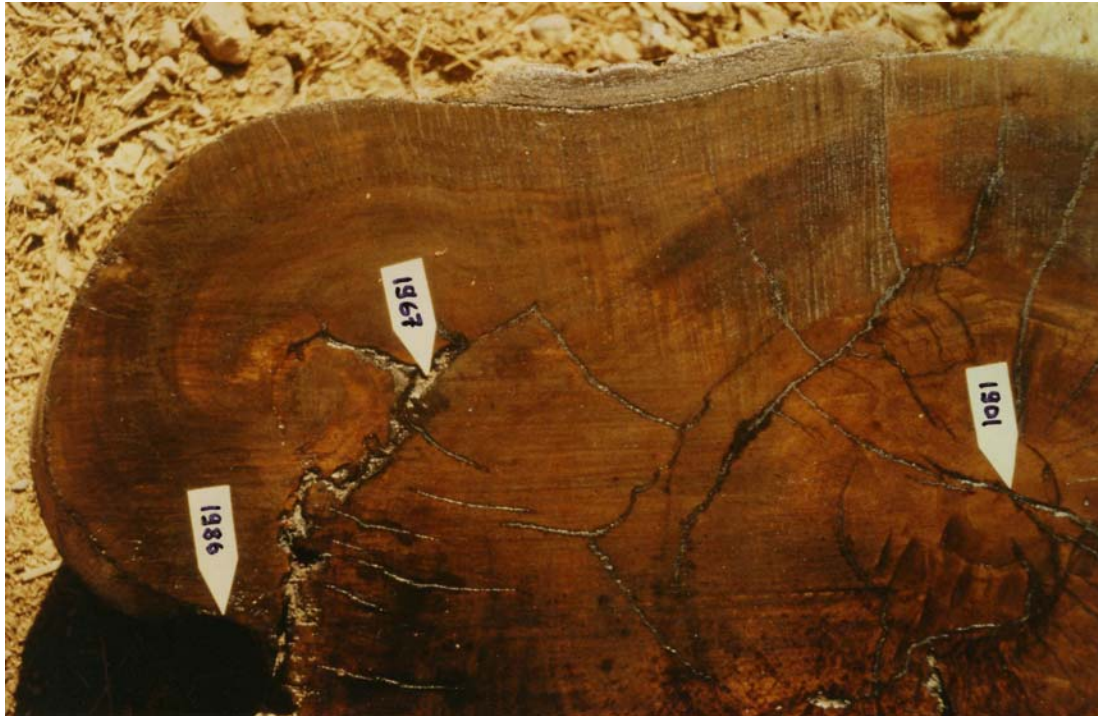


Abb.13. Die Fähigkeit von *Dipterocarpus tuberculatus*, Brandwunden auszuheilen, erlaubt die Rekonstruktion von Feuerereignissen hoher Intensität (Oberburma, Februar 1986. Photo: Goldammer; aus Stott *et al.* 1990; mit Genehmigung des Springer-Verlages).



Abb.14. Die jährlichen Bodenfeuer in Beständen von *Shorea robusta* im nördlichen Indien und Süd-Nepal erhalten die Monostruktur (Reinbestände gleicher Altersklassen; hier im Terai, April 1986). Da die Naturverjüngung von *S.robusta* jährlich zurückgebrannt wird, muss eine Verjüngung der Bestände durch eine kurze Periode des völligen Feuerausschlusses eingeleitet werden (aus Goldammer 1988b).

Wiederausschlagvermögen

Sowohl bei Teak als auch bei Sal ist die Fähigkeit, nach Brandbeschädigung oder sogar nach vollständigem Zurückbrennen wiederausschlagen zu können, frühzeitig erkannt worden. Beide Arten standen damit im Brennpunkt der Diskussion um die Einbeziehung des Feuers in die Bewirtschaftung dieser Wälder im damaligen Britisch-Ostindien und Niederländisch-Ostindien. Bislang sind die morphologisch-histologischen Eigenschaften dieser beiden wichtigsten Vertreter der nichtimmergrünen Waldgesellschaften Südasiens, aber auch anderer Arten, wenig bekannt, die den Wiederausschlag nach Zurückschneiden, Brand oder Verbiß ermöglichen.

Bei beiden Arten erfolgt Wiederausschlag sowohl nach dem Zurückbrennen junger Stock- und Wurzelaußschläge nach einem Bodenfeuer, als auch bei älteren Stämmen, die durch ein Vollfeuer hoher Intensität schwer beschädigt oder abgetötet wurden. Bei *Shorea robusta* sind dabei auch besonders die epikormischen Sprossen auffallend, die nach Brandeinwirkung reichlich auftreten (Rawat 1949).

Verjüngung durch Samen

Für beide Arten ist die Freilegung des Mineralbodens für die Keimung der Samen von besonderem Vorteil. Der reichliche jährliche Samenfall erfolgt zu Beginn der Regenzeit, wenn der Mineralboden nach den Trockenzeitfeuern freigelegt ist und somit besonders günstige Keimungsbedingungen vorliegen. Wenn die Monsunregen noch nicht eingesetzt haben, können die Samen durch ein spätes Bodenfeuer, oft das zweite oder dritte aufeinanderfolgende Feuer der Saison vernichtet werden. Ohne den Feuereinfluss wird der Keimungserfolg durch die lose gepackte Blattstreu erschwert und bei stärkeren Auflagen, die sich nach Feuerausschluss von einem und mehr Jahren bilden, sogar unmöglich. Derartige Beobachtungen wurden nicht nur auf dem indischen Subkontinent gemacht (Bryant 1907), sondern auch in Indonesien dokumentiert (Spaan 1912).

Bestandesstruktur als Ergebnis der Feueranpassung

Der klare Wettbewerbsvorteil von Teak und Sal gegenüber anderen Arten der Feuerklimax-Laubwaldgesellschaften drückt sich in der Struktur der Bestände aus. Großflächige und gleichaltrige Reinbestände kommen häufig vor. Ihre Entstehung geht auf ein bestandesumwandelndes Feuer hoher Intensität (**stand replacement fire**) zurück oder ist auf Schlagabraumbrennen nach Kahlschlag zurückzuführen. Bei Fortsetzung des Einflusses der jährlichen Feuer über Jahrzehnte hinweg bilden sich einförmige Hallenbestände oberständiger *Tectona grandis* oder *Shorea robusta*. Die aufkommende unterständige Vegetation wird periodisch durch Feuer zurückgedrängt. Abbildung 14 zeigt einen frisch durchbrannten Sal-Bestand im Terai von Nepal, in dem neben der organischen Bodenaufgabe sämtliche unterständige Vegetation, nebst Stockaußschlägen von Sal, verbrannt bzw. zurückgesetzt sind.

Bei Feuerausschluss erhöht sich der Wettbewerbsvorteil anderer Arten. Das führt dazu, daß die Teak- bzw. Sal-Verjüngung reduziert wird und das beide Arten in einem dann entstehenden Mischwald nur noch eine untergeordnete Rolle spielen (s.a. Beobachtungen von Beumée 1919b; Ten Oever 1912). Unter der Begleitflora verschiedener feuchter Teakstandorte in Indien und Burma (**moist upper mixed deciduous forests**) spielen verschiedene Bambusarten eine große Rolle (z.B. *Bambusa polymorpha* Munro und *Cephalostachylon pergracile* Munro), die nach Feuerausschluss stark aufkommen und die Verjüngung von Teak unterdrücken (Bryant 1907). Unterständiger und mitherrschender Bambus erhöht die Gefährdung durch Wildfeuer hoher Intensität, die das Bodenfeuer als Vollfeuer in die Kronen tragen. Troup (1921) zitiert aber auch eine Beobachtung, daß die Koinzidenz der großflächigen Blüte (**gregarious flowering**) von Bambus (*Dendrocalamus strictus* Nees und *Bambusa tulda* Roxb.) und der Verfügbarkeit frischer Brandflächen zu einer aggressiven Ausbreitung dieser Arten mit nachfolgender Unterdrückung von Teak führen kann (Goldammer 1986b).

Inwieweit bei Feuerausschluss das Phänomen der Allelopathie oder der Autotoxizität potentiell für das Ausbleiben der Teak- bzw. Sal-Verjüngung verantwortlich sein kann, ist unklar. Beobachtungen, die zur

Formulierung einer Hypothese über das Vorhandensein von "toxischen Stoffen" führten, wurden zu Anfang des Jahrhunderts angestellt (Gupta 1910), allerdings nie weiter verfolgt. Bei verschiedenen Buscharten im kalifornischen Chaparral wurde beobachtet, dass phytotoxische Substanzen (Keimungsinhibitoren) durch den Feuereinfluss verändert und unwirksam werden (Muller *et al.* 1968; Hanes 1971; Christensen und Muller 1975). Eine derartige potentielle Auswirkung des Feuers auf die Keimung von Teak und Sal bedarf der Untersuchung.

3.2.3 Degradation durch Feuer und andere wiederkehrende Einflüsse

Die seit dem letzten Jahrhundert durch eine Vielzahl von Berichten und Veröffentlichungen bestätigte Feuerbeeinflussung der südasiatischen nichtimmergrünen Waldgesellschaften geht möglicherweise auf neolithische Kulturen und damit auf einige tausend Jahre zurück. Wenn sich die in kurzen Intervallen gebrannten Waldflächen bis heute erhalten haben, so liegt die Schlussfolgerung nahe, dass es sich dabei um stabile Feuerklimax-Waldgesellschaften handelt. Trotz der Feueranpassung vieler Arten lassen sich aber Tendenzen der Degradation der Feuerklimax erkennen, die indirekt Folgen des Feuereinflusses sind.

Erosion

Die Auswirkungen des jährlichen Brennens auf den Boden können nicht übersehen werden. Hierzu sind zwar keine moderneren und wissenschaftlichen Untersuchungen bekannt, so dass hier auf eigene und weitere, vowiegend ältere empirische Beobachtungen zurückgegriffen werden muss.

Eine offensichtliche Folge des jährlichen Durchbrennens ist das Fehlen einer Humusaufgabe und eines generell humusarmen Oberbodens. Bodenverhärtung führt zum verstärkten Oberflächenabfluss, zur horizontalen Auswaschung der Asche und damit der wichtigen Pflanzennährstoffe, die vom Standort ausgetragen werden. Besonders starke Oberflächenerosion setzt zu Beginn der starken, ergiebigen Monsunregen ein, die auf den frisch überbrannten und freigelegten Mineralboden treffen. Zu dieser Zeit ist in den regengrünen Feuchtwäldern der Laubaustrieb zwar weitgehend erfolgt, kann aber die mechanische Wirkung der Starkregen nicht wesentlich mindern. Die frisch durchbrannten regengrünen Trockenwälder, wie etwa die trockenen Mopane-Reinbestände Afrikas (*Colophospermum mopane* [Kirk ex Benth.] Kirk ex J.Léon, Caesalpiniaceae), die sich erst nach Einsetzen der Regenzeit belauben (Henkel 1931), werden allerdings von der direkten Einwirkung der einsetzenden Regenzeit getroffen.

Die starke Oberflächenerosion, die beispielsweise von Shirley (1926) und Champion und Osmaston (1962) in Teakwäldern erwähnt wurde, soll in Abbildung 15 verdeutlicht werden. Bei dem abgebildeten Bestand handelt es sich um eine 30-jährige Aufforstung mit *Tectona grandis* in Uttar Pradesh, Indien, die seit Bestandesbegründung durch Bodenfeuer beeinflusst wurde. Der Bodenabtrag betrug in diesem Zeitraum etwa $2000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; dies entspricht einer jährlichen Erosionsrate von ca. $60\text{-}70 \text{ t ha}^{-1}$ oder einem Oberbodenabtrag von 6-7 mm (Goldammer 1987b).



Abb.15. Regelmäßig durchbrannte Reinbestände aus Teak (*Tectona grandis*) unterliegen besonders starken Erosionserscheinungen des Oberbodens. Die Bodenfeuer legen den Mineralboden vor den einsetzenden starken Monsunregen frei. Die Kronen sind dann noch nicht voll entwickelt und können die mechanische Kraft der Regenfälle nicht mindern. Die abgebildete 30-jährige Teak-Plantage in Uttar Pradesh (Indien; April 1986) verzeichnet einen Verlust von 2000 m³ Oberboden durch Oberflächenerosion seit Begründung (aus Goldammer 1987b).

Waldweide

Im Wirkungsgefüge Feuer ↔ Selektion der Vegetation ↔ Bodenabtrag spielt die Waldweide eine erhebliche Rolle in der Auslösung und/oder Beschleunigung der Degradation der Waldstandorte. Die nichtimmergrünen Wälder, deren Flächenreserven unverzichtbar für die Weidewirtschaft sind, werden im Wesentlichen im Rahmen der Viehwirtschaft durchgebrannt. Die Feuer erfolgen zu einem Zeitpunkt während der Trockenzeit, zu dem die Weidegrundlagen weitgehend erschöpft und vertrocknet sind. Durch das Durchbrennen wird der Aufwuchs äsbarer Vegetation (Gras, Stockausschläge) stimuliert, die die Zeit bis zum einsetzenden Monsun überbrückt. Diese Weidefeuer entstehen somit häufig zu einem ungünstigen Zeitpunkt, da sie aufgrund der fortgeschrittenen Trocknis sehr viel höhere Intensität entwickeln als die zu Anfang der Trockenzeit gelegten Brände (**early burning**).

Die Auswirkungen des Feuers und der Beweidung (Äsung der Bodenvegetation, Verbiss, Schälten) überlagern sich, ebenso feuerinduzierte Erosion und Trittschäden durch Vieh, vor allem im geeigneten Gelände. Sowohl Selektion der Vegetation und Dichte der pflanzlichen Biomasse als auch Bodendegradation durch Erosion lassen sich dann ursächlich nur schwer voneinander trennen. Die wechselseitige Beeinflussung beider Faktoren ist ebenfalls gegeben.

Ohne Beeinflussung durch regelmäßiges Auftreten von Feuer entwickeln sich die nichtimmergrünen

Waldgesellschaften dichtständiger, mehrschichtig und vielaltrig. In den feuchteren Varianten der regengrünen Wälder gesellen sich Schlinggewächse hinzu. Ohne den Feuereingriff, der einer Niederdurchforstung gleichkommt, spielt die Gras- und Krautschicht nur in Lücken (Windwurf, Blitzloch, Brandrodungsparzelle) eine Rolle. Damit sind die Waldflächen für Weidevieh nicht betretbar und nutzbar. Gleiches gilt für verschiedene Wildarten, deren Habitatansprüche durch die offenen Waldländer erfüllt werden. Das Ausbleiben von herbivorem Jagdwild in Indien nach Feuerausschluss, beispielsweise des Bison, wurde dann auch als ein wichtiges Argument für die Erhaltung des Feuereinflusses angesehen (Anonymus 1905c).

Die Beweidung in den feuerbeeinflussten und sich zunehmend offener entwickelnden Wäldern verändert andererseits die Biomassedichte der Bodenvegetation. Die Reduzierung der Grasschicht vermindert Flammenhöhe und Feuerintensität (Abschn.3.5) und damit den Eingriff des Feuers auf den stehenden Waldbestand. Waldweide kann sich daher durchaus stabilisierend auf ein bestimmtes Niveau eines Feuerregimes auswirken, das aus waldbaulich-ökologischen Gründen wünschenswert ist.

Bei Überschreitung der Tragfähigkeit (Überweidung) entwickelt sich die Bodenvegetation zunehmend diskontinuierlich, so dass die Geschwindigkeit der Feuerausbreitung reduziert und die Uniformität der Brandauswirkungen zunehmend irregulär wird. Eine generelle Tendenz zum fleckenweisen oder sogar horstweisen Graswuchs führt dann zur Unterbrechung und Verkleinerung der Brandflächen. Der Prozess der heutigen anthropogenen und zoogenen Savannisierung der nichtimmergrünen Waldgesellschaften ist ein Ergebnis von Brand- und Weidewirtschaft.

3.2.4 Problemstellungen für die Forstwirtschaft

Die dualen Auswirkungen des Feuers in den regengrünen Tropenwäldern liegen nahe beieinander. Feuerausschluss oder die Verlängerung des Rückkehrintervalls führen zu einer sukzessionalen Weiterentwicklung, die die Vielnutzung der Wälder - von der Waldweide bis hin zu den anderen forstlichen Nebennutzungen - einschränkt. Die Erhöhung des Feuer- und Nutzungsdruckes führt hingegen zu waldbaulichen Problemen, zur Verschlechterung des Standortes und letztlich zur Savannisierung.

Wenn die ertragreichen Teak- und Sal-Wälder, stellvertretend für eine Vielzahl von nichtimmergrünen, periodisch durchbrannten Waldformationen, tatsächlich eine Feuerklimax darstellen, dann erfordert ihre nachhaltige Bewirtschaftung auch die Integration des Feuers in die waldbauliche Planung. Die kontroversen Auseinandersetzungen um das "**Burma-Schisma**", das sich auf Empirie und Emotion gründete (Abschn.4.1), bietet einen reichen Fundus von Denkansätzen, die es zu klären gilt. Eine Vielzahl von Beobachtungen stehen heute noch ungeklärt nebeneinander, die die Rolle des Feuers in der Bestandesentwicklung, Wuchseistung, Verjüngung oder sogar der Holzqualität beschreiben (etwa: Astfreiheit von Teak durch Feuer vs. Feuer als Ursache von Drehwuchs, niedrigem Kronenansatz, Stammeschädigungen) (z.B. Osmaston 1935).

Der begrenzte Nutzen der meisten Beobachtungen ist in der mangelnden Quantifizierung des Feuers begründet, die für dessen Beurteilung imperativ ist. Das "kontrollierte Brennen", die aktive Steuerung des Feuers im Ökosystem-Management (Integriertes Feuer-Management), erfordert eine konkrete Beschreibung des gesamten Komplexes "Feuerökosystem", von der brennbaren Biomasse, den ökologischen Auswirkungen des Feuers bis hin zum Feuer selbst. Da das Feuer aber seit hundertern oder vielleicht tausenden und hunderttausenden von Jahren unkontrolliert in die Ökosysteme der Tropen und Subtropen eingebracht wird und sich viele Beobachtungen auf ein unkontrolliertes System beziehen, darf dem Großteil empirisch begründeter Aussagen nur eingeschränktes Gewicht beigemessen werden.

3.2.5 Zusammenfassung

Die Feuerregime der saisonalen (nichtimmergrünen) Laubwaldformationen der wechselfeuchten Tropen

sind durch kurze Feuerintervalle von einem bis mehreren Jahren gekennzeichnet. Im tropischen und subtropischen Asien sind die Feuer überwiegend anthropogenen Ursprungs und wirken sich spätestens seit dem Beginn des Holozäns zunehmend auf die Artenzusammensetzung und räumliche Struktur der Wälder aus. Diese anthropogenen Feuerklimaxwälder, die im Falle einiger Monsunwälder auf dem südasiatischen Festland bis zu dreimal jährlich durchbrannt werden können, weisen eine Reihe von Merkmalen der Feueranpassung auf (Borke, Wiederausschlagvermögen, Mineralbodenkeimung). Der Feuerausschluss wirkt sich in diesen Wäldern ungünstig auf die Verjüngung und Bewirtschaftung wirtschaftlich wichtiger Baumarten aus und beeinträchtigt auch die Ernte von Nicht-Holz-Produkten. Andererseits unterliegen die jährlich durchbrannten Wälder auch starken Erosionserscheinungen. In diesen Waldgesellschaften ist daher die Dualität der Rolle des Feuers in der Sicherung nachhaltiger Bewirtschaftung besonders deutlich und zeigt die Notwendigkeit einer aktiven Steuerung des Feuers durch das Integrierte Feuer-Management auf (Abschn.4).