

Umweltdegradierung und Biodiversitätsverluste in Hochgebirgsräumen Südasiens

- Udo Schickhoff, Greifswald -

Abstract

Environmental Degradation and Biodiversity Decline in High Mountain Regions of South Asia. The present biodiversity crisis is characterized by large scale transformation and fragmentation of habitats, degradation and destruction of ecosystems, and concomitant extirpations and diminutions of populations. However, detailed effects of environmental degradation on biodiversity dynamics are still poorly studied, especially in high mountain environments. In the high mountains of South Asia - Himalaya, Karakorum, Hindukush - research on environmental degradation concentrated on the Nepal Himalaya so far. Much less is known about the situation in the Karakorum and adjacent high mountain ranges of northern Pakistan, where widespread misuse and degradation of forest resources (mainly coniferous forests of *Pinus wallichiana* and *Picea smithiana*) can be observed.

The relationships between overuse of forest resources, ecosystem degradation, and biodiversity dynamics were analysed in the arid/semiarid high mountain regions in northern Pakistan using an integrative landscape-ecological approach. It aimed at i) assessing alterations of stand structures and dynamics as indicators for the extent of forest degradation, ii) analysing consequences for structure and function of forest ecosystems, and iii) investigating biodiversity dynamics at species and ecosystem/landscape levels along a gradient of anthropogenic disturbances. A pressing research question was whether in subtropical arid high mountain environments human-caused ecosystem degradation and biodiversity decline are irreversible processes, or if ecosystem structure, function, and diversity can be restored.

The results show that many forest stands are so heavily degraded that critical thresholds of ecosystem degradation are obviously exceeded. Considerable losses of structural complexity, decrease of productivity, and the decline in biodiversity basically jeopardize a sustainable forest development. A general pattern is that species diversity initially increases up to an intermediate disturbance intensity, but drastically decreases in heavily degraded stands. However, there are pronounced community-specific response patterns of species diversity.

Forest habitats as such are at risk on drier, more sun-exposed sites. Irreversibly altered site conditions, above all the loss of the equable forest climate, may completely prevent the regeneration of these forests. Extreme irradiation intensity, water stress, and frost drought are crucial factors in degraded and thinned stands, causing very high mortality rates among tree seedlings compared to forest stands with closed canopies. Naturally forested areas are increasingly replaced by steppes and dwarf shrublands. It is concluded that these forests must have originated in moister periods of the Holocene. They seem to be self-perpetuating forests, being not able to regenerate under present climatic conditions, if they are once degraded to a certain extent. Thus, we have a special responsibility for the conservation of their biodiversity.

1. Einleitung

Seitdem die 'Convention on Biological Diversity' auf der UNCED-Konferenz in Rio 1992 von zahlreichen Staaten unterzeichnet wurde, steht die Biodiversität im Mittelpunkt weltweiter wissenschaftlicher und politischer Diskussionen. Die Erhaltung der Biodiversität, Zielsetzung der Konvention, wird von vielen als größte Herausforderung des 21. Jahrhunderts bezeichnet. Wörtlich übersetzt heißt der Begriff zunächst Lebensvielfalt bzw. Verschiedenheit von Lebewesen. Zur Kennzeichnung dieser Verschiedenheit wurde bis in die 1980er Jahre in den Biowissenschaften der Begriff 'Diversität' benutzt und im Sinne von Artenvielfalt verstanden. Umfassender wurde 'biological diversity' zuerst von LOVEJOY (1980) in dem Report 'Global 2000' als gesamte Vielfalt der Biosphäre verstanden und nicht mehr auf die Vielfalt der Lebewesen reduziert. Inzwischen steht der Begriff für die Vielfalt des Lebens auf allen Ebenen, von den Genen bis zu den Ökosystemen, er steht für die Vielfalt der biotischen Eigenschaften und Beziehungen in lebenden Systemen, wobei räumliche, zeitliche und funktionale Aspekte eine große Rolle spielen (GASTON 1996, GASTON & SPICER 1998) und der Einfluss des Menschen auf diese strukturellen und funktionalen Beziehungen eingeschlossen wird (vgl. HEYWOOD & WATSON 1995). In diesem umfassenderen Sinne wird der Begriff 'Biodiversität' im folgenden verwendet. Die schwer fassbare Komplexität des Begriffes nahm WILSON (1997) zum Anlass, bei Biodiversitätsanalysen jeweils eine präzise Erklärung darüber zu fordern, welche Form oder Ebene der Biodiversität gemeint ist. Demgemäß wird der Begriff in diesem Beitrag auf die Arten- und Ökosystemebene bezogen.

Es besteht kein Zweifel darüber, dass wir gegenwärtig in einer Biodiversitätskrise leben (WILSON 1985), welche eine ernsthafte Bedrohung für die Stabilität und die Funktionsfähigkeit lebender Systeme darstellt und die Möglichkeiten zukünftiger Entwicklung des Lebens drastisch einengt. Was die momentane Biodiversitätskrise ausmacht, ist die Tatsache, dass die Artenverarmung anthropogen ist und dass die Aussterberaten um ein Vielfaches höher sind als die natürliche 'background rate' (vgl. LAWTON & MAY 1995, NAUMANN 1998). Arten sterben täglich aus, dies z.T. ohne dass wir sie kennen und ihre Bedeutung als Bausteine von Ökosystemen, ihre Bedeutung für die Evolution oder ihre Bedeutung als Ressource für die menschliche Nutzung erfassen zu können. So werden die Bemühungen zur Erforschung und Erhaltung von Biodiversität immer mehr zu einem Wettlauf gegen die Zeit. Verlorene Biodiversität ist nicht rückholbar. International koordinierte Forschungsprogramme, Lösungsstrategien und Gegenmaßnahmen sind deshalb zwingend erforderlich. Dies kommt in völkerrechtlichen Verträgen wie der Biodiversitätskonvention oder in internationalen Aktivitäten wie dem Washingtoner Artenschutzübereinkommen, der AGENDA 21, dem DIVERSITAS-Programm oder dem UNESCO-Man and Biosphere-Programm zum Ausdruck.

Was sind die Ursachen für die Bedrohung und die Destruktion von Biodiversität? Unter den Umweltproblemen globaler Dimension wie Veränderungen der atmosphärischen Zusammensetzung, der UV-Strahlung, des Klimas und der Landnutzung, die im Kontext des International Geosphere-Biosphere Program (IGBP) als 'Global Change' bezeichnet werden (WALKER & STEFFEN 1996), hat sicher zunächst die Landnutzung größte Relevanz. In der Landnutzung kommen das insbesondere in Entwicklungsländern hohe Bevölkerungswachstum und der dort beschleunigte sozio-ökonomische Wandel zum Ausdruck. Wir müssen uns vergegenwärtigen, dass im Jahr 2050 nach neuesten Prognosen der Vereinten Nationen an die 10 Milliarden Menschen die Erde bevölkern werden (STRUCK 2000), das ist das Zehnfache der Erdbevölkerung von 1850! Degradierung und Zerstörung von naturnahen Lebensräumen, Verschlechterung der Lebensraumqualität, Fragmentierung von Habitaten sind, um nur einige Stichworte zu nennen, mit hoher Bevölkerungsdichte und unangepassten Landnutzungspraktiken verbunden. Hinzu kommt die Bedrohung der Biodiversität durch gezielte Übernutzung

von Populationen oder durch meist irreversible biotische Invasionen. Letztere haben insbesondere in Inselhabitaten zur Ausrottung vieler Spezies geführt (PIMM et al. 1995).

Über die konkreten Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen auf die Biodiversität ist bisher viel zu wenig bekannt, insbesondere was deren Funktion und Dynamik auf ökosystemarer Ebene betrifft (vgl. z.B. SCHULZE & MOONEY 1994, LINSENMAIER 1998, SCHWARTZ et al. 2000). Inzwischen werden die Ökosysteme der Erde, ob in lokaler, regionaler oder globaler Dimension, ausnahmslos von anthropogenen Aktivitäten beeinträchtigt (VITOUSEK et al. 1997). Da der Mensch immer mehr zur treibenden Kraft von Ökosystemprozessen wird, ist eine stärkere Anthropozentrierung in der Biodiversitätsforschung vor allem im Hinblick auf die Konzeption von nachhaltigen Managementstrategien von besonderer Bedeutung. Bestehende Forschungsdefizite gelten insbesondere für Hochgebirgsräume, auf deren Bedeutung in der Biogeosphäre zunehmend hingewiesen wird (z.B. STONE 1992; MESSERLI & IVES 1997). Es leben zwar nur etwa 10 % der Weltbevölkerung in Gebirgsregionen, aber mehr als 40 % sind von den Ressourcen der Gebirge abhängig oder werden unmittelbar von den von Gebirgen ausgehenden Gefahren bedroht (MÜLLER-HOHENSTEIN 1974; WINIGER 1992). Hervorzuheben ist ihre Bedeutung als Wasserreservoir sowie für lokale, regionale und großräumige Klimaverhältnisse. Darüber hinaus kommt Hochgebirgen auch aufgrund ihrer erhöhten Biodiversität der Status besonders wertvoller Ressourcenräume zu, was vor allem für subtropisch-tropische Gebirgsregionen gilt (BARTHOLOTT et al. 1996; KLÖTZLI 1997). Schließlich sind gerade in Hochgebirgen Faktorenkomplexe des Anthro- und des Ökosystems besonders eng miteinander verbunden (SCHICKHOFF 1998a).

Einerseits bestehen große Forschungsdefizite in Hochgebirgen, andererseits sind die Landschaftsökosysteme der Gebirge und ihre Biodiversität zunehmend bedroht. In Entwicklungsregionen werden Tragfähigkeit und Nachhaltigkeit der dort vorherrschenden agraren, weidewirtschaftlichen Nutzungssysteme durch ansteigenden Nutzungsdruck bei begrenztem Ressourcenpotential immer stärker in Frage gestellt. Dies wird durch Walddegradierung und -zerstörung besonders offensichtlich (vgl. HAMILTON et al. 1997, FAO 1999). Dabei gehen die Ursachen von Ressourcenübernutzung im Rahmen von Highland-Lowland-Interaktionen in der Regel vom Tiefland aus. Die von den Vorländern gesteuerte Erschließung und sozioökonomische Integration der Hochgebirgsräume sowie der resultierende Wandel der Mensch-Umwelt-Beziehungen im Gebirge müssen hier als wesentliche Prozesse benannt werden (GRÖTZBACH & STADEL 1997).

2. Umweltdegradierung in Hochgebirgsräumen Südasiens

In den Hochgebirgen Südasiens hat die Untersuchung durch Nutzung und Übernutzung natürlicher Ressourcen ausgelöster Umweltprobleme bereits eine lange Tradition. Seit der Gründung der britisch-indischen Forstverwaltung im Jahre 1864, mit der auf die unkontrollierte Exploitation der Himalaya-Wälder in der beginnenden 'Railway Building Era' reagiert wurde (TUCKER 1983, SCHICKHOFF 1995a), werden anthropogene Einwirkungen auf die Gebirgslandschaften in wissenschaftlichen Studien analysiert und seit Beginn dieses Jahrhunderts vermehrt publiziert (vgl. SCHICKHOFF 1998a). In den letzten 20 Jahren nun ist das wissenschaftliche Interesse an der Umweltdegradierung im Himalaya-Gebirgssystem, bedingt durch eine alarmierende Berichterstattung in den Medien, stark angestiegen. Das Interesse konzentrierte sich bislang auf den Nepal-Himalaya, wo eine Fokussierung auf Veränderungsprozesse in den Gebirgsökosystemen und deren Auswirkungen auf die Verhältnisse im Tiefland erfolgte. Hochgebirgsräume und vorgelagerte Ebenen des indischen Subkontinentes wurden als zusammenhängendes ökologisches System gesehen und es wurde versucht, funktionale Beziehungen innerhalb des sogenannten 'Highland-Lowland Interactive System' aufzustellen.

Daraus resultierte ein Szenario der Umweltkrise im Himalaya, in dem oberflächlich plausible, aber simplifizierte Wirkungszusammenhänge zwischen stark ansteigendem Bevölkerungswachstum im Gebirge, unkontrollierter Abholzung und Degradierung der Gebirgswälder, zunehmender Bodenerosion und Kulturlandverlust, erhöhtem Oberflächenabfluss, entsprechend hoher Suspensionsfracht in den Flüssen, höheren Spitzenabflüssen und großflächigen Überflutungen in den dicht besiedelten Tiefebene des Subkontinents postuliert wurden (ECKHOLM 1976, MYERS 1986). Ein weiteres Kennzeichen dieser 'Theory of Himalayan Environmental Degradation' (IVES 1987), bestand darin, dass der bergbäuerlichen Bevölkerung die in politischer und sozialer Hinsicht konfliktträchtige Verantwortlichkeit für Ressourcenübernutzung und Umweltdegradierung zugewiesen wurde, während die Tieflandbewohner als Leidtragende allochthoner Umweltkrisen hingestellt wurden. Diese These wurde von am Entwicklungsprozess beteiligten Akteuren (Politikern, Planern, Umweltschützern etc.) bereitwillig übernommen.

Seit Mitte der 1980er Jahre wird dieses stark schematisierte Modell, das am Beispiel des Nepal-Himalaya entworfen und auf den gesamten Gebirgsbogen verallgemeinert wurde, zunehmend kritisch hinterfragt. Gerade die vorschnellen Generalisierungen bei hoher ökologischer Komplexität und fragwürdiger Datengrundlage sowie die in einseitig westlicher Perspektive erfolgte, interessengeleitete Identifikation von Problemfeldern riefen erste Zweifel an dem Theoriekonstrukt hervor (vgl. THOMPSON & WARBURTON 1985). Detaillierte Analysen von einzelnen Gliedern und Teilzusammenhängen aus dieser zunächst einleuchtenden Kausalkette ergaben zudem Ergebnisse, die mit der Theorie nicht in Einklang gebracht werden konnten. So wurde etwa auf die historische Dimension der Waldveränderungen hingewiesen und in den meisten Lokalstudien (im Hochland, nicht in den Randketten; vgl. HAIGH 1994) zwar eine qualitative Verschlechterung, keineswegs aber eine signifikante Reduktion der Waldflächen in den letzten Jahrzehnten und z.T. sogar eine Zunahme festgestellt (vgl. SCHMIDT-VOGT 1990, KUSTER 1993, SCHICKHOFF 1993, 1995a, MÜLLER-BÖKER 1997).

Beispielsweise wurde auch gezeigt, dass Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Überflutungen nur in sehr begrenztem Maße durch Waldvernichtung per se beeinflusst werden und nicht der Grad der Entwaldung, sondern die Folgenutzung entscheidend ist (GILMOUR et al. 1987, HAMILTON 1987). Zudem modifizieren Veränderungen der Vegetationsbedeckung und der Landnutzung lediglich das Abflussgeschehen in kleineren Einzugsgebieten eindeutig und können somit kaum entscheidenden Einfluss auf das hydrologische Regime der großen Tieflandsflüsse haben. Entscheidend für die oftmals katastrophalen Überschwemmungen in den Ebenen sind vielmehr die dort selbst und in der Vorbergzone auftretenden monsonalen Starkniederschläge (MESSERLI & HOFER 1992, HOFER 1993).

Die wesentlichen Kritikpunkte der 'Theory of Himalayan Environmental Degradation', die sich als grobe Vereinfachung multidimensionaler Problemkomplexe herausgestellt hat, wurden von IVES & MESSERLI (1989) zusammengefasst. Sie bemängeln die absolut unzureichende Datengrundlage der postulierten Kausalketten und die unzulässige Extrapolation der Verhältnisse im Nepal-Himalaya auf die übrigen Gebirgsregionen. Insbesondere weisen sie auf die unzulängliche räumliche und zeitliche Differenzierung von Umweltprozessen und ihren gesellschaftlichen Hintergründen, die Fehleinschätzung der Größenordnung der Prozesse, das mangelnde Verständnis des Zusammenwirkens unterschiedlicher Prozess-Skalen sowie auf die Überschätzung anthropogener Einflüsse auf großräumige Prozessabläufe hin. Aus diesen Forschungsdefiziten leitet sich der Bedarf nach einem umfassenderen Verständnis der Landschaftsökosysteme in den Hochgebirgen und Vorländern Südasiens ab. In entsprechenden Forschungsstrategischen Empfehlungen wird diesem Umstand mit der Forderung nach systematischen interdisziplinären Ansätzen, einer stärkeren Berücksichtigung regionaler Prozess-Skalen, einem längerfristigen Monitoring von Prozessabläufen, einer anwendungsrelevanten

Grundlagenforschung sowie supranationalen, grenzüberschreitenden Forschungsprogrammen Rechnung getragen (vgl. IVES et al. 1987, 1997).

Trotz einer Vielzahl neuerer Veröffentlichungen zur Problematik des sog. 'Himalayan Dilemma', der offensichtlichen Unvereinbarkeit von nachholender Entwicklung und nachhaltiger Naturnutzung, existieren bisher nur vereinzelte Untersuchungen zum Einfluss anthropogener Umweltveränderungen auf die Biodiversitätsdynamik der Gebirgsökosysteme (z.B. VETAAS 1997). Auf der Ebene der Pflanzenarten ist die Erfassung zwar relativ weit fortgeschritten (z.B. DHAR 1993, PUROHIT & DHAR 1997), über die Auswirkungen von Umweltprozessen auf deren Diversität liegen jedoch kaum Kenntnisse vor. Dies gilt insbesondere für den Nordwesten des Gebirgssystems mit den nordpakistanischen Hochgebirgsräumen (NW-Himalaya, Karakorum, E-Hindukush). Am Beispiel der Gebirgswälder dieser Räume sollen daher im folgenden die Beziehungen zwischen Umweltdegradierung und Biodiversitätsdynamik analysiert werden.

3. Beziehungen zwischen Umweltdegradierung und Biodiversitätsdynamik: Fallstudie nordpakistanische Hochgebirgsräume

Das Arbeitsgebiet in den nordpakistanischen Hochgebirgsräumen (Abb. 1) entspricht in seinen Grenzen der administrativen Region der Northern Areas Pakistans (35-37° N, 73-77° E), die die Gebiete vom Indus-Knie aufwärts mit Darel/Tangir, Chilas, Astor, Baltistan, Hunza, Nager, Gilgit und Ghizer umfasst. Der überwiegende Teil der Region wird vom Karakorum-Gebirge eingenommen, der weltweit höchsten Massenerhebung im Scharnierbereich zwischen Himalaya, Hindukusch und Pamir. Die Gebirgsketten im westlichen Übergangsbereich zwischen Zentral- und Südasien erheben sich mit gewaltiger Reliefenergie aus arid-semiariden Talgründen, was in steilen ökologischen Vertikalgradienten und ausgeklügelten Landnutzungssystemen zum Ausdruck kommt. Spätestens seit der als 'Great Game' bezeichneten Konkurrenz zwischen Russland und Britisch-Indien um die Vormachtstellung in der Region liegt diese im Spannungsfeld politisch-strategischer Interessen (vgl. KREUTZMANN 1997), was in einem engen Zusammenhang mit der Umweltdegradierung steht. Denn nach wie vor ist der völkerrechtliche Status des von Pakistan verwalteten, jedoch von Indien beanspruchten Territoriums ungeklärt. Diese politische Sonderstellung ist die Ursache für geradezu degradierungsfördernde politisch-administrative Rahmenbedingungen der Waldnutzung, die gegenüber den Provinzen Pakistans durch das Fehlen effektiver staatlicher Planungs- und Kontrollinstanzen, durch eine sehr schwache politische Autorität der Forstbehörde und durch eine insgesamt unterentwickelte Forstorganisation gekennzeichnet ist (SCHICKHOFF im Druck a). Der umstrittene Grenzverlauf zu Indien wird bis heute nach wiederholten und im Jahr 1999 wieder aufgeflamten kriegerischen Auseinandersetzungen von einer Waffenstillstandslinie gebildet.

Aufgrund der naturräumlichen Ausstattung, aber auch aufgrund der sozio-ökonomischen Grundstrukturen und Transformationsprozesse ist die Region in besonderem Maße geeignet, um die Beziehungen zwischen Ressourcenübernutzung und Biodiversitätsdynamik am Beispiel der Gebirgswälder zu untersuchen. Die nur noch randmonsunal beeinflussten, ariden bis semiariden Hochgebirgsräume verfügen bei Ausbildung einer unteren Waldgrenze über einen nur schmalen, im wesentlichen aus *Pinus wallichiana* und *Picea smithiana* aufgebauten Höhenwaldgürtel. Aufgrund der natürlicherweise begrenzten Ausdehnung der Waldbestände in den einzelnen Talschaften lässt sich ihr ökologischer Zustand anhand repräsentativer Testflächen mit vertretbarem Aufwand ermitteln. Dieser lokale Zustand lässt sich dann konkret zur jeweiligen Konstellation erklärender sozioökonomischer Variablen in Beziehung setzen. Erhöhter Druck auf die Waldressourcen äußert sich unmittelbar in verstärkter Degradierung

- 1) Welches Ausmaß hat die Walddegradierung erreicht und welche ökologischen Veränderungsprozesse finden in den Wäldern statt?
- 2) Welche Auswirkungen hat die Walddegradierung auf die Biodiversität und welche Chancen bestehen für eine nachhaltige Nutzung und die Erhaltung der Biodiversität?

Die Bearbeitung dieser Fragestellungen erfolgte im Rahmen eines integrativen landschaftsökologischen Ansatzes, der auf der Verknüpfung von waldkundlichen, vegetationskundlichen, standortkundlichen sowie sozio-ökonomischen Aspekten der Degradierung basiert. Für die Erhebung ökologischer Daten wurden in insgesamt 36 Tälern Probeflächen eingerichtet, die entsprechend der pflanzensoziologischen Aufnahmemethodik (BRAUN-BLANQUET 1964, DIERSCHKE 1994) sowie den bei waldkundlichen Bestandesstrukturanalysen angewandten Aufnahmeverfahren (LEIBUNDGUT 1959, 1993, LAMPRECHT 1980) nach den Kriterien Repräsentativität und Homogenität ausgewählt wurden. Das Minimumareal der Waldgesellschaften wurde bei einer standardisierten Flächengröße von 500 m² nicht unterschritten. Die Datenaufnahme umfasste u.a. eine floristisch vollständige Erfassung der Vegetation sowie eine waldkundliche Bestandesstrukturanalyse inklusive Totholz-, Naturverjüngungsanalysen und Bohrspanentnahmen. Als Indikatoren für das Ausmaß der Degradierung dienten zunächst die Veränderungen der bestandesstrukturellen Komplexität. Auf dieser Basis wurden dann die Rückwirkungen auf das waldökologische Wirkungsgefüge und auf die Biodiversitätsdynamik entlang eines Störungsgradienten analysiert.

Für die Untersuchungen der quantitativen Vegetationsdynamik bildete der exakt erfasste Beschirmungsgrad der Waldbestände eine wesentliche Grundlage. Mit Hilfe von Korrelationsanalysen (lineare Einfachkorrelationen) wurden die Beziehungen zwischen der Auflichtung der Bestände und verschiedenen Diversitätsparameter der Bodenvegetation ermittelt. Zur Kennzeichnung der Diversität wurde die Anzahl der Arten pro Aufnahmefläche (500 m²), der aus den Komponenten Artenzahl und Artmächtigkeit zusammengesetzte Shannon-Diversitätsindex $H' (p_1, p_2, \dots, p_n) = -S \sum (p_i \ln p_i)$ (SHANNON & WEAVER 1949) sowie der Evenness-Index (PIELOU 1969) in der Form $E = H'/H'_{\max} \sum 100$ (HAEUPLER 1982), der den Grad der Gleichverteilung (Prozentanteil maximaler Gleichverteilung) angibt, verwendet. Dazu wurden die BRAUN-BLANQUET'schen Skalenergebnisse der Artmächtigkeit nach dem von HAEUPLER (1982, S. 56) ergänzten Schema von TÜXEN & ELLENBERG (1937) in mittlere prozentuale Deckungswerte umgerechnet. Zur Berechnung der floristischen Ähnlichkeit von Vegetationsaufnahmen (β -Diversität) wurde der Gemeinschaftskoeffizient von SOERENSEN (1948) benutzt. Die Diversitäts- und Affinitätsuntersuchungen beschränken sich auf die Kraut- und Grasartigen (inkl. Farne) als wesentlicher Komponente der Waldbodenvegetation. Da funktional und strukturell deutlich abweichende Pflanzentypen durch unterschiedliche Reaktionen auf Störungen spezifische Diversitätsmuster aufweisen können (vgl. HUSTON 1994), wären für Phanerophyten in der Krautschicht sowie für Moose und Flechten gesonderte Analysen durchzuführen. Die Analysen beschränken sich weitgehend auf die dominierenden *Picea smithiana*- und *Pinus wallichiana*-Gesellschaften. Die Verschiebungen im Artenspektrum wurden durch tabellarischen Vergleich der Vegetationsaufnahmen erfasst. Dazu erfolgte die gesellschaftsweisen Anordnung der Aufnahmen entlang des Auflichtungsgradienten und die Herausarbeitung synökologischer Differentialarten (Auflichtungszeiger) nach dem Schema in DIERSCHKE (1994, S. 274). Die Grenze zwischen den zu vergleichenden Aufnahmekollektiven dichter und aufgelichteter Bestände wurde bei dem jeweils mittleren Beschirmungsgrad aller Aufnahmen (*Picea smithiana*-Ges.: 0,56; *Pinus wallichiana*-Ges.: 0,55) festgelegt.

3.1. Das Ausmaß der Walddegradierung

Zur komprimierten und vergleichenden Darstellung der Ergebnisse hat es sich als zweckmäßig erwiesen, die untersuchten Bestände nach dem Grad ihrer Exploitation in fünf Störungsklassen (SK) zu differenzieren. Mehr als 1/3 aller untersuchten Bestände hat sich so stark degradiert erwiesen, dass eine nachhaltige Walderhaltung in Frage gestellt ist. Das besorgniserregende Ausmaß der Walddegradierung lässt sich am besten anhand eines Vergleichs

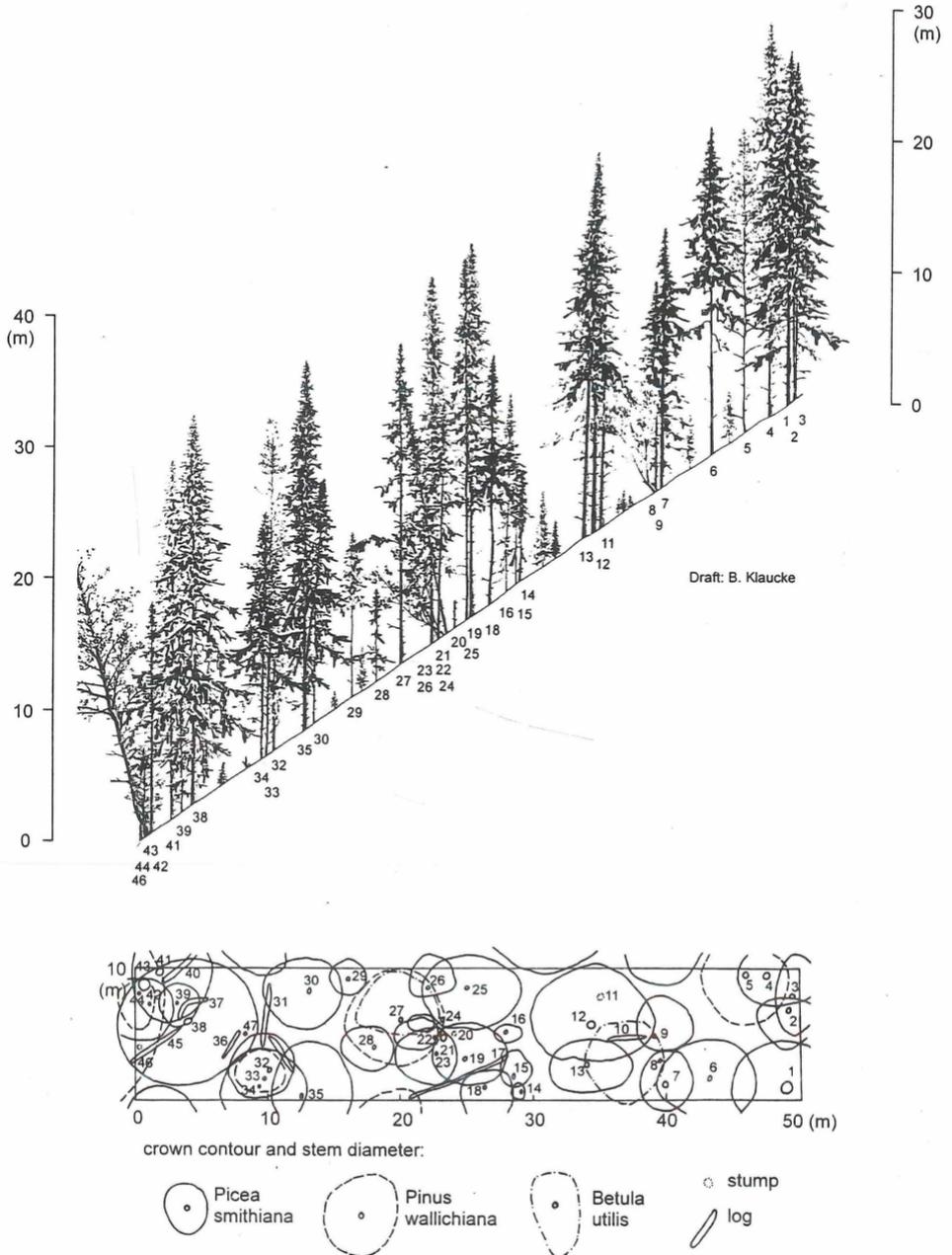


Abb. 2: Strukturprofil und Kronenkarte der Probefläche Manu Gah II (SK I)

ches von Strukturprofilen zusammenfassend darstellen. Das Profil eines Bestandes der SK I (Abb. 2) repräsentiert einen Strukturtyp, der durch äußerst geringe anthropogene Beeinträchtigung gekennzeichnet wird und aufgrund der strukturellen Charakteristika als naturnah zu bezeichnen ist. Die Bestände dieses Typs befinden sich als Terminalstadien der Sukzession, als bestmögliche Anpassung an die Umweltbedingungen in einem dynamischen Gleichgewichtszustand und weisen eine hohe Stabilität auf. Ein solcher Strukturtyp, der nur noch selten anzutreffen ist, dürfte die Gebirgswälder des Arbeitsgebietes bei schwachem Einfluss des Menschen über lange Zeiträume geprägt haben.

In den stark degradierten Beständen der SK IV und V ergeben sich dagegen gravierende Veränderungen nahezu aller Strukturparameter, wie das Profil der Probefläche Nilt II (SK V; Abb. 3) dokumentiert. In diesen Beständen sind offenbar bestimmte Schwellenwerte der Ökosystem-Degradierung überschritten worden. Die frühere Plenterwaldstruktur lässt sich nur noch als Plünderwaldstruktur bezeichnen. Mit der extremen Auflichtung sind große Bestandeslücken verbunden, in denen sich die Standortbedingungen z.T. irreversibel verändert haben (Mikroklima). Dies wirkt sich sehr nachteilig auf die auf ausgeglichenes Waldklima angewiesene Verjüngung aus. Die Naturverjüngungsdichte ist sehr gering und die Höhendifferenzierung der Jungwüchse ist sehr ungünstig strukturiert. Die nachhaltige Walderhaltung ist in Frage gestellt. Eine ungestörte Entwicklung vorausgesetzt, würden sich stabile Waldökosysteme aufgrund der langen Verjüngungszeiträume und Bestandesentwicklungszyklen (vgl. SCHICKHOFF 1998a), wenn überhaupt, erst nach mehreren Jahrhunderten wieder einstellen.

Auf trockeneren, stärker strahlungsexponierten Standorten scheint eine Destruktion der Waldökosysteme und ihrer Biodiversität unvermeidbar zu sein. Der Verlust an struktureller Komplexität in den stark degradierten Beständen löst über ökosystemare Wirkungsketten tiefgreifende Veränderungen in allen Subsystemen der Waldökosysteme aus: Zunächst wird der Abtrag von Humushorizonten verstärkt, es treten vermehrt gekappte Humusprofile auf. Damit nimmt die Neigung zu Oberflächenabfluss und Bodenerosion zu. Langfristig kann es zu Nährstoffverlusten sowie zur räumlichen und zeitlichen Entkopplung des Nährstoffkreislaufs kommen, was möglicherweise Versauerungsvorgänge auslöst. Die Standortproduktivität wird herabgesetzt. Zugleich ist der Verlust des ausgeglichenen Waldklimas zu beklagen. Auf größeren Freiflächen nimmt die Strahlungsintensität beträchtlich zu, was zu Temperaturextremen an der Bodenoberfläche, zu erhöhter Evaporation und Transpiration führt. Damit wird das in erster Linie evaporationsbedingte Bodenfeuchtedefizit weiter verstärkt. Es ergeben sich sehr ungünstige Bedingungen für viele Bodenorganismen, deren Diversität und Abundanz zurückgeht. Das Scheitern der Verjüngung dürfte nicht zuletzt auch auf den Rückgang von Mykorrhiza-Pilzen zurückzuführen sein.

In der Waldstufe dieses arid-semiariden subtropischen Hochgebirges kommt es somit im Zuge der Ökosystem-Degradierung zu verschärften Standortverhältnissen mit erhöhter Überhitzungs- und Austrocknungsgefahr für Baumjungwuchs, was ein weitgehendes Scheitern der Naturverjüngung sowie auch der vereinzelt unternommenen Aufforstungsbemühungen zur Folge hat. In trockeneren, stärker strahlungsexponierten Lagen ist bei starker Degradierung von einem irreversiblen Verlust der Waldstandorte unter gegenwärtigen Klimaverhältnissen auszugehen. Dies legt den Schluss nahe, dass diese Waldökosysteme in humideren Klimaphasen des Holozäns entstanden sind und die ökologischen Bedingungen für ihre Persistenz selbst schaffen und aufrechterhalten (SCHICKHOFF im Druck b). Dies wird im übrigen auch durch paläoökologische Befunde untermauert. Demnach waren die Nadelwälder im späten Alt-Holozän bis zum beginnenden Mittel-Holozän bei verstärkten Sommermonsun-Niederschlägen weiter verbreitet, bevor ihr Areal unter kälteren und trockeneren Klimaverhältnissen seit dem Übergang zum jüngeren Holozän um 2700 BP reduziert wurde (vgl. SCHLÜTZ 1999).

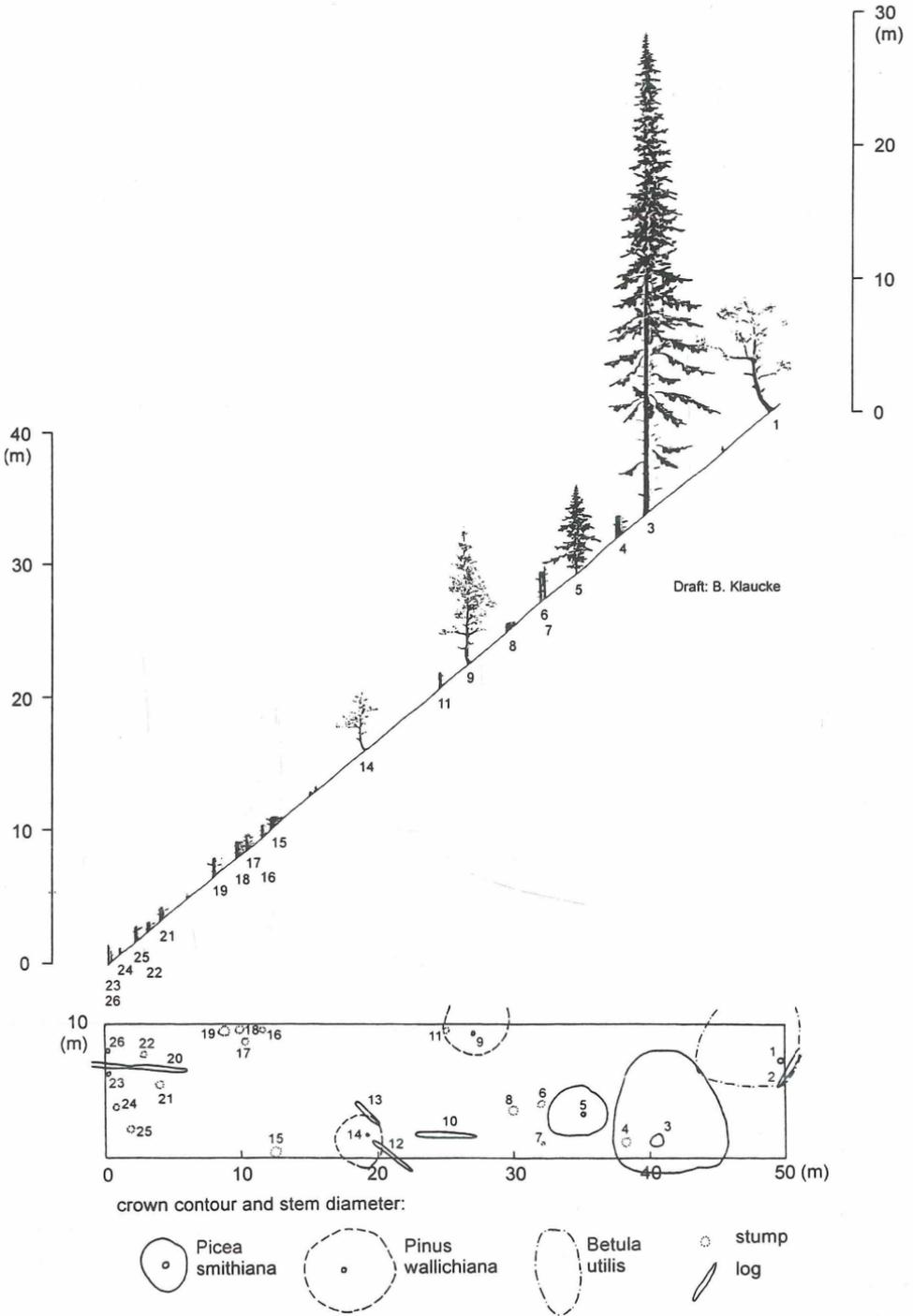


Abb. 3: Strukturprofil und Kronenkarte der Probefläche Nilt II (SK V)

3.2 Auswirkungen auf Diversitätsparameter der Waldbodenvegetation

Wie wirkt sich die zunehmende Exploitation bzw. die zunehmende Auflichtung der Bestände auf die Artendiversität der Waldbodenvegetation aus? In Abb. 4 sind die Veränderungen des Diversitätsmusters im Überblick dargestellt, wobei die Daten der untersuchten *Pinus wallichiana*-, *Picea smithiana*-, *Cedrus deodara*- und *Abies pindrow*-Gesellschaften nach SK zu Mittelwerten zusammengefasst wurden. Die unimodalen Verteilungskurven der Artenzahl, der Artendiversität und der Evenness zeigen einen annähernd parallelen Verlauf, worin die engen Beziehungen zwischen diesen Parametern zum Ausdruck kommen. Ausgehend vom naturnahen Zustand erreichen diese Parameter in den Beständen der SK IV ihre Höchstwerte, bevor in den stark degradierten Beständen (SK V) wiederum ein Rückgang zu verzeichnen ist. Dabei liegt in letzteren die mittlere Artenzahl mit 26 pro Probestfläche noch etwa auf gleichem Niveau wie in den Beständen der SK I-III, während Artendiversität und Evenness stärker zurückgehen.

Die unimodalen Reaktionskurven der Diversitätsparameter (Abb. 4) können als Verifizierung der 'intermediate disturbance hypothesis' (CONNELL 1978) interpretiert werden. Sie entsprechen dem Modell einer Zunahme der Biodiversität bis zu einer mittleren Störungsintensität, wobei durch die Schaffung zusätzlicher ökologischer Nischen weiteren Arten geeignete Lebensbedingungen geboten werden. Erst bei extremen Eingriffen und stark veränderten Standort- und Konkurrenzverhältnissen setzt dann eine rückläufige Entwicklung ein, die in Bezug auf den Ökosystemzustand der stark degradierten Bestände sehr negativ zu bewerten ist (vgl. VAN DER MAAREL 1993). Der deutliche Anstieg der Artenzahl in den Beständen der SK IV bei gleichzeitig zunehmendem Deckungsgrad der Krautschicht findet seine Entsprechung in einem einschneidenden Rückgang der Naturverjüngungsdichte auf gleichem Störungsniveau (vgl. SCHICKHOFF im Druck b). Die Bedeutung der Konkurrenz der Bodenvegetation für die Regeneration der Makrophanerophyten wird damit eindrucksvoll unterstrichen.

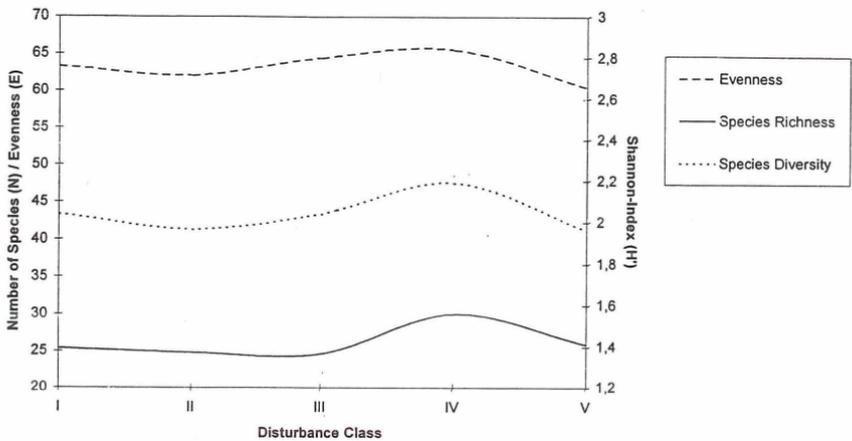


Abb. 4: Diversitätsmuster der Waldbodenvegetation (Kraut- und Grasartige) nach Störungsklassen (SK)

Der in Abb. 4 dargestellte allgemeine Trend darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass es ausgeprägte gesellschaftsspezifische Reaktionsmuster gibt. In den *Picea smithiana*-Gesellschaften besteht eine statistisch signifikante Beziehung zwischen zunehmender Störung und Anstieg der Diversitätsindizes (Abb. 5). Eine besonders hohe Korrelation ergibt sich zwischen der Abnahme des Beschirmungsgrades und der Zunahme der Artendiversität ($r = -0,72$). Demgegenüber existieren in den lichtereren *Pinus wallichiana*-Beständen mit weiter ökologi-

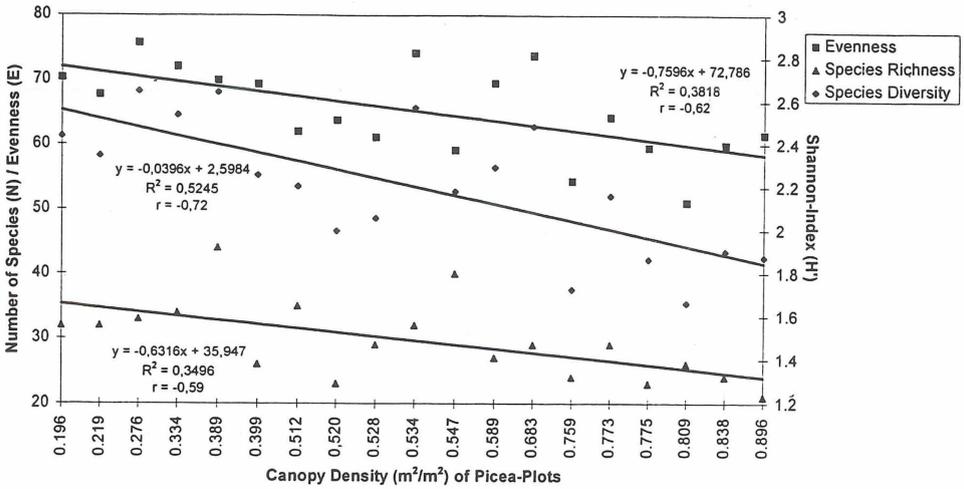


Abb. 5: Beziehung zwischen Beschirmungsgrad der Baumschicht und Diversitätsparametern der Waldbodenvegetation in *Picea smithiana*-Gesellschaften ($p = 0.01$ für Artenzahl und Evenness bzw. 0.001 für Artendiversität)

scher Amplitude keine signifikanten Beziehungen zwischen Auflichtung und Diversitätsparametern (Abb. 6). Die Korrelation mit der Zunahme der Artenzahl ist selbst bei $p = 0.1$ statistisch nicht signifikant ($r = -0,27$). Die Parameter Artendiversität und Evenness zeigen sogar eine leicht gegenläufige Tendenz. Während sich bei den SHANNON-Werten mit zunehmender Auflichtung kaum ein Trend zur Veränderung zeigt ($r = 0,04$), gehen die Evenness-Werte in gleicher Richtung etwas zurück ($r = 0,27$). Eine eindeutige Veränderung der Dominanzstruktur ist damit jedoch nicht verbunden.

Die gesellschaftsspezifischen Reaktionen liegen in dem unterschiedlichen synökologischen Charakter der Gesellschaften begründet. In den durch eine engere ökologische Amplitude gekennzeichneten *Picea*-Gesellschaften öffnen sich bei partieller Auflichtung und steiler

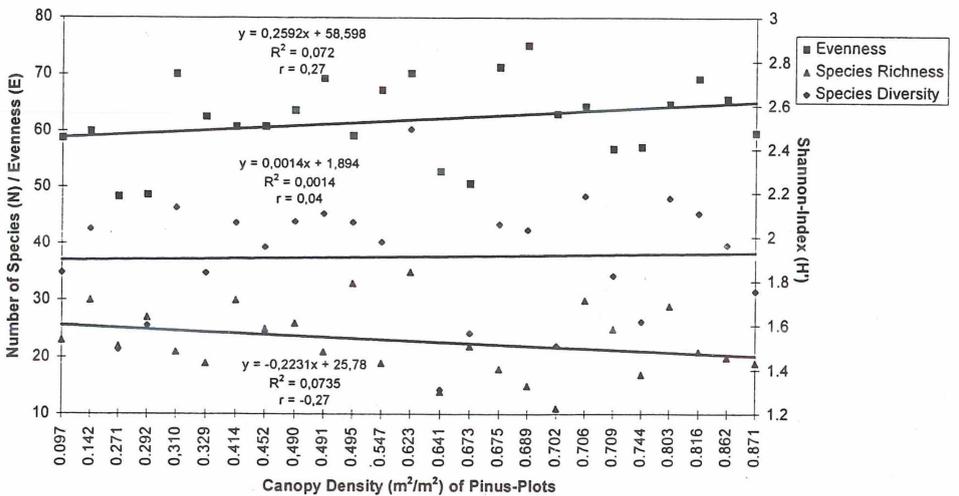


Abb. 6: Beziehung zwischen Beschirmungsgrad der Baumschicht und Diversitätsparametern der Waldbodenvegetation in *Pinus wallichiana*-Gesellschaften (nicht signifikant bei $p = 0.1$)

werdendem Standortgefälle Nischen für zahlreiche lichtbedürftigere, xerotolerantere Arten (z.B. aus *Pinus*-Wäldern einwandernde), die die Artendiversität insgesamt deutlich erhöhen. Dagegen kann in den lichterem *Pinus*-Gesellschaften mit ihrer breiten ökologischen Amplitude der erreichte Sättigungswert der biotischen Struktur nicht mehr wesentlich verändert werden, da das potentielle Arteninventar bereits großenteils vorhanden ist. Die Auflichtung führt hier nicht zu einer so deutlichen Veränderung der Lebensbedingungen wie in den natürlicherweise schattigeren, humideren *Picea*-Beständen.

Die Zunahme der Artendiversität kommt ebenfalls deutlich in der Veränderung der Dominanzverhältnisse zum Ausdruck. In einem Vielfältigkeitsdiagramm der *Picea*-Bestände (Abb. 7) zeichnen sich deutlich zwei Gruppen abweichender Dominanzstruktur-Artenzahl-Beziehungen ab, die sich nur wenig überschneiden. Die Gruppe A ist überwiegend aus naturnahen Beständen zusammengesetzt und wird durch niedrigere Artenzahl und geringere Evenness-Werte gekennzeichnet, d.h. einige wenige Arten erreichen höhere Artmächtigkeiten, herrschen stärker vor als die übrigen Spezies. Die Gruppe B besteht hingegen mehrheitlich aus Beständen der SK III-V, die einerseits artenreicher sind und deren Arten andererseits einen höheren Grad der Gleichverteilung aufweisen. Die Dominanzstruktur ist somit dahingehend verändert worden, dass nun eine größere Anzahl an Arten mit höheren Deckungsgraden im Bestand vorherrscht.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Störungen die beiden Diversitätskomponenten Artenreichtum und Artenstruktur positiv beeinflussen, sofern sie eine gewisse Intensität nicht überschreiten. Gegenüber ansteigenden Artenzahlen werden erhöhte Evenness-Werte jedoch nicht in allen Fällen als Zunahme von Verschiedenheit aufgefasst. HAEUPLER (1982) interpretiert eine zunehmende Gleichverteilung der Arten, die auch in langfristig unbeeinflussten Pflanzenbeständen mit der Zeit eintreten kann (vgl. NICHOLSON et al. 1988), als eine Homogenisierung der Struktur und als Abnahme der Heteronomie (Dominanz-Diversität). Die am Beispiel der *Picea*- und *Pinus*-Wälder ermittelte störungsbedingte Erhöhung der Evenness-Werte als Strukturhomogenisierung zu deuten, käme allerdings einer Überinterpretation gleich, da auch bei höherer Evenness kaum weniger Dominanzklassen (Deckungsgrade) vertreten sind. Die durch den größeren Artenreichtum gesteuerte ausgeglichene Besetzung der Dominanz-

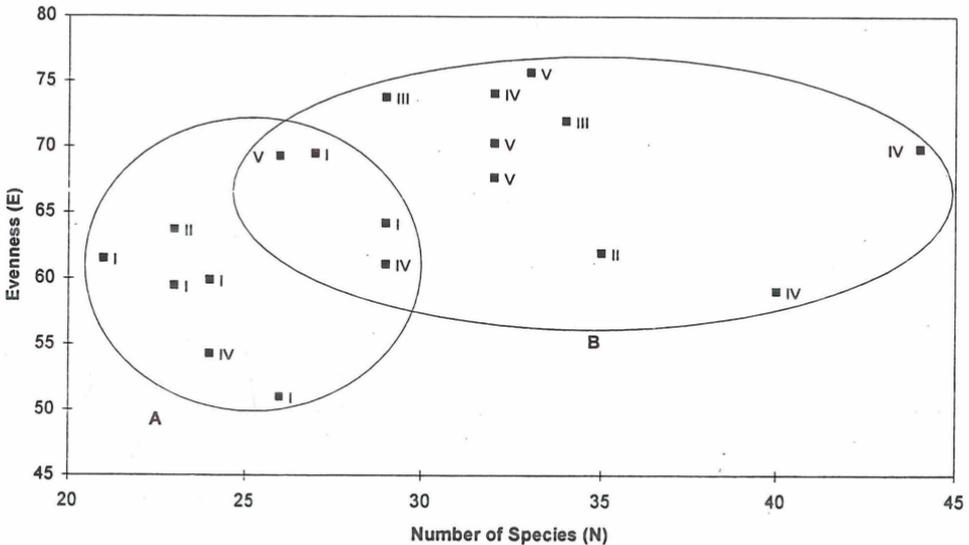


Abb. 7: Dominanzstruktur/Artenzahl-Diagramm der Waldbodenvegetation in *Picea smithiana*-Gesellschaften (römische Ziffern geben die Störungsklassen der Bestände an)

Tab. 1: Stetigkeitstabelle synökologischer Differentialarten aufgelichteter *Picea*- und *Pinus*-Bestände

Community type	Picea smithiana		Pinus wallichiana	
	11	8	12	13
Number of Relevés				
Canopy Density (m ² /m ²)	< 0,56	> 0,56	< 0,55	> 0,55
Differential species of stands with low crown closure				
<i>Leontopodium campestre</i>	III.+1	-		
<i>Euphrasia pectinata</i>	III.+1	-		
<i>Cynoglossum glochidiatum</i>	III.r-1	-		
<i>Ribes alpestre</i>	IV.r-2	II.+1		
<i>Elymus cognatus</i>	III.+2	I.+		
<i>Nepeta discolor</i>	III.1	I.+		
<i>Rosa webbiana</i>	III.+1	I.+		
<i>Juniperus excelsa</i>	III.r-1	I.r		
<i>Bupleurum hoffmeisteri</i>	III.r-1	I.+		
<i>Draba stenocarpa</i>	III.r-1	I.+		
<i>Valeriana jaeschkei</i>	III.+1	I.1		
<i>Geranium pratense</i> ssp. <i>stewartianum</i>	III.+3	I.3		
<i>Salvia nubicola</i>	II.r-2	-		
<i>Picris nuristanica</i>	II.+1	-		
<i>Astragalus peduncularis</i>	II.+1	-		
<i>Crepis multicaulis</i>	II.r-1	-		
<i>Cotoneaster nummularia</i>	II.r-1	-		
<i>Galium aparine</i>	II.+	-		
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	II.+	-		
<i>Agrostis vinealis</i>			V.1-3	II.1-2
<i>Gentiana tianschanica</i>			III.+2	+.+
<i>Galium aparine</i>			II.+	-
<i>Polygonum rothboelliioides</i>			II.+	-
<i>Polytrichum juniperinum</i>			II.+1	+.+
Additional species favoured by canopy opening				
<i>Bromus confinis</i>	IV.1-4	III.+2		
<i>Scorzonera virgata</i>	IV.+2	III.+1		
<i>Thymus linearis</i>	III.+2	II.+		
<i>Festuca hartmannii</i>	III.+2	II.+1		
<i>Carex oligocarya</i>	III.+1	II.+		
<i>Agrostis vinealis</i>	III.1-3	II.1-2		
<i>Poa sterilis</i>	III.1-2	III.+		
<i>Galium verum</i>	III.+2	III.+		
<i>Epilobium angustifolium</i>			III.+1	II.+2

klassen mit subdominanten Arten lässt sich auch als eine Komplexisierung der Dominanzstruktur deuten. So lassen sich jene Populationen als heterogener und diverser auffassen, die eine höhere Gleichverteilung der Arten besitzen, da es bei Zufallsstichproben wahrscheinlicher wäre, unterschiedliche Arten zu finden (vgl. GREIG-SMITH 1983, MAGURRAN 1988).

Die Auswirkungen zunehmender Standortsveränderungen im Zuge der Auflichtung kommen nicht nur im Wandel strukturell-quantitativer Parameter der Waldbodenvegetation, sondern auch in Verschiebungen des Artenspektrums zum Ausdruck. Die durch tabellarischen Vergleich ermittelten synökologischen Differentialarten (Auflichtungszeiger, Xerotolerante) sind in Tab. 1 mit Angabe ihrer Stetigkeit und Artmächtigkeit in den zu vergleichenden Bestandesgruppen unterschiedlichen Beschirmungsgrades zusammengestellt. Im unteren Teil

der Tabelle sind zusätzlich jene Arten aufgeführt, die zwar nicht den Anforderungen einer Differentialart genügen, aber dennoch eindeutig durch die Auflichtung des Kronendaches gefördert werden. Den größten Artenanteil stellen die Grasartigen (Gramineen und Cyperaceen), gefolgt von heliophilen Asteraceen und Lamiaceen. Als besonders gute Indikatorarten sind in den *Picea*-Gesellschaften *Leontopodium campestre*, *Euphrasia pectinata*, *Cynoglossum glochidiatum* und *Ribes alpestre* anzusprechen. In den *Pinus*-Wäldern wird erhöhter Lichtgenuss vor allem von *Agrostis vinealis* und *Gentiana tianschanica* angezeigt.

Unter den Differentialarten der *Picea*-Gesellschaften befinden sich auffallend viele Taxa, die als Trennarten einer xerischen Subassoziation ermittelt wurden (vgl. SCHICKHOFF 1998a). Dies deutet darauf hin, dass mit zunehmender Öffnung die Humidität in den Beständen abnimmt und xerotolerante Arten sich dann verstärkt etablieren können. Für die *Picea*-Wälder ließ sich eine wesentlich größere Anzahl an Indikatorarten identifizieren (vgl. Tab. 1). Dieser Befund unterstützt die bei den Diversitätsanalysen gewonnene Erkenntnis, dass in den *Picea*-Beständen eine tiefgreifendere Veränderung der Standortverhältnisse entlang des Störungsgradienten erfolgt. Die Differentialarten der Tab. 1 können im weiteren Sinne als Störungszeiger aufgefasst werden. Unter ihnen befinden sich Ruderal-Strategen bzw. konkurrenzstarke Ruderalpflanzen sensu GRIME (1979), die wie *Cynoglossum glochidiatum*, *Nepeta discolor*, *Geranium pratense* ssp. *stewartianum*, *Salvia nubicola*, *Galium aparine* oder auch *Epilobium angustifolium* erhöhte Ansprüche an die Stickstoffversorgung stellen. In den Beständen der SK IV und V kommen mit *Rumex nepalensis*, *Barbarea vulgaris*, *Urtica dioica*, *Chenopodium foliosum*, *Sisymbrium brassiciforme*, *Malva neglecta* und *Cicerbita decipiens* weitere Arten vor, die sich hier einreihen lassen. Sie deuten darauf hin, dass mit zunehmender Öffnung der Bestände der Trophiegrad vieler Standorte z.B. durch erhöhte Stickstoffmineralisation zunächst ansteigt und nitrophilen Hochstauden geeignete Lebensbedingungen geboten werden.

Diese Verschiebungen im Artenspektrum wirken sich auf die floristische Affinität von Einzelbeständen und damit auf die β -Diversität aus. Beim Vergleich der floristischen Ähnlichkeit

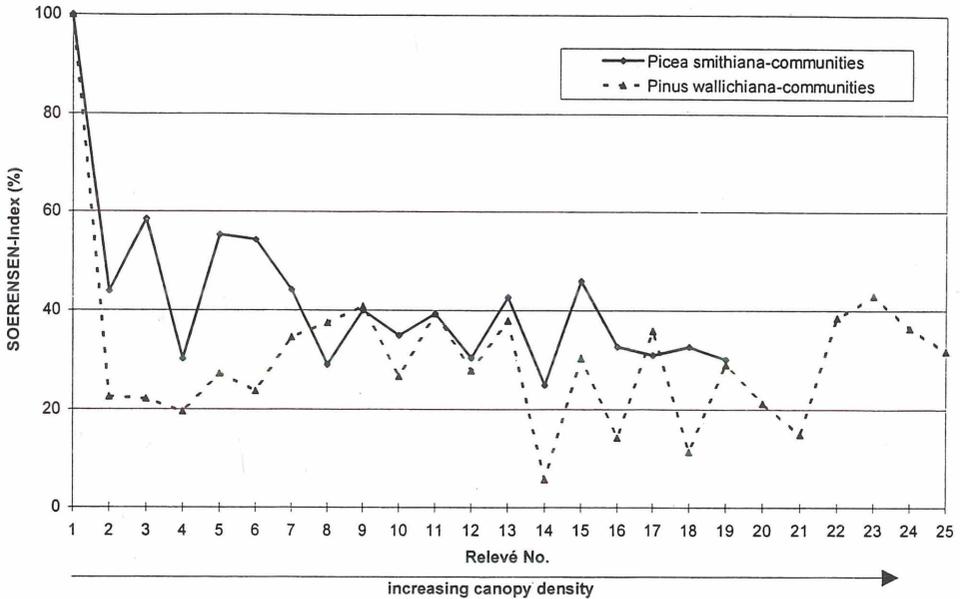


Abb. 8: Floristische Affinität von *Picea*- und *Pinus*-Gesellschaften entlang eines Gradienten zunehmenden Beschirmungsgrades

der *Pinus*- und *Picea*-Bestände entlang eines Gradienten zunehmenden Beschirmungsgrades (Abb. 8) fällt auf, dass die *Picea*-Bestände eine weitaus höhere Affinität zum Ausgangsbestand besitzen. Darin kommt die engere ökologische Amplitude und die größere Homogenität der *Picea*-Gesellschaften zum Ausdruck. Die demgegenüber weitaus höhere β -Diversität der *Pinus*-Bestände bei geringerer α -Diversität ist auf die entsprechend weitere ökologische Amplitude zurückzuführen. Die *Pinus*-Bestände sind aus wenigeren, konkurrenzkräftigeren Arten aufgebaut (α -Diversität), zeigen untereinander jedoch eine größere floristische Unähnlichkeit (β -Diversität), da sie auf verschiedenartigen Standorten vorkommen (α - u. β -Diversität sensu WHITTAKER 1972).

Die Entwicklung der Artendiversität zusammenfassend sei nochmals betont, dass sie entlang des Störungsgradienten zunächst positiv beeinflusst wird, bevor sie in den stark degradierten Beständen deutlich zurückgeht. Dabei treten ausgeprägte gesellschaftsspezifische Reaktionsmuster auf. Es muss befürchtet werden, dass im Zuge des Artenrückgangs Schlüsselarten ausfallen, welche für die funktionale Diversität im Ökosystem von besonderer Bedeutung sind. Auf die funktionale Diversität dürfte sich auch die strukturelle Verarmung sehr negativ auswirken. In weit fortgeschrittenen Degradationsstadien deuten die negativen Veränderungen der Artendiversität sowie der strukturellen Komplexität und der Produktivität auf stark abnehmende Stabilität und Elastizität der Waldökosysteme hin. Diese Biodiversitätsverluste können unter den skizzierten verschärften Umweltbedingungen bis zur Destruktion der Waldökosysteme führen.

4. Perspektiven einer nachhaltigen Entwicklung

Angesichts der fortgeschrittenen Walddegradierung stellt sich die Frage, ob ein auf Nachhaltigkeit abzielendes Management der Gebirgswälder, ob eine dauerhaft-umweltgerechte Waldnutzung und damit die Erhaltung der Biodiversität überhaupt zu erreichen ist? Die Perspektiven einer nachhaltigen Entwicklung in den nordpakistanischen Hochgebirgsräumen müssen als äußerst ungünstig bezeichnet werden. Es besteht ja weitgehend Konsens darüber, dass sich intergenerationelle Nachhaltigkeit nur erzielen lässt, wenn sie sowohl im ökologischen, im ökonomischen als auch im politisch-gesellschaftlichen Bereich gegeben ist. In keinem der drei Bereiche ist dies momentan der Fall. Als Kernproblem der politisch-sozialen Dimension der Nachhaltigkeit ist die auf den Kaschmir-Konflikt zurückgehende politische Sonderstellung der Northern Areas zu nennen, aus der heraus die degradierungsfördernden politisch-administrativen Rahmenbedingungen der Waldnutzung zu erklären sind. In ökonomischer Hinsicht sind es die Armut breiter Bevölkerungsschichten und die marktwirtschaftlichen Einflussnahmen des waldarmen Tieflandes, die einer nachhaltigen Entwicklung im Wege stehen. In der ökologischen Dimension sind es die langsamen Wachstumsprozesse, die geringe Produktivität der Waldökosysteme und die geringe Regenerationsfähigkeit auf degradierten Standorten, die eine gleichbleibende Nutzungsintensität nur auf einem äußerst niedrigen Niveau zulassen. So erweisen sich Walddegradierung und Biodiversitätskrise als Resultat einer Potenzierung von Ungunstfaktoren aus allen Dimensionen der Nachhaltigkeit. Da größere Veränderungen regionaler/nationaler politisch-ökonomischer Grundmuster nicht zu erwarten sind, werden sich weitere Ressourcenübernutzung, Umweltdegradierung und Biodiversitätsverluste nicht aufhalten lassen. Die weitere Entwicklung der Gebirgswälder Nordpakistans und ihrer Biodiversität muss daher sehr pessimistisch beurteilt werden.

Danksagung

Die Arbeiten in Nordpakistan konnten im Rahmen des DFG-SPP „Kulturraum Karakorum“ durchgeführt werden, wofür ich Prof. Dr. M. Winiger, Bonn, als Koordinator der Phy-

sischen Geographie herzlich danke. Dr. W.B. Dickoré, Göttingen, danke ich für die Bestimmung von Herbarbelegen, meinem Geländeassistenten Mr. I. Khan, Maschen, für die angenehme und erfolgreiche Zusammenarbeit. Mein Dank gilt ebenfalls der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die gewährte finanzielle Unterstützung.

Literatur

- BARTHLOTT, W., LAUER, W. & A. PLACKE (1996): Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. - *Erdkunde* **50**: 317-327.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl. - Springer, Wien-New York.
- CONNELL, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. - *Science* **199**: 1302-1310.
- DHAR, U. (ed.)(1993): *Himalayan Biodiversity: Conservation Strategies*. - Gyanodaya Prakashan, Nainital.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. - Ulmer, Stuttgart.
- ECKHOLM, E.P. (1976): *Losing Ground: Environmental Stress and World Food Prospects*. - Norton, New York.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (1999): *State of the World's Forests 1999*. - FAO, Rome.
- GASTON, K.J. (ed.)(1996): *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. - Blackwell Science, Oxford.
- GASTON, K.J. & J.I. SPICER (1998): *Biodiversity. An Introduction*. - Blackwell Science, Oxford.
- GILMOUR, D.A., BONELL, M. & D.S. CASSELLS (1987): The effects of forestation on soil hydraulic properties in the Middle Hills of Nepal. - *Mountain Research and Development* **7**: 239-249.
- GREIG-SMITH, P. (1983): *Quantitative Plant Ecology*. 3rd ed. - Blackwell, Oxford.
- GRIME, J.P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. - Wiley, London.
- GRÖTZBACH, E. & C. STADEL (1997): Mountain peoples and cultures. - In: MESSERLI, B. & J.D. IVES (eds.): *Mountains of the World - A Global Priority*, pp. 17-38. - Parthenon, New York-London.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. - *Diss. Bot.* **65**. Cramer, Vaduz.
- HAIGH, M.J. (1994): Case 4: Deforestation in the Himalaya. - In: ROBERTS, N. (ed.): *The Changing Global Environment*, pp. 440-462. - Blackwell, Oxford.
- HAMILTON, L.S. (1987): What are the impacts of Himalayan deforestation on the Ganges-Brahmaputra lowlands and delta? - Assumptions and facts. - *Mountain Research and Development* **7**: 256-263.
- HAMILTON, L.S., GILMOUR, D.A. & D.S. CASSELLS (1997): Montane forests and forestry. - In: MESSERLI, B. & J.D. IVES (eds.): *Mountains of the World - A Global Priority*, pp. 281-311. - Parthenon, New York-London,.
- HEYWOOD, V.H. & R.T. WATSON (eds.)(1995): *Global Biodiversity Assessment*. - Cambridge University Press, Cambridge.
- HOFER, T. (1993): Himalayan deforestation, changing river discharge, and increasing floods: myth or reality? - *Mountain Research and Development* **13**: 213-233.
- HUSTON, M.A. (1994): *Biological Diversity. The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. - Cambridge University Press, Cambridge.
- IVES, J.D. (1987): The theory of Himalayan environmental degradation: its validity and application challenged by recent research. - *Mountain Research and Development* **7**: 189-199.
- IVES, J.D. & B. MESSERLI (1989): *The Himalayan Dilemma: Reconciling Development and Conservation*. - Routledge, London-New York.
- IVES, J.D., MESSERLI, B. & M. THOMPSON (1987): Research strategy for the Himalayan region. Conference conclusions and overview. - *Mountain Research and Development* **7**: 332-344.
- IVES, J.D., MESSERLI, B. & R.E. RHOADES (1997): Agenda for sustainable mountain development. - In: MESSERLI, B. & J.D. IVES (eds.): *Mountains of the World - A Global Priority*, pp. 455-466. - Parthenon, New York-London.

- KLÖTZLI, F. (1997): Biodiversity and vegetation belts in tropical and subtropical mountains. - In: MESSERLI, B. & J.D. Ives (eds.): *Mountains of the World - A Global Priority*, pp. 232-235. -Parthenon, New York-London.,
- KREUTZMANN, H. (1989): Hunza. Ländliche Entwicklung im Karakorum. - *Abhandlungen-Anthropogeographie* **44**, Institut f. Geographische Wissenschaften, FU Berlin.
- KREUTZMANN, H. (1997): Vom „Great Game“ zum „Clash of Civilizations“? Wahrnehmung und Wirkung von Imperialpolitik und Grenzziehungen in Zentralasien. - *Petermanns Geographische Mitteilungen* **141**: 163-186.
- KUSTER, H. (1993): Dynamics of forest cover in the Indian Himalaya: an investigation in the upper Beas catchment (Kulu valley, Himachal Pradesh). - In: MESSERLI, B., HOFER, T. & S. WYMANN (eds.): *Himalayan Environment. Pressure - Problems - Processes*. *Geographica Bernensia G* **38**: 55-61.
- LAMPRECHT H. (1980): Zur Methodik waldkundlicher Untersuchungen in Naturwaldreservaten. - *Natur und Landschaft* **55**: 146-147.
- LAWTON, J.H. & R.M. MAY (eds.)(1995): *Extinction Rates*. - Oxford University Press, Oxford.
- LEIBUNDGUT, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse in Urwäldern. - *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **110**: 111-125.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. - P. Haupt, Bern-Stuttgart-Wien.
- LINSENMAIER, K.E. (1998): Biodiversity research: general aspects and state of the art in Germany. - In: EHLERS, E. & T. KRAFFT (eds.): *German Global Change Research 1998*, pp. 12-35. - German National Committee on Global Change Research, Bonn.
- LOVEJOY, T.E. (1980): Changes in biological diversity. - In: *The Global 2000 Report to the President*, Vol. 2 (The technical report). - Penguin Books, Harmondsworth.
- MAGURRAN, A.E. (1988): *Ecological Diversity and Its Measurement*. - Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- MESSERLI, B. & T. HOFER (1992): Die Umweltkrise im Himalaya. Fiktion und Fakten. - *Geographische Rundschau* **44**: 435-445.
- MESSERLI, B. & J.D. IVES (eds.)(1997): *Mountains of the World - A Global Priority*. - Parthenon, New York-London.
- MÜLLER-BÖKER, U. (1997): Die ökologische Krise im Himalaya - ein Mythos? - *Geographica Helvetica* **52**: 79-88.
- MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (1974): Summary report of the workshop. - In: MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (ed.): *International Workshop on the Development of Mountain Environment*, 8-12 December 1974, Munich. Final Report, pp. 3-9. - German Foundation for International Development, Bonn.
- MYERS, N. (1986): Environmental repercussions of deforestation in the Himalayas. - *Journal of World Forest Resource Management* **2**: 63-72.
- NAUMANN, C.M. (1998): Biodiversity - Is there a second chance? - In: BARTHOLOTT, W. & M. WINIGER (eds.): *Biodiversity. A Challenge for Development Research and Policy*, pp. 3-11. - Springer Verlag, Berlin.
- NICHOLSON, D.I., HENRY, N.B. & J. RUDDER (1988): Stand changes in North Queensland rainforests. - *Proceedings of the Ecological Society of Australia* **15**: 61-80.
- PIELOU, E.C. (1969): *An Introduction to Mathematical Ecology*. - J. Wiley, New York.
- PIMM, S.L., MOULTON, S.P. & L.J. JUSTICE (1995): Bird extinctions in the central Pacific. - In: LAWTON, J.H. & R.M. MAY (eds.): *Extinction Rates*, pp. 75-87. - Oxford University Press, Oxford
- PUROHIT, A.N. & U. DHAR (1997): Himalayan tree diversity - an update. - *Proceedings of the Indian National Science Academy* **63**: 187-197.
- SCHICKHOFF, U. (1993): Das Kaghan-Tal im Westhimalaya (Pakistan). Studien zur landschaftsökologischen Differenzierung und zum Landschaftswandel mit vegetationskundlichem Ansatz. - *Bonner Geographische Abhandlungen* **87**. Dümmlers Verlag, Bonn.
- SCHICKHOFF, U. (1995a): Himalayan forest-cover changes in historical perspective. A case study in the Kaghan Valley, northern Pakistan. - *Mountain Research and Development* **15**: 3-18.
- SCHICKHOFF, U. (1995b): Verbreitung, Nutzung und Zerstörung der Höhenwälder im Karakorum und

- angrenzenden Hochgebirgsräumen Nordpakistans. - *Petermanns Geographische Mitteilungen* **139**: 67-85.
- SCHICKHOFF, U. (1998a): Die Degradierung der Gebirgswälder Nordpakistans. Faktoren, Prozesse und Wirkungszusammenhänge in einem regionalen Mensch-Umwelt-System. - *Habil.-Schrift, Universität Bonn*.
- SCHICKHOFF, U. (1998b): Socio-economic background and ecological effects of forest destruction in northern Pakistan. - In: STELLRECHT, I. (ed.): *Karakorum-Hindukush-Himalaya: Dynamics of Change. Culture Area Karakorum Scientific Studies*, Vol. **4/1**, pp. 287-302. - R. Köppe Verlag, Köln.
- SCHICKHOFF, U. (im Druck a): Politische Ökologie der Gebirgswalddegradierung Nordpakistans. - In: *Tagungsberichte und Abhandlungen des 52. Deutschen Geographen-Tages, Leitthemensitzung LTC 3, Hamburg 1999*. Steiner Verlag, Stuttgart.
- SCHICKHOFF, U. (im Druck b): Persistence and dynamics of long-lived forest stands in the Karakorum under the influence of climate and man. - In: MIEHE, G. (Hg.): *Proceedings of the International Symposium on Environmental Changes in High Asia, May 29 - June 1, 1997, Marburg*. - *Marburger Geographische Schriften*.
- SCHLÜTZ, F. (1999): Palynologische Untersuchungen über die holozäne Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte in Hochasien (Nanga Parbat, Karakorum, Nianbaoyeze, Lhasa) und das Pleistozän in China. - *Diss.Bot.* **315**. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- SCHMIDT-VOGT, D. (1990): High altitude forests in the Jugal Himal (Eastern Central Nepal). Forest types and human impact. - *Geocological Research* **6**. F. Steiner, Stuttgart.
- SCHULZE, E.D. & H.A. MOONEY (eds.)(1994): *Biodiversity and Ecosystem Function*. - *Ecological Studies* **99**, Springer Verlag, Berlin.
- SCHWARTZ, M.W., BRIGHAM, C.A., HOEKSEMA, J.D., LYONS, K.G., MILLS, M.H. & P.J. VAN MANTGEM (2000): Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. - *Oecologia* **122**: 297-305.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. - University of Illinois Press, Urbana.
- SOERENSEN, T.A. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. - *Biologiske Skrifter Danske Videnskabernes Selskab* **5**: 1-34.
- STONE, P.B. (ed.)(1992): *The State of the World's Mountains. A Global Report*. - Zed Books Ltd., London-New Jersey.
- STRUCK, E. (2000): Die Weltbevölkerung zum Beginn des 21. Jahrhunderts - Aussichten auf das Ende des Wachstums! - *Petermanns Geographische Mitteilungen* **144**: 6-17.
- THOMPSON, M. & M. WARBURTON (1985): Uncertainty on a Himalayan scale. - *Mountain Research and Development* **5**: 115-135.
- TUCKER, R.P. (1983): The British colonial system and the forests of the Western Himalayas, 1815-1914. - In: TUCKER, R.P. & J.F. RICHARDS (eds.): *Global Deforestation and the Nineteenth-Century World Economy*, pp. 146-166. - Duke Univ. Press, Durham, NC, USA.
- TÜXEN, R. & H. ELLENBERG (1937): *Der systematische und ökologische Gruppenwert. Ein Beitrag zur Begriffsbildung und Methodik der Pflanzensoziologie*. - *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft Niedersachsen* **3**: 171-184.
- VAN DER MAAREL, E. (1993): Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. - *Journal of Vegetation Science* **4**: 733-736.
- VETAAS, O.R. (1997): The effect of canopy disturbance on species richness in a central Himalayan oak forest. - *Plant Ecology* **132**: 29-38.
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J. & J.M. MELILLO (1997): Human domination of earth's ecosystems. - *Science* **277**: 494-499.
- WALKER, B.H. & W.L. STEFFEN (eds.)(1996): *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. - Cambridge University Press, Cambridge.
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. - *Taxon* **21**: 213-251.
- WILSON, E.O. (1985): The biological diversity crisis: a challenge to science. - *BioScience* **35**: 700-706.
- WILSON, E.O. (1997): Introduction. -In: REAKA-KUDLA, M.L., WILSON, D.E. & E.O. WILSON (eds.):

Biodiversity II. Understanding and Protecting Our Biological Resources, pp. 1-3. - J. Henry Press, Washington, DC.

WINIGER, M. (1992): Gebirge und Hochgebirge. Forschungsentwicklung und -perspektiven. - Geographische Rundschau **44**: 400-408.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Udo Schickhoff, Botanisches Institut, Universität Greifswald, Grimmer Str. 88, D-17487 Greifswald

e-mail: schickho@mail.uni-greifswald.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [12](#)

Autor(en)/Author(s): Schickhoff Udo

Artikel/Article: [Umweltdegradierung und Biodiversitätsverluste in Hochgebirgsräumen Südasiens 153-172](#)