



Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt



Zu Beginn der 90er-Jahre in einem Fichtenbestand am Wim-
bachschloß installierte Meßvorrichtung zur Ermittlung der Re-
geninterzeption (= Freilandniederschlag minus Bestandsnieder-
schlag).



Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt

Eine methodische Studie an der Schnittstelle
von Ökosystemforschung und ökologischer Planung

Johann Köppel

Lehrstuhl für Landschaftsökologie II, Technische Universität München-Weihenstephan

Impressum:

Nationalpark Berchtesgaden
Forschungsbericht 29/1995

Herausgeber:
Nationalparkverwaltung Berchtesgaden
im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums
für Landesentwicklung und Umweltfragen

Alle Rechte vorbehalten!

ISSN 0172-0023
ISBN 3-922325-31-9

Satz und Druck:
Berchtesgadener Anzeiger

Dank

Als überzeugter „Grenzgänger“ zwischen Wissenschaft und Praxis bedurfte es eines langen Atems, um diese Arbeit fertigzustellen. Um so tiefer nimmt man aber auch die Unterstützung wahr, die einem dabei zuteil wird.

Prof. Dr. J. Pfadenhauer danke ich in diesem Sinne für seine Geduld, insbesondere jedoch für die konstruktive Kritik, die zum Überdenken so mancher lieb gewordenen Position beitrug. Prof. Dr. Dr. h.c. W. Haber legte mit unmerklicher Hand durch das von ihm vermittelte theoretische Rüstzeug ein Fundament, das sich mir auch jenseits dieser Arbeit in der täglichen Praxis als fruchtbar und tragfähig erweist. Auch dafür möchte ich Ihm danken.

Bei der Textbearbeitung und beim Layout leisteten Marianne Huber und Andrea Trost wahrlich Schwerstarbeit; Brigitta Leutert und Gerlinde Grabein trugen ebenso mit an dieser technischen und rein feminin bewältigten Last. Zur Milderung dieser allzu klassischen Rollenverteilung sei Dipl.-Ing. W. Jung ins Feld geführt, der scheinbar mühelos und vorzugsweise an Wochenenden das Processing im Geographischen Informationssystem leistete – unter wohlwollender Duldung durch Herrn Dipl.-Ing. M. Sittard.

Das Arbeiten in einem interdisziplinären Forschungsvorhaben ermöglicht die Überwindung von Fachegoismen und -eitelkeiten, bringt aber auch die Nutzung im Team entstandener, „ökosystemarer“ Teilbeiträge mit sich (in der Arbeit zumeist durch Exkurse abgegrenzt). Hier bin ich den Kollegen aus der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ zu Dank verpflichtet, insbesondere Dipl.-Ing. Th. Herrmann und Dipl.-Ing. H.F. Kerner. Dr. d'Oleire-Oltmanns war mir der zuverlässigste Gewährsmann bei der Vermittlung Berchtesgadener Lokalkolorits.

Eine dankbar aufgenommene Horizonterweiterung widerfuhr mir auf der „Nord-Süd-Achse“. Dafür stehen Dr. W. Windhorst und Dr. H. Strasser. Für die west-östliche Relativierung unserer Forschungsanstrengungen bedanke ich mich bei Frau Dipl.-Geogr. B. Großer und Frau Dipl.-Geogr. K. Mattern.

Freundschaftliche und daher unersetzbare Motivationspakete gaben mir Dr. L. Spandau und Dr. Ch. Bosch mit auf den Weg. Wie es schließlich gelingen könnte, meiner Frau und der Kinderschar Dank zu erweisen, soll unser ganz privates Geheimnis bleiben.

Johann Köppel

Einzelne genaue Messungen sind sehr wertvolle „Bausteine“. Sie bilden aber nur Steinhäufen, wenn man sie nicht zu ganzen Gebäuden zusammenfassen kann. Man muß als Ökologe vom Ganzen ausgehen, erst eine Vorstellung vom „Gebäude“ haben, um dann die Lücken durch gezielte Messungen mit noch fehlenden „Bausteinen“ auszufüllen.

Heinrich Walter, 1985

Da von vorn herein die volle Komplikation des Geschehens in einem Ökosystem weder erfaßt noch dargestellt werden kann, ist für die Ökosystemforschung das Problem der zulässigen und sinnvollen Generalisierung ... ebenso wichtig wie die Aufgabe, die funktionellen Abläufe quantitativ zu erfassen und für die verschiedenartigen Ökosysteme vergleichbar zu machen.

Jürgen Schwoerbel, 1980

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt von Johann Köppel	7
1 Einleitung und Zielsetzung	7
2 Hintergrund: Theoretische Grundlagen, Konzepte, Definitionen	10
2.1 „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“	10
2.1.1 Theoretischer Hintergrund, „Erhebungsphase“	10
2.1.2 Das „ökologische Bilanzmodell“	12
2.1.3 „Synthesephase“: Räumliche Differenzierung von Umweltqualitätszielen	12
2.2 Methodische Ansätze zur Regionalisierung	13
2.2.1 Induktive Regionalisierung	13
2.2.2 Integration durch Maßstabsaggregation	13
2.2.3 Deduktive Regionalisierung („Potentialansatz“)	14
2.3 Exkurs: Von Geographischen zu Umwelt-Informationssystemen	16
2.4 Zur „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“	17
2.4.1 Handlungsbedarf zur Definition und Operationalisierung	17
2.4.2 Aspekte einer prozeßorientierten Klassifikation	17
2.5 Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt	19
2.5.1 Interzeption	19
2.5.2 Transpiration	19
2.5.3 Verdunstungsermittlung	20
2.5.4 Verbleibende Wasserhaushaltsgrößen	21
2.5.5 Klimatische Charakteristik des Untersuchungsgebietes	21
3 Methodik	22
3.1 „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“: Teilprojekt „Vegetation“	22
3.2 Arbeitshypothesen	24
3.3 Methodischer Überblick	24
3.3.1 Exkurs: Kartierung Realnutzung (Vorphase)	24
3.3.2 Phase 1: Inventarisierung von Hilfsgrößen	24
3.3.3 Phase 2: Ableitung des Datenmodells	26
3.3.4 Phase 3: Iterative „Kalibrierung“ des Datenmodells	27
3.3.5 Phase 4: Anwendung des Datenmodells in der ökologischen Planung	29
4 Ableitung des Datenmodells	33
4.1 Regionalisierung der Indikatoren der „Pflanzendecke“ (Hilfsgrößen)	33
4.1.1 Floristisch-strukturelle Merkmale	33
4.1.2 Physiognomisch-strukturelles Merkmal	33
4.1.3 Floristisch-synthetisches Einzelmerkmal	33
4.2 Potentieller Beitrag der Vegetation zur Verdunstung der Realnutzungstypen	37
4.2.1 Eckwerte aus der Literatur zur Interzeption	37
4.2.2 Eckwerte aus der Literatur zur Transpiration	42
4.2.3 Exemplarische Ableitung der prozeßorientierten Kenngrößen Interzeption (INTER/P) und Transpiration (TRANSP)	44
4.2.4 Datenmodell des Beitrags der Vegetation zum Wasserhaushalt (Verdunstung)	47
5 „Kalibrierung“ des prozeßorientierten Datenmodells	55
5.1 Abiotische Rahmenbedingungen des Prozeßbeitrags der Verdunstung	55
5.1.1 Exkurs: Niederschlags- und Verdunstungsverhältnisse im Biosphärenreservat nach ENDERS (1979)	55
5.1.2 Exkurs: Gebietsverdunstung in den Alpen nach BAUMGARTNER et al. (1983)	62
5.2 Exkurs: Hinweise zur Validierung des Datenmodells	69
6 Anwendung des Datenmodells in der ökologischen Planung	71
6.1 Prozeßorientierte Kenngrößen der Vegetation zur räumlichen Differenzierung von Umweltqualitätszielen	71
6.1.1 Exkurs: Hydraulisch bzw. bodenphysikalisch wirksame Kenngrößen der Vegetation	72
6.2 Konkurrierende Qualitätsziele für die Vegetation?	79
6.2.1 Exkurs: „Wieviel Trollblumen braucht der Nationalpark?“	79

	Seite	
7	Schlußdiskussion und Ausblick	83
8	Zusammenfassung	87
9	Literaturverzeichnis	88
9.1	Publizierte Quellen	88
9.2	„Graue“ Literatur	93
10	Anhang	96

Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt im Biosphärenreservat Berchtesgaden

Johann Köppel

1 Einleitung und Zielsetzung

Der Sammelbegriff der „ökologisch orientierten“ oder einfach „ökologischen Planung“ umfaßt eine Reihe von Verfahren, die neben der Integration sektoraler Grundlagen den Anspruch erheben, zumindest ansatzweise ressourcenübergreifend zu arbeiten bzw. von einem ökosystemaren Grundkonzept auszugehen (FRÄNZLE et al. 1991). Die idealtypischen Bausteine ökologischer Planungsverfahren beinhalten, unter welcher Begrifflichkeit auch immer, eine fundierte Beobachtung und Bewertung des jeweils aktuellen Umweltzustandes und seines Veränderungspotentials (KNAUER 1990, 1991).

Die methodischen Bausteine ökologisch orientierter Planungsverfahren befinden sich noch im Stadium der Entwicklung; mitunter fehlt gar noch eine ausreichende fachgesetzliche Basis bzw. verfahrensrechtliche Regelung (vgl. KÖPPEL et al. 1992). Auch ist offen, ob sich eines Tages eine übergeordnete „Umweltleitplanung“, z.B. durch eine entsprechende Weiterentwicklung der Landschaftsplanung, verwirklichen lassen wird (ERBGUTH 1991).

Die derzeit realisierbare Praxis der ökologischen Planung kann u.a. in der Umweltverträglichkeitsprüfung (KÖPPEL & JESSEL 1990), der Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft gemäß § 8 BNatSchG (JESSEL et al. 1990) oder im Rahmen umfassend verstandener Naturschutzkonzeptionen (PFADENHAUER & KRÜGER 1991) erfolgen. Bei der Ableitung von ökologischen Leitbildern und Umweltqualitätszielen (KNAUER 1990, STRASSER 1990) sowie beim Aufbau von Umwelt-Informationssystemen (ZÖLITZ 1989, KNAUER 1991) werden Grundzüge der ökologischen Planung berührt. Und schließlich wird eine integriert und ökosystemar verstandene Umweltbeobachtung (SRU 1990, SPANDAU et al. 1990) an ihrer Einsatzfähigkeit für ökologische Planungsverfahren gemessen werden.

In der Praxis der ökologischen Planung besteht jedoch ein entscheidendes Dilemma, denn in den seltensten Fällen kann eine umfangreiche und zeitintensive Datenerhebung durchgeführt werden, ganz abgesehen von dabei auftretenden methodischen Defiziten oder Bewertungsfragen. Hinzu tritt das Regulativ der Finanzierbarkeit fundierter Untersuchungen im Planungsalltag; allenfalls in Großprojekten mit entsprechendem Öffentlichkeitsdruck lassen

sich i.d.R. umfangreiche Untersuchungen und eine weitergehende Verfolgung ökologischer Wirkungszusammenhänge realisieren (KÖPPEL et al. 1991, MAYER et al. 1991 a und b).

Demnach müssen für das letztendlich angestrebte Planungsziel, also politische Entscheidungen und das Ergreifen von Maßnahmen, „Indizienbeweise“ genügen, d.h. eine gegenseitige Optimierung von (möglichst plausiblen) ökologischem Erfahrungswissen und (möglichst validem) ökologisch-quantitativem Wissen wird auf absehbare Zeit die Grenzen des sinnvoll Machbaren abstecken (LENZ 1991). Der Forschungsbedarf an methodischen Weiterentwicklungen zum erfolgreichen Umgang mit dieser Parallelität von Erfahrungs- und quantitativem Wissen spiegelt sich wider in einem recht unfruchtbaren Streit um die Gewichte grundlagenorientierter Forschung einerseits sowie einer deutlicher anwendungsorientierten Ausrichtung der jungen ökologischen Wissenschaft andererseits (TOBIAS 1990).

Dabei darf jedoch nicht übersehen werden, daß gerade in jüngerer Zeit ein deutlicher Schub zugunsten letzterer Forschungsausrichtung in Deutschland verzeichnet werden kann. Die entsprechenden Initiativen gehen dabei zunehmend auch von der ökologischen Forschung des BMFT (Bundesminister für Forschung und Technologie) aus. Stellvertretend für eine Reihe von Vorhaben seien das Rahmenkonzept „Ökologische Forschung in Stadtregionen und Industrielandschaften (Stadtökologie)“ (BMFT 1991) sowie die geplante „Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland“ (HENLE & KAULE 1991) genannt.

Schon frühzeitig hatte jedoch das Umweltbundesamt (UBA, mittlerweile beim Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) eine Reihe von Demonstrationsvorhaben zur ökologisch orientierten Planung auf den Weg gebracht. Dabei wird es vor allem als Aufgabe der Ökosystemforschung und der ökosystemaren Umweltbeobachtung gesehen, den Anwendungsbezug herzustellen und zur ökologischen Planung überzuleiten (TOBIAS 1990, KNAUER 1990). Beispiele aus jüngerer Zeit für diesen UBA-Förderschwerpunkt sind die Projekte im Wattenmeer (vgl. z.B. LEUSCHNER 1987) oder die „Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die ökologisch orientierte Planung auf der Grundlage der regionalisierenden Umweltbeobachtung am Beispiel Schleswig-Holstein“ (FRÄNZLE et al. 1991).

Jene Projekte wurden vom Umweltbundesamt in einer Reihe mit einem Pilotvorhaben gesehen, das bereits seit Anfang der 80er Jahre gefördert worden war und dessen

methodische und wissenschaftsorganisatorische Ansätze mittlerweile von anderen modifiziert aufgenommen und weitergeführt wurden: der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“, dem deutschen Beitrag zum MAB-6 Hochgebirgs- (und Tundren-)Programm der UNESCO (HABER et al. 1983 und 1990, SCHALLER & SPANAU 1987, KERNER et al. 1991 b). Dieses Projekt bildete auch den Rahmen für die vorliegende Arbeit. Wie so oft im Falle anwendungsorientierter Forschungsansätze (WIEGLEB & BRÖRING 1991) zog sich auch die „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“ Kritik im Spannungsfeld zur grundlagenorientierten Forschung zu.

Aus den Unzulänglichkeiten der aktuellen Praxis der ökologischen Planung einerseits und dem nach wie vor oft schwierigen Stand angewandter Ansätze in der „Forschungslandschaft“ andererseits resultierte die wesentliche Motivation für die vorliegende Arbeit: Waren die im folgenden dargestellten Beiträge zur „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ geeignet, um im Spannungsfeld zwischen den pragmatischen Anforderungen der ökologischen Planung einerseits sowie der wissenschaftlichen Absicherung im Grundlagenbereich andererseits zu bestehen?

Damit wird auch hier die wohl grundlegendste Zielsetzung des Berchtesgadener Projekts verfolgt, nämlich die ökologische Forschung i.w.S. auf der einen Seite mit ihrer Aufgabe, Strukturen und Funktionen von Ökosystemen und Landschaften zu untersuchen, und der ökologischen Planung auf der anderen Seite, deren Aufgabe u.a. in der Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung und Anwendung von Umweltqualitätszielen besteht, zu verbinden (KNAUER 1990, TOBIAS 1991 a, vgl. Abb. 1.1).

Mit der Betrachtung dieser Schnittstelle zwischen ökologischer Forschung und Planung wird eine zentrale, kaum ausformulierte, aber immanente Arbeitshypothese des Berchtesgadener Vorhabens zur Diskussion gestellt: Es sei an der Zeit, eine Vielzahl bereits durchgeführter, prozessorientierter Studien, nicht zuletzt aus der Ökosystemforschung (wie im Solling, ELLENBERG et al. 1986 oder in Österreich, CERNUSCA 1984) zu nutzen, um ohne die Möglichkeit aufwendiger und zeitintensiver Erhebungen und Meßprogramme planungsrelevante Ableitungen darlegen zu können. Ökosystemforschung und hochauflösen-

de, langfristige Umweltbeobachtung (Monitoring) sind nur auf repräsentativ auszuwählenden, wenigen Punkten und Flächen möglich.

Erst die Übertragung der Ergebnisse auf andere und größere Flächen ermöglicht den Anwendungsbezug im Planungs- und Politik-Umfeld (ZÖLITZ-MÖLLER 1991). Deshalb müssen flächenbezogene Modellvorstellungen auf der Betrachtungsebene von Ökosystemen und der Landschaft erarbeitet werden (LENZ 1991). HABER (1992) formte in diesem Sinne in jüngerer Zeit den Begriff „Landschaftssystemforschung“ (vgl. Kap. 7):

Für den Transfer großmaßstäblicher Ergebnisse aus der ökologischen Forschung in eine kleinmaßstäbliche Anwendung wie im Rahmen der ökologischen Planung hat sich der Begriff „Regionalisierung“ eingebürgert (vgl. z.B. GOSSMANN 1991 oder LTG 1991). Die dabei erforderlichen und gerade aus Sicht der Planung so wünschenswerten Extrapolationen in Raum und Zeit bedeuten in systemökologischer Betrachtung einen Brückenschlag über mehrere Organisationsebenen hinweg (HABER 1990).

Ein solcher „Spagat“ (LENZ 1991) erfolgt auch an zentraler Stelle der vorliegenden Arbeit, indem versucht wird, ökosystem- und landschaftsbezogene Ableitungen und Bewertungen naturhaushaltlicher Prozesse vorzunehmen. Damit wird eine weitere Schnittstelle von ökologischer Forschung und Planung in den Mittelpunkt gerückt, denn die Betrachtung naturhaushaltlicher Prozesse und der damit einhergehenden „Funktionsfähigkeit“ von Ökosystemen und Landschaften liegt keineswegs allein im Interesse der Ökosystem- bzw. Landschaftssystemforschung.

Letztere nehmen für sich zwar als grundlegendes Ziel u.a. die Erarbeitung von Kriterien zur Be- und Entlastbarkeit repräsentativer Ökosysteme und Ökosystemkomplexe in Anspruch (z.B. gemäß einer Definition bei MÜLLER & FRÄNZLE 1991). Die dabei zum Ausdruck gebrachte Umschreibung des – bisher kaum definierten – Sammelbegriffs der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ aus den §§ 1 und 2 des Bundesnaturschutzgesetzes wird in Anlehnung an den Gesetzestext auch als ein Leitbild der ökologischen Planung verstanden („optimale Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts“, TOBIAS 1990).

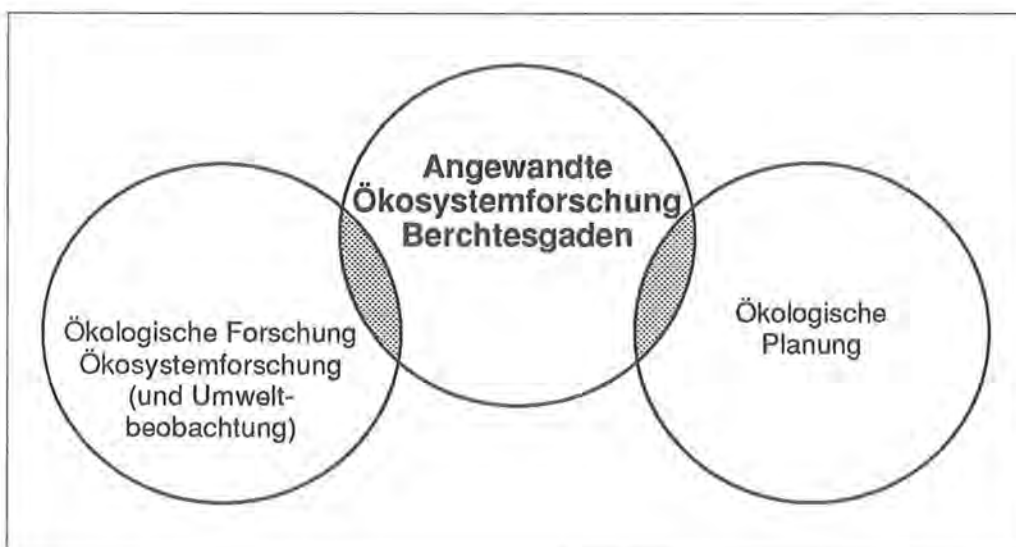


Abb. 1.1:
Stellung der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ an der Schnittstelle von Forschung und Planung.

Der politische Willensbildungsprozeß hat aufgrund der teilweisen Erfolglosigkeit der bisherigen Naturschutzpolitik (HÜBLER 1990) eine grundsätzliche Novellierung des BNatSchG eingeleitet. Insbesondere der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1987) hatte diese Notwendigkeit dargelegt. Mit dieser zweiten Novellierung soll insbesondere auch bislang vernachlässigten Hauptzielen des Naturschutzes in einem integrierten Sinne Nachdruck verliehen werden (ARL 1991). Denn Naturschutz wird bislang (abweichend vom Gesetzesauftrag) allzu ausschließlich als Arten- und Biotopschutz verstanden (ebd.). Dabei provozieren gerade die Ergebnisse diverser ökosystemarer Forschungsansätze eine nicht nur komponenten-, sondern auch funktionsbezogene Betrachtungsweise der Landschaft (PFADENHAUER 1991). Der Novellierungsbedarf betrifft ganz wesentlich auch das elementare Teilziel, die „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ (§§ 1 und 2 BNatSchG) näher zu definieren und besser zu instrumentalisieren (GASSNER, WINKELBRANDT, mdl. Mitteilung).¹⁾

Der Handlungsbedarf zur Operationalisierung dieses Rahmenziels aus dem BNatSchG leitet sich also nicht nur aus wissenschaftlicher Neugierde ab, sondern wird entscheidend aufgrund der aktuellen methodischen Defizite des Naturschutzes (PLACHTER 1990 a) und der ökologischen Planung gesehen. In vorliegender Arbeit wird versucht, aus Sicht der Vegetation, einen methodischen Beitrag zu einer solchen funktionalen bzw. an Prozessen orientierten Betrachtung und damit zur Beschreibung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ zu leisten. Dabei besteht Klärungsbedarf, wie dieses Rahmenziel verstanden werden soll. Die Vegetation wird dabei als elementare Prozeßeinheit der Landschaft (MOSIMANN 1990) aufgefaßt.

Es gilt also, ökologische Daten für zu treffende Planungsentscheidungen zu operationalisieren (BLAB 1988). Besondere Schwierigkeiten ergeben sich mittlerweile aber weniger bei der experimentellen Erfassung des „Naturhaushalts“ als bei der Ableitung einfacher und allgemein durchführbarer Schätzungen, denn allein schon vom Aufwand betrachtet scheidet die kausalanalytische und induktive Verfahrensentwicklung oftmals aus (HEEB & MOSIMANN 1991). Deshalb müssen in der ökologischen Planung weitgehend deduktive, durch ein hohes Maß an Empirie geprägte Ableitungen erfolgen; das Problem muß auf der Basis einfach bestimmbarer Indikatoren oder Hilfsgrößen gelöst werden können (ebd.).

Zur Erreichung dieser Ziele werden zunehmend raumbezogene EDV-Instrumentarien herangezogen, die nicht zu-

letzt aus der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ einen wesentlichen Entwicklungs- und Akzeptanzschub erfuhren und vielfältige Anwendungen im Rahmen der ökologischen Forschung und Planung provozierten (vgl. z.B. ASH-DOWN & SCHALLER, Hrsg. 1990). Gerade für die ökologische Forschung i.w.S. ist es von Bedeutung, unter anwendungsorientiertem Aspekt die Erkenntnisse planungsrelevant und flächenbezogen in ein Informationssystem zu integrieren; damit sollen letzten Endes prognostisch nutzbare Entscheidungsgrundlagen geschaffen werden (MÜLLER & FRÄNZLE 1991). Auch für die vorliegende Arbeit war der Einsatz eines Geographischen Informationssystems wesentliche und hilfreiche Rahmenbedingung.

Zusammenfassend kann die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit also dahingehend beschrieben werden, an der Schnittstelle von ökologischer Forschung und Planung (vgl. Abb. 1.1) einen methodischen Beitrag zur Operationalisierung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ mit Hilfe der als Prozeßeinheit verstandenen Vegetation zu leisten.

Gemeint ist damit der Versuch, prozeßorientierte Kenngrößen der Vegetation für ein Spektrum von Ökosystemen in einem nordalpinen Höhengradienten abzuleiten und mit Hilfe vor Ort erhobener und regionalisierter Hilfsgrößen der „Pflanzendecke“ zu differenzieren. Die ausgewählten Kenngrößen stammen aus dem Bereich des von der Verdunstung der „Pflanzendecke“ wesentlich geprägten Wasserhaushalts der Ökosysteme und der Landschaft. Einige andere Merkmale der Vegetation werden jedoch zur Verdeutlichung methodischer Teilaspekte in Exkursen herangezogen. Die Bezeichnung „Kenngröße“ schließlich wurde aufgrund des indikatorischen Begriffsinhalts und ihrer Verwendung in der Informationstechnik gewählt.²⁾ MOSIMANN (1990) spricht von Prozeßkennwerten.

Eine iterative „Eichung“ im Hinblick auf die abiotischen Rahmenbedingungen der Verdunstung wird für das überwiegend deduktiv entstehende und die „potentielle Leistungsfähigkeit“ der Vegetation beschreibende Datenmodell vorgenommen. Als exemplarische Anwendung des Datenmodells in der ökologischen Planung werden regionalisierte Umweltqualitätsziele zum Wasserhaushalt abgeleitet. Im Vordergrund steht dabei stets die durchgängige Entwicklung eines methodischen Pfades gemäß den genannten Etappen (Semi-Quantifizierung, Eichung, Anwendung in der ökologischen Planung).

¹⁾ Expertenanhörung zur Weiterentwicklung der Landschaftsplanung am 14.1.1991 in der BFANL Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg.

²⁾ Kenngrößen werden beschrieben als Daten mit Orts- und Zeitbezug, die eine Beurteilung von Umweltzuständen, sowohl im Hinblick auf Schutzgebühr als auch auf gewollte und ungewollte Eingriffe in den Naturhaushalt erlauben (McKINSEY 1989).

2 Hintergrund: Theoretische Grundlagen, Konzepte, Definitionen

2.1 „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“

Im folgenden wird lediglich das Ziel verfolgt, den „Nährboden“ dieses Projekts für die vorliegende Arbeit zu verdeutlichen. In aller Kürze werden der theoretische Hintergrund sowie wesentliche Aspekte der „Erhebungsphase“ (1984 – 1988) erläutert. Ein gesonderter Abschnitt (Kap. 2.1.2) dient dabei dem Grundverständnis des sog. „ökologischen Bilanzmodells“ (KERNER et al. 1991 b); Kap. 2.1.3 ist den Intentionen in der „Synthesephase“ des Projekts gewidmet („Methoden zur Regionalisierung und Operationalisierung von Umweltqualitätszielen“, KERNER et al. 1990). Das Selbstverständnis des Projekts zu methodischen Fragen der Regionalisierung wird in Kap. 2.2 noch einmal aufgegriffen.

Zusammenfassende Darstellungen des Projekts können dem Schlußbericht über die Arbeiten in den Teilprojekten während der „Erhebungsphase“ entnommen werden (HABER et al. 1990). Zur Dokumentation des erarbeiteten Methodenspektrums wurde ein gesonderter Werkstattbericht publiziert (KERNER et al. 1991 b).

2.1.1 Theoretischer Hintergrund, „Erhebungsphase“

Die „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“ wurde seit Anfang der 80er Jahre bis 1991 im Rahmen des Umweltforschungsplans vom Umweltbundesamt gefördert. Es war als interdisziplinäres Verbundprojekt im Sinne eines deutschen Beitrags zum MAB-Programm konzipiert worden. MAB steht für „Man and the Biosphere“ und wurde von der UNESCO als langfristig angelegtes, ökologisches Forschungsprogramm mit einer auch umweltdidaktischen Komponente ins Leben gerufen (vgl. FRANZ 1984, UNESCO 1988, BRETTSCHEIDER 1990).

Gegenstand der „Erhebungsphase“ (1984 – 1988) waren neben den Arbeiten in den einzelnen Teilprojekten³⁾ die Detaillierung der methodischen Konzeption, die Erarbeitung thematischer Fallstudien als Methodentests (HABER, Hrsg. 1986, SPANDAU 1988, KERNER & SPANDAU 1990), Modellentwicklungen sowie die Erstellung und Dokumentation der digitalen Datenbasis. Das gesamte Untersuchungsgebiet, das heutige Biosphärenreservat Berchtesgaden mit einer Gesamtfläche von ca. 460 km², sollte durch die vertiefende Datenerhebung in vier „Test-



Abb. 2.1.: Nationalpark Berchtesgaden und Vorfeld (= Biosphärenreservat) mit den vier Testgebieten der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“.

gebieten“ (mit ca. 17 % der Fläche des Gesamtgebiets, vgl. Abb. 2.1) möglichst repräsentativ erfaßt werden.

Das Spektrum der im Biosphärenreservat Berchtesgaden auftretenden Ökosysteme wird geprägt durch den Höhenunterschied von ca. 600 m bis ca. 2.600 m. Es dominieren Wälder und Forste mit ca. 25.000 Hektar, gefolgt von alpinen Bereichen mit ca. 14.000 ha. Grünland auf Almen und im Talbereich nimmt ca. 4.500 ha ein, während auf Siedlungen und Verkehrsflächen lediglich ca. 1.000 ha entfallen. Karte 2.1 zeigt für den im folgenden zumeist gewählten Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet die Landnutzung.

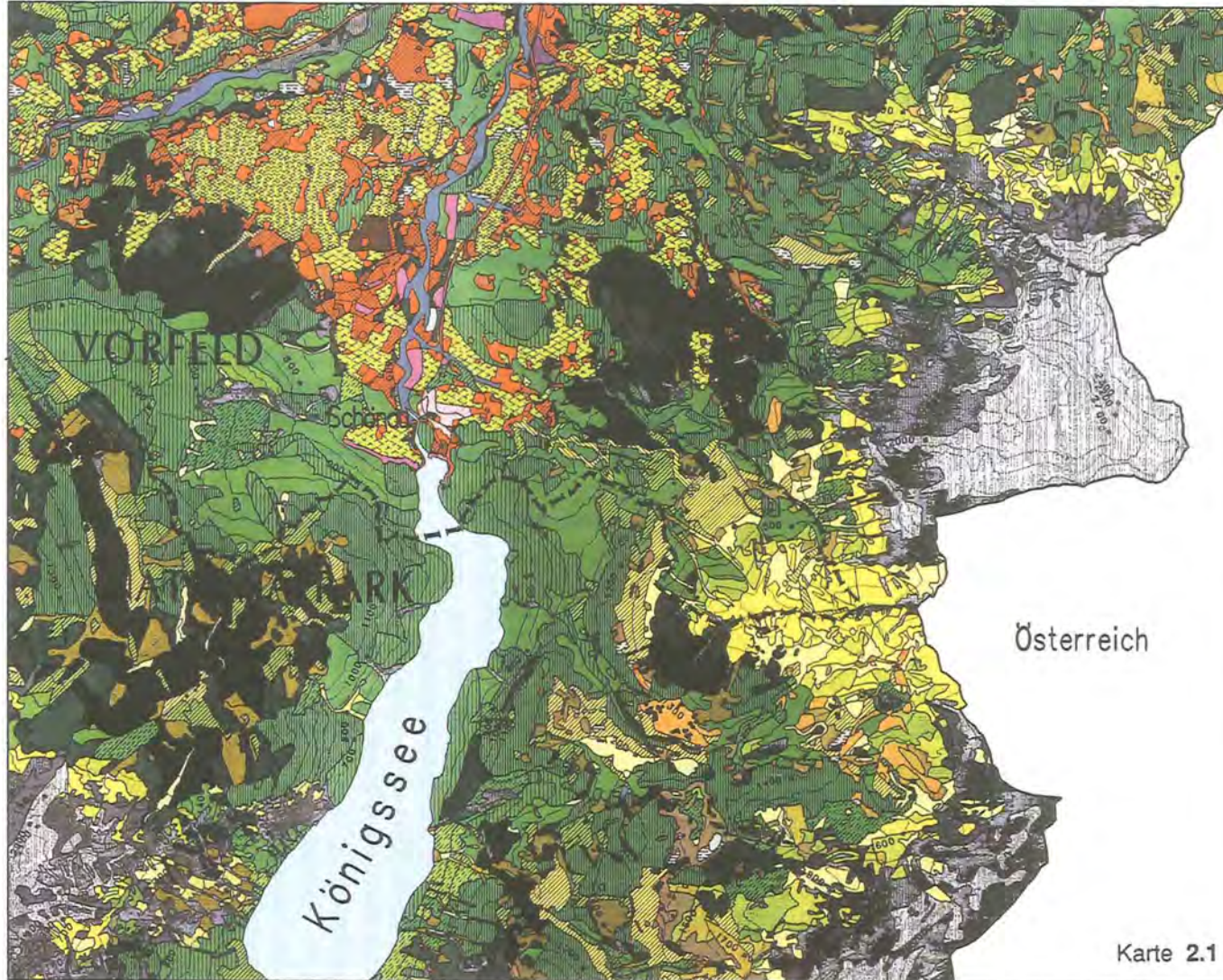
Der in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ verfolgte Weg stellt einen Versuch dar, die Betrachtung von Ökosystemen auf höhere Organisationsebenen auszudehnen, also insbesondere auf Ökosystemkomplexe (Landschaften) sowie Mensch-Umwelt-Systeme mit ihren sozioökonomischen Komponenten (HABER 1990). Zur modellhaften Abbildung eines solch weitgefaßten Ansatzes wurde eine Methode zugrundegelegt, die unterschiedliche Niveaus von Datendichte und Anwendungsbezug beinhaltet („hierarchische Systemmethode“, erläutert z.B. in TOBIAS 1991 a und b).

Auf der sog. „Räumlichen Ebene“ (vgl. Abb. 2.4) stand die Verbreitung einiger, das System charakterisierender Parameter im Mittelpunkt. Dabei wurde u.a. versucht, die Resultate punktuell quantifizierender Felduntersuchungen zu aggregieren, um sie für die Betrachtung der Landschaft verfügbar zu machen („Regionalisierung“, vgl. Kap. 2.2). Für deskriptive Statistik, Überlagerungen sowie Input-Output-Analysen von Ökosystemen und Landschaftsausschnitten wurde ein Geographisches Informationssystem (GIS) eingesetzt (ASHDOWN & SCHALLER 1991, vgl. Kap. 2.3).

Dieses GIS (Software ARC/INFO, SCHALLER 1989) wurde für den gesamten Nationalpark Berchtesgaden und

³⁾ Integrierte Teilprojekte: Systemtheorie, Systemanalyse, Formale Systemanalyse, Administration und Organisation, Datenaufbereitung/Kartographie, Projektmanagement. Sektorale Teilprojekte: Vegetationskunde, Limnologie, Zoologie, Geologie/Boden, Klimatologie, Hydrologie, Luftbelastung, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Technik, Tourismus, Verkehr/Transport, Sozioökonomie, Ökonomie, Demographie, Landschaftsästhetik, Öffentlichkeitsarbeit.

Testgebiet "Schönau"



Realnutzung

Karte 2.1

MAB - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

<p>VEGETATION UND STANDORTE ÜBERHAUPT</p> <p>DE ALPINE WALDCEINZE</p> <ul style="list-style-type: none"> Grüner, enger Schnee Fels, Karrenfelder Fels mit alpinen Baum Fels mit ausseren Lärchen- gruppen oder Kalmen Gesteinschutt und -fluren Gesteinschutt mit alpinen Lärchengruppen Alpine Baum Lärchengeläch Stülpste im Lärchenbereich Zwergstrauchheiden Grünergeläch <p>GEWÄSSER UND GEWÄSSERGLEICHENDE STRUKTUREN</p> <ul style="list-style-type: none"> See, Weiher, Teich Fluß, Bachlauf, Kanal, Graben, Abfluss Quelle, Quelltur Hoch- / Übergangsmoor Niedermoor, Naltness Bänke, Grabengraben, Waldengeläch Verlandungsstadien an Stützgewässern Gehölz, Hochstufenaum, Uferfluren an Stützgewässern Schotterbank <p>KLEINSTRUKTUREN</p> <ul style="list-style-type: none"> Einzeltbaum, Baumgruppen Heide, Geläch Busch- und Strauchbestand Waldmauer, Feldgehölz, Trette Blüchung, Stufensteil Felsen, Ostien, Hangaufbauung <p>SIEDLUNG</p> <ul style="list-style-type: none"> Bauernhaus, Waller, Ein- / Zweifamilienhaus Ein- / Zweifamilienhaus Birkenhaus Geschoßhaus Ortskern <p>VERKEHRE</p> <ul style="list-style-type: none"> Strasse, Forststrasse, Weg Feld- und Wanderwege Parkplatz Fußgängerzone Behältnis, Bahngelände Schiffanlegestelle, Einflusse Bergbahn, Liftstation 	<p>WALD- UND FORSTSTRECKENSCHAFTEN</p> <ul style="list-style-type: none"> Gehölzgruppen auf Fels Lärchenbestände, z.T. mit Zirben, Lärchen, alpine Esen auf Fels Lärchenwald Lichter Berglärchenwald Schneehelme-Eichenwald Aufglockerte Wälderbestände auf mittleren Ständen Schlichtwald Übergr-Nadelwald Berg-Nadelwald Überwiegend Laubholz Überwiegend Nadelholz Fichten-Lärchenwald Nadelhorst (Fichte) Gehölzsalzosen, Kahlschlag, Windwurf Waldrand Naturverdrängung Aufforstung (Nadel-Laubgehölz) Aufglockerte Mischwald Aufglockerte Nadelwald Aufglockerte Laubwald Ständebaugarten, Gehölzflutung <p>LAND- UND ALMWIRTSCHAFTLICHE FLÄCHEN</p> <ul style="list-style-type: none"> Beweidete, geringe Anmäßen, z.T. zugleich Stülpste Mähweiden mit Stülpste, gelegente Stülpste Auenfläche in Salzsäure Hochstufenaum, Unkraut- Lagerfluren, Purdeien Magerweiden, u.a. auf Beckenfluren Beweidete Beckenfluren Hütungen, Schafweiden, Strohweiden, extrem bewirtschaftete Weiden Mähweiden mittlerer Intensität Grünweiden Dücker, Futtermaienbau <p>DINNTREIBUNG</p> <ul style="list-style-type: none"> Örtliche Gehölze, Schule, Erbsen, Krankebau u.a. Hotel, Gaststätte Bergkabinen Sport- und Freizeitanlagen Gartenanlagen, Friedhof Sendemast <p>INDUSTRIE, GEWERBE, ENTWÄHNSTELLEN</p> <ul style="list-style-type: none"> Industrie-, Gewerbegebiet Ölgerichte, Gärten, Tankstelle u.a. Entnahmestellen Kilntrasse
--	--

0 250 500 1000 m

Institut für Landespflege und Botanik
Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München
8050 Freising - Weihenstephan

Nationalparkverwaltung Berchtesgaden
8240 Berchtesgaden
Doktorberg 6

ESRI Gesellschaft für Systemforschung
und Umweltplanung mbH
8051 Kranzberg, Ringstraße 7

sein Vorfeld im Maßstab 1:10.000 aufgebaut. Die Abgrenzung von Ökosystemen in einem Gradienten der Nutzungsintensität (vgl. z.B. HABER 1986 b) führte zur Auscheidung von Landnutzungseinheiten (Realnutzungstypen), vom Siedlungsbereich in den Tälern über Almen sowie Wald- und Forstgesellschaften verschiedener Naturnähe bis hin zur subalpinen und alpinen Höhenstufe (vgl. Karte 2.1). Diese Kartierung wurde zusammen mit ihren Sachdaten (Attributen) digitalisiert und mit einem digitalen Höhenmodell des Untersuchungsgebietes zu einer kombinierten Auswertungskarte (-geometrie) verknüpft.

Die von den Teilprojekten gemäß den Anforderungen eines interdisziplinären Datenkatalogs erarbeiteten und den o.a. Realnutzungstypen zugeordneten Daten wurden als entsprechende Datenbankstrukturen abgestufter Informationsdichte gehalten, in sog. „Merkmalstabellen“ (vgl. Kap. 3.3). Diese interdisziplinär angelegten Matrices vereinigen eine Vielzahl von Informationen der Teilprojekte zu i.d.R. ein- und derselben räumlichen Bezugseinheiten, eben den Realnutzungstypen (naturwissenschaftliche bis hin zu sozioökonomischen Parametern).

Die Betrachtung ganzer Ökosystemkomplexe (Landschaften) fordert jedoch ihren Preis (HABER 1990): So wird verständlich, daß neben klassischen Untersuchungsformen vor Ort und im Labor und der statistischen Absicherung der Resultate vielfach ergänzende Formen der Datenerhebung gewählt werden mußten (Literaturauswertungen, Inter- und Extrapolationen, Experteneinschätzungen etc.). Dies bedeutet also, daß es sich in weiten Bereichen um eine Sekundärdatenbasis handelt, zu deren Darstellung Abstrahierungen erforderlich waren. Wesentliches und hochgestecktes Ziel eines solchen Ansatzes war es, in einem Balanceakt zwischen holistischer und reduktionistischer Vorgehensweise das Ganze funktional zu erfassen, ohne Details zu vernachlässigen und umgekehrt (HABER ebd.).

Entscheidend in einem solchen Datenmodell ist daher auch die Dokumentation der Datenqualität, allein schon wegen der Heterogenität der Datensätze und ihrer Erhebungsarten. Modellvorstellungen wiederum benötigen Validierungen; solche Schritte, die über die Datenerhebung in der Erhebungsphase hinausgehen, werden als Langzeitaufgabe der Forschung und Umweltbeobachtung im Biosphärenreservat verstanden. Im Vordergrund des Projekts stand stets die Methodenentwicklung für die „Angewandte Ökosystemforschung“ an der gemäß Kap. 1 definierten Schnittstelle – keineswegs jedoch die Erlangung eines umfassenden Spektrums an Grundlagendaten zur Erforschung ökosystemarer Prozesse. Stattdessen sollten Methoden und Modelle getestet werden, die sich für die Analyse auch größerer Gebiete ebenso eignen wie für die Ableitung ökologischer Planungen (TOBIAS 1991 a).

2.1.2 Das „ökologische Bilanzmodell“

Das Ziel dieser Modellkonzeption aus der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ besteht darin, die ökologischen Wechselbeziehungen verschiedener Flächennutzungen in ihrem Nachbarschaftsverbund zu be-

schreiben und dabei Zufuhrgrößen, Vorratsänderungen und Austragsgrößen der betroffenen Ökosysteme semi-quantitativ innerhalb funktionaler ökologischer Raumeinheiten (z.B. natürlichen Wassereinzugsgebieten) zu bilanzieren (KERNER et al. 1991 b).

Als Basis dient das in der „Erhebungsphase“ entwickelte Datenmodell. Der Rechenvorgang wird in einzelne Modellbereiche und Durchsatzlinien, wie den Wassertransport, aufgespalten; (quantitative) Aspekte der Wasserbilanz werden dabei durch Datensätze der vorliegenden Arbeit parametrisiert. Jedes durch Simulation im Geographischen Informationssystem veränderte (Flächen-)Nutzungsmuster kann hinsichtlich ausgewählter Umweltwirkungen bilanziert werden, wobei die Bilanzergebnisse zunächst wertfrei sind, jedoch als Planungs- und Entscheidungshilfe zur Verfügung stehen. Der Einsatzbereich im Projekt erstreckte sich insbesondere auf die „Erfolgskontrolle“ simulierter Änderungen des Nutzungsmusters als Folge der Regionalisierung und Operationalisierung von Umweltqualitätszielen (vgl. Kap. 2.1.3 bzw. KERNER et al. 1991 a und b).

2.1.3 „Synthesephase“: Räumliche Differenzierung von Umweltqualitätszielen

Mit zunehmender Entwicklung der methodischen Instrumentarien zur ökologischen Planung und Umweltbeobachtung stiegen Bedarf und Anforderungen zur Erarbeitung und Handhabung von Umweltqualitätszielen (GUSTEDT et al. 1989, KNAUER 1990, STRASSER 1990). Der Eintritt der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ in die abschließende „Synthesephase“ des Projekts (1989 – 1990) stand unter derart veränderten umweltpolitischen Rahmenbedingungen (SRU 1987).

Umweltqualitätsziele werden i.d.R. verstanden als politisch definierte Ziele über zu erreichende Niveaus der Umweltgüte, sie werden über Umweltqualitätsstandards operationalisiert, d.h. in meßbare Indikatoren und zugeordnete Wertvorstellungen umgesetzt (FÜRST 1990). Die Indikatorbestimmung unterliegt dabei naturgesetzlichwissenschaftlichen Sachverhalten, das anzustrebende Wertniveau wird aufgrund ethischer Normen und politischer Leitbilder präzisiert. In der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ wurde versucht, solche Wertungsbezüge methodisch zu integrieren, also über die bloße Analyse der untersuchten Ökosysteme hinaus (KERNER et al. 1990).

Das im Projekt erarbeitete Datenmodell bot nunmehr auch die Basis für das erforderliche Indikatorensystem – ohne jedoch die notwendigen Bewertungsschritte vorwegnehmen bzw. ersetzen zu können. Zur räumlichen Differenzierung abgeleiteter Umweltqualitätsziele konnte dabei auf das eingangs erläuterte Geographische Informationssystem zurückgegriffen werden (vgl. SPANDAU & KÖPPEL 1991). Die übergeordnete Fragestellung lautete dabei: Welches Nutzungsmuster hat den höchsten Erfüllungsgrad in bezug auf alle formulierten Umweltqualitätsziele (vgl. KERNER et al. 1991 a und b)?

2.2 Methodische Ansätze zur Regionalisierung

Ökosysteme und Landschaften lassen sich weder allein empirisch beschreibend (deduktiv) noch ausschließlich kausalanalytisch (induktiv) erfassen (LENZ (1991)). Angesichts der Unmöglichkeit vollständiger induktiver Beschreibung liegt die wesentliche Aufgabe systemarer Forschungsansätze darin, einen Balanceakt zu bewältigen, um das ganze (hier Ökosysteme und Landschaften) auch deduktiv zu erfassen.

Die wissenschaftliche Erforschung eines Ökosystems muß zunächst reduktionistisch erfolgen, so daß nur von einzelnen Details des untersuchten Systems genaue Erkenntnisse gewonnen werden können (HABER 1989 zit. in TOBIAS 1991 a). Das in der „Forschungslandschaft“ überwiegend eingebürgerte Verständnis zur „Regionalisierung“ (vgl. Kap. 1) stellt dementsprechend eine induktive Vorgehensweise dar. Abweichend von einem solchen Sprachgebrauch soll in Kap. 2.2.3 ein eher deduktiver Zugang zur Erlangung kleinmaßstäblicher (somit planerisch verfügbarer) ökologischer Informationen gegenübergestellt werden.

2.2.1 Induktive Regionalisierung

Zur Verdeutlichung dieses induktiven Weges sei ein Beispiel von GOSSMANN (1991) herangezogen. Zur Regionalisierung von „Punktdaten“ (Meßreihen) an Klima-Stationen werden die dort aufgenommenen Werte mit den für die Stationsorte ebenfalls vorliegenden „Geofaktoren“ (wie Geländehöhe, Hangneigung, Exposition, Landnutzung) statistisch verknüpft. Es resultiert eine Modellvorstellung zur Abhängigkeit der untersuchten Klimaelemente von diesen Parametern. Die Anwendung der gefundenen Beziehung auf vorliegende oder erzeugbare digitale Datensätze der einbezogenen Geofaktoren liefert einen flächendeckenden Satz von Schätzwerten für die betreffenden Klimaelemente (vgl. Abb. 2.2).

Es handelt sich dabei um eine räumliche Extrapolation von partiellen Modellvorstellungen mit Hilfe der Kombination

von Standortmessungen und Geographischem Informationssystem (FRÄNZLE 1990), um schließlich planerische Anwendungen zu ermöglichen (LTG 1991).

Mit dem Beispiel von GOSSMANN (1991) wird bereits eine grundlegende Strategie deutlich, um sich dem o.a. Dilemma bei der systemaren Beschreibung von Ökosystemen und Landschaften zu entziehen. Es ist der Gedanke der „Integration durch Maßstabsaggregation“ (ZÖLITZMÖLLER 1991). Dabei wird der Tatsache Rechnung getragen, daß im Bereich der Ökologie ohnehin verschiedene Maßstabebenen bearbeitet werden müssen (analog den Organisations-Ebenen der Materie, vgl. TOBIAS 1991 b). Dies bedingt eine hierarchische Differenzierung der räumlichen und zeitlichen Auflösung, die jedoch zu einem integrierten System unterschiedlicher methodischer Ansätze führen soll (LTG 1991).

2.2.2 Integration durch Maßstabsaggregation

Viele Mißverständnisse bei der Interpretation ökologischer Forschungsergebnisse sowie beim Versuch ihrer Verallgemeinerung und Übertragung beruhen auf einer vernachlässigten Herausarbeitung der zugrundeliegenden räumlichen und zeitlichen Maßstäbe. Gerade interdisziplinäre Projekte sind ganz besonders auf die Abstimmung und Relevanz der Untersuchungsmaßstäbe angewiesen, da nur so die gewonnenen Ergebnisse sinnvoll in Beziehung gesetzt werden können (ZAUKE 1991). Die geeignete Maßstäblichkeit für die Prozeßbetrachtungen der vorliegenden Arbeit kann an den nachfolgenden Beispielen erläutert werden.

LENZ & SCHALL (1991) untergliedern Fichtenwald-Ökosysteme in einem Landschaftsausschnitt nach Organisationsebenen und den als zugehörig erachteten räumlichen und zeitlichen Maßstäben. An den Schnittstellen der resultierenden Matrix sind jeweils Schlüsselprozesse aufgetragen. Für die relevanten Betrachtungsebenen der vorliegenden Arbeit, Ökosystem und Landschaft, sowie den dabei im Vordergrund stehenden Prozeß der Wasserbilanz ergeben sich analog zeitliche Betrachtungshorizonte von

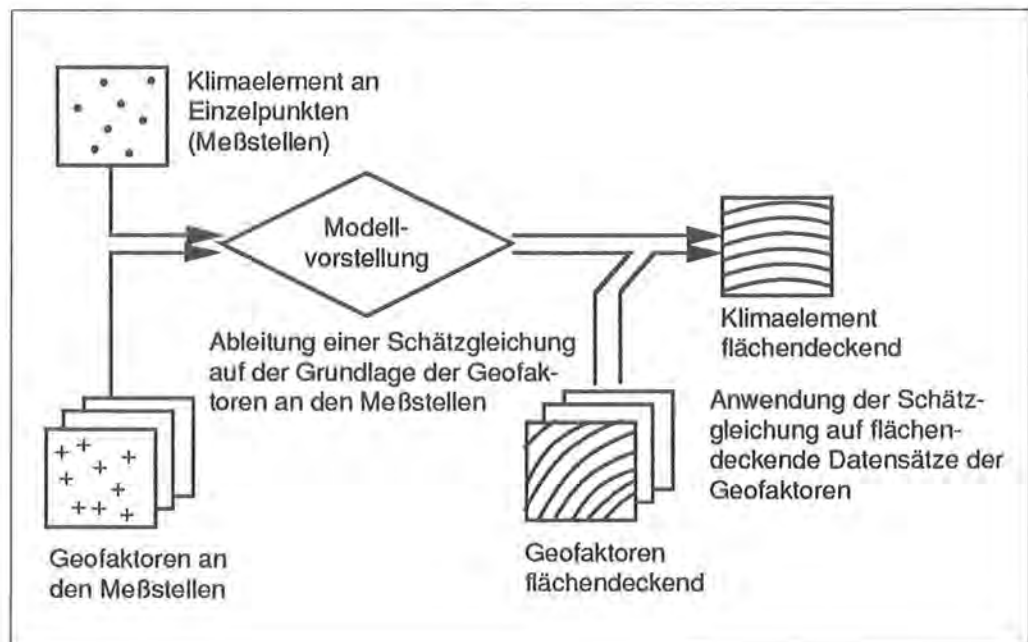


Abb. 2.2.: Basisschema der GIS-gestützten Regionalisierung eines Klimaelementes (nach GOSSMANN, 1991).

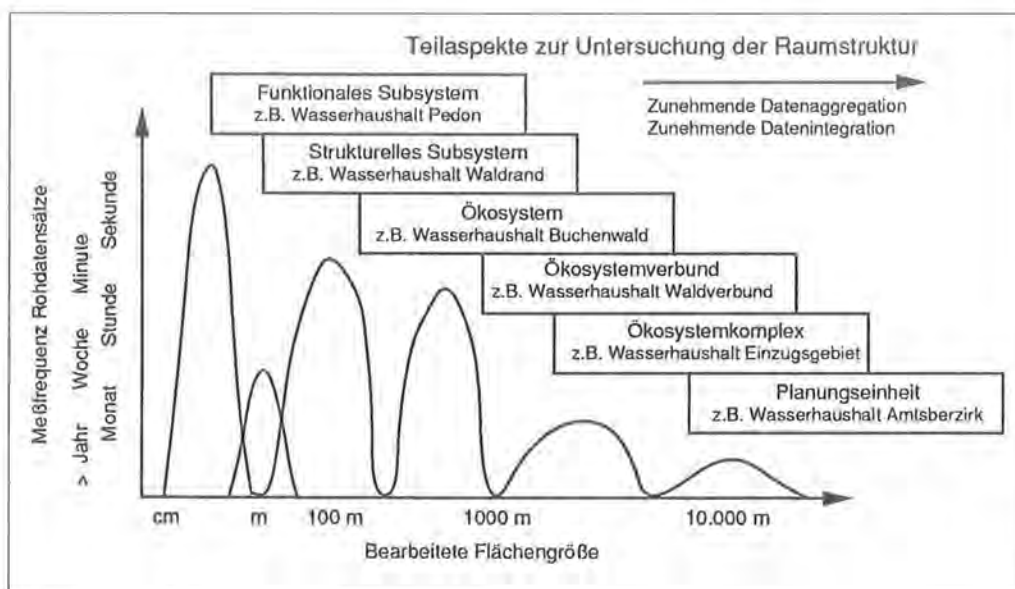


Abb. 2.3.: Teilaspekte zur Untersuchung der Raumstruktur am Beispiel des Wasserhaushaltes nach F. MÜLLER (aus LTG 1991).

$10^0 - 10^2$ Jahren (und mehr) bei einem Raummaßstab in der Dimension von km^2 . Hierbei müssen jedoch autökologische Ansprüche und Bestandsparameter zur Charakterisierung der Ökosysteme herangezogen und regionalisiert werden, was einem Brückenschlag zu den Organisations-ebenen von Arten und Populationen sowie der bei LENZ & SCHALL (ebd.) vorgeschlagenen räumlichen Dimensionierung in Hektar entspricht.

MÜLLER (in LTG 1991) entwickelte für die „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ ein hierarchisierendes Schema zur Untersuchung der Raumstruktur (Abb. 2.3). Sein Hinweis auf sinnvolle Arbeitsmaßstäbe in Raum und Zeit gilt dem Beispiel des Wasserhaushaltes; das Spektrum der für sinnvoll erachteten Maßstäbe auf der Ebene von Ökosystem, -verbund und -komplex stellt sich relativ flexibel dar. Offensichtlich wird jedoch die Notwendigkeit einer zunehmenden Datenaggregation und -integration mit steigender Bearbeitungsfläche.

Gemäß den o.a. Anforderungen aus der Interdisziplinarität und der Größe des Untersuchungsgebietes wurde in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ einheitlich der Bearbeitungsmaßstab von 1:10.000 vorgegeben. Für die Beschreibung ökosystemarer Prozesse im Landschaftsverbund bedeutete dies die Dimensionierung der Angaben in der Flächengröße der zu beschreibenden Realnutzungstypen (Größenordnungen von ha und km^2); als zeitlicher Maßstab wurde i.d.R. der Bezug auf das Gesamtjahr gewählt. Allen hier vorgestellten Ansätzen gemeinsam (HABER et al. 1990, LENZ & SCHALL 1991, MÜLLER in LTG 1991, GOSSMANN 1991) ist das zur Regionalisierung ökosystemarer Muster und Prozesse unverzichtbare Prinzip der Maßstabsaggregation in Raum und Zeit.

Die eingangs an einem Beispiel von GOSSMANN (ebd.) dargelegte Übertragung von punktuell gewonnenen Meßergebnissen und Modellen auf größere Raumeinheiten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems, wurde bereits in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ verfolgt. Dort war versucht worden, in Testgebieten erhobene Daten mit Hilfe eines solchen GIS auf das gesamte regionale Untersuchungsgebiet zu extrapolieren.

Inzwischen wird dieser Ansatz z.B. auch in BMFT-Ökosystemforschungszentren weiterentwickelt, so im Rahmen der „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ (MÜLLER & FRÄNZLE 1991, WINDHORST 1991) oder beim Aufbau eines Forstlichen Informationssystems auf der Basis regionalisierter Erkenntnisse des Göttinger Ökosystemforschungszentrums (MANDERSCHIED und HAUHS 1991). Die Extrapolation derzeitiger Kenntnisse in Raum (Geographisches Informationssystem) und Zeit (dynamische Modelle) wird auch als Instrumentarium zur Prüfung von Arbeitshypothesen verstanden (LENZ & SCHALL 1991; zur Entwicklung dynamischer Modelle in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ z.B. bei GROSSMANN & CLEMENS-SCHWARTZ 1986, KERNER & SPANDAU 1990 sowie KERNER et al. 1991 b).

2.2.3 Deduktive Regionalisierung („Potentialansatz“)

Mit der „Hierarchischen Systemmethode“ (vgl. Kap. 2.1) wurde im Berchtesgadener Projekt frühzeitig der Versuch unternommen, dem Gedanken einer entsprechend abgestuften Raum-Zeit-Betrachtung Rechnung zu tragen und sich gleichzeitig dem o.a. Grunddilemma systemarer Forschungsansätze zu entziehen (Abb. 2.4). Es bestand das Ziel, den beteiligten Teilprojekten mit analytischer Schärfe den Aufbau einer verlässlichen Datenbasis zu ermöglichen und andererseits eine Gesamtschau durch die Definition geeigneter, zumeist aggregierter Indikatoren voranzutreiben (TOBIAS 1991 a).

Dieses Modell (HABER et al. 1983 und 1990, KERNER et al. 1991 b) berücksichtigt also zum einen den Gedanken einer induktiven „Regionalisierung von Punktdaten“ (also Felderhebungen oder selbst ortsbezogene sozioökonomische Parameter). Dies geschah z.B. im Teilprojekt Zoologie durch die GIS-gestützte Habitat-Ermittlung bei Vögeln und Wild, indem punktuelle Fundortdaten aus Stichprobenhebungen und Telemetrierungen flächenbezogen ausgewertet wurden (OLEIRE-OLTMANN et al. 1991). Im Rahmen des hier relevanten Teilprojektes zur Vegetation bedeutete dies in erster Linie, aus Kartierungen ableitbare und indikatorisch nutzbare Merkmale der „Pflanzendecke“ zu regionalisieren (vgl. Kap. 3.2 und 4.1).

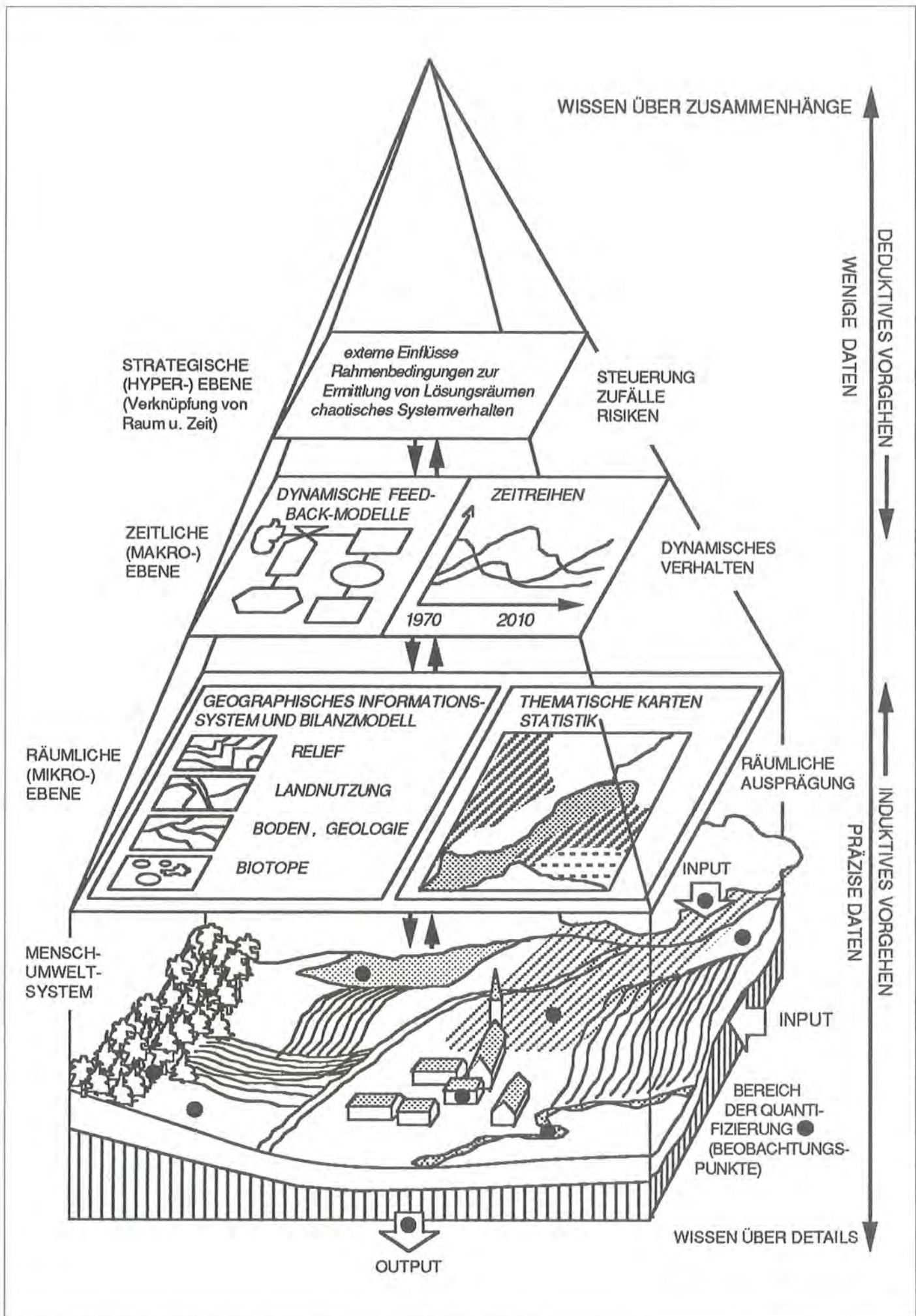


Abb. 2.4: Analyse des Mensch-Umwelt-Systems in unterschiedlichen Betrachtungs-Ebenen (Version nach SPANAU 1988).

Daneben wurde im Berchtesgadener Projekt jedoch stets großer Wert auf die Entwicklung deduktiver Methoden gelegt (vgl. Abb. 2.4). Da die induktiv vorgehende, flächendeckend abgesicherte Untersuchung aller relevanten Ökosystemfaktoren naturgemäß auch hier nicht möglich war, wurde an der in Kap. 1 beschriebenen Schnittstelle zur ökologischen Planung der im Schweizer MAB-Programm entwickelte „Potentialansatz“ (MESSERLI 1986, nach WEICHHART, zit. ebd.) eingesetzt und weiterentwickelt.

In einer verkürzten Darstellung bedeutet dies folgende Vorgehensweise (vgl. TOBIAS 1991 a): Erfahrungswissen wird eingesetzt, um in überschaubaren Räumen repräsentativ ermittelte Daten und Ergebnisse auch auf größere Untersuchungsgebiete zu übertragen. Exemplarische Überprüfungen an Einzelpunkten können dann zur Fehlerabschätzung und Validierung ebenso herangezogen werden wie zur Optimierung der Übertragungsvorschrift (Modellvorstellung, Schätzgleichung). Dieser Weg soll über den Aufbau räumlicher Informationssysteme auch systematische Flächenvergleiche und so die Identifikation von Zusammenhängen zwischen biotischen und abiotischen Komponenten sowie Nutzungseinflüssen ermöglichen (MESSERLI 1986).

Ziel eines solchen iterativen Verfahrens ist es, für größere Gebiete rascher (und kostengünstiger) flächendeckende Aussagen zu erlangen, als dies bei ausschließlich induktiver Vorgehensweise der Fall wäre. Damit wird gerade jener Notwendigkeit Beachtung geschenkt, wie sie sich im Alltag der ökologischen Planung in Ermangelung umfangreicher Meß- und Erhebungsprogramme darstellt. In diesem Sinne soll die vorliegende Arbeit, die in weiten Teilen eine deduktiv geprägte Vorgehensweise zeigt, als Beitrag verstanden werden, um den „Potentialansatz“ anzuwenden und kritisch zu überprüfen.

2.3 Exkurs: Von Geographischen zu Umwelt-Informationssystemen

Mit der in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ getroffenen Entscheidung zur Betrachtung der Organisationsebenen von Ökosystemen und Ökosystemkomplexen auf der sog. „Räumlichen Ebene“ war der Einsatz des Geographischen Informationssystems (GIS) verbunden (vgl. Abb. 2.4); dieses GIS wurde auch für die flächenbezogenen Auswertungen der vorliegenden Arbeit herangezogen.

Unter Geographischen (oder Räumlichen) Informationssystemen versteht man computergestützte Datenverarbeitungssysteme, mit deren Hilfe raumbezogene Daten erfaßt, gespeichert, analysiert, präsentiert und wieder ausgegeben werden können. GIS können überall dort Anwendung finden, wo bisher analoge Karten verwendet wurden; neben den Hard- und Softwarekomponenten umfaßt der Begriff i.d.R. eine Peripherie mit einem Digitalisiergerät für die Datenerfassung, einen Plotter für die Ausgabe von Karten und ein graphisches Terminal für die Bildschirmdarstellung von Karten, Graphiken und Texten.

Die Verwendung raumbezogener Informationssysteme gewinnt zunehmend an Bedeutung (vgl. z.B. ZÖLITZ 1989,

MOSIMANN 1990, MANDERSCHIED & HAUHS 1991, SCHALLER & DANGERMOND 1991, WINDHORST 1991 etc.). Insbesondere gestatten die vielfältigen Möglichkeiten der Datenkombination die Arbeit mit „Bewertungsszenarien“ (vgl. Kap. 6) sowie „Plausibilitätsüberprüfungen“ (vgl. Kap. 5) bei der Betrachtung des „landschaftshaushaltlichen“ Leistungsvermögens (MARKS, Hrsg. 1989).

In der Verknüpfung mit raumbezogenen Modellen zeigt sich die Relevanz von derartigen Informationssystemen bei der Bearbeitung von ökologischen Fragestellungen besonders deutlich (KERNER et al. 1991 a und b, MAYER et al. 1991 a, REICHE 1991 etc.). Andererseits sind komplexe Modelle mit zu großem „Datenhunger“ für planungs- und flächenbezogene Aufgabenstellungen irrelevant (ZÖLITZ-MÖLLER 1991, MANDERSCHIED & HAUHS ebd.). Die GIS-Analysenmöglichkeiten gerade auch unterhalb des Einsatzniveaus mathematischer Modelle weisen daher für Bewertungsfragen und Wirkungsprognosen in der ökologischen Planung noch auf absehbare Zeit erhebliche Relevanz auf (vgl. KÖPPEL et al. 1991). Damit sind neben einfachen Abfragen (z.B. Flächengrößen bestimmter Karteninhalte) thematische Datenkombinationen nach Verknüpfungsvorschriften, insbesondere auch Überlagerungstechniken gemeint (LENZ 1991).

Zunehmendes Gewicht beim Umgang mit den „Unschärfen“ in der jungen Wissenschaft Ökologie sowie der sich methodisch noch in raschem Umbruch befindlichen ökologischen Planung könnten gerade auch Ansätze wie die Fuzzy Set Theorie gewinnen (WINDHORST 1991). Dabei können einfache „wenn-dann-Verknüpfungen“ („das elektronische Jein“, SCRIBA 1991) programmiert werden, um die Integration von ökologischem Expertenwissen zu ermöglichen (DAUNICHT et al. 1991) oder die problematische Betrachtung scharfer Grenzwerte zu umgehen (SCRIBA, ebd.).

Nach PAGE et al. (1990, zit. in BILL 1991) wie auch dem Verständnis des Einsatzes in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ kann ein Umweltinformationssystem (SRU 1990) schlicht als erweitertes GIS verstanden werden. BILL (1991) relativiert eine solche Auffassung und weist auf eine Reihe von Datenarten hin, die einem reinen Geographischen Informationssystem zunächst fremd sind (Zeit, Regelwerte und Methoden). In diesem Sinne werden GIS beim Aufbau von Umweltinformationssystemen oft nur als eine Teilkomponente verstanden (vgl. z.B. MÜLLER 1991, MUMMERT + Partner 1991), insbesondere auch unter dem Trend in der Umweltinformatik zur objektorientierten Programmierung (vgl. z.B. HÖRMANN 1991 a).

Letztlich führt dies bis hin zu den von KNAUER (1991) beschriebenen Anforderungen an Umweltinformationssysteme, die sämtlichen Aspekten der ökologischen Planung genügen sollten, auch zur Ermöglichung ökologischer Wirkungsprognosen oder Bewertungen in Form von Umweltqualitätszielen und -standards (SPANDAU & KÖPPEL 1991). Dabei darf die Gefahr der „Fehlinformationen durch Informationssysteme“ (DURWEN 1991) nach wie vor nicht übersehen werden. DURWEN (ebd.) versteht darunter u.a. die unkritische und fehlerhafte Datenverwendung

durch andere als den Datenerzeuger, das Herausreißen von Daten aus dem Kontext oder die Gewinnung von Sekundärdaten durch Interpolation oder Modellierung, ohne zu bedenken, daß selbst die geschickteste Verknüpfung unzulänglicher Eingangsdaten kaum zu einer Verbesserung führen könne. „Über fehler- oder mangelhafte Ausgangsdaten können auch computergestützte Planungsmethoden nicht hinweghelfen“ (PFADENHAUER & KRÜGER 1991, S. 27).

2.4 Zur „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“

2.4.1 Handlungsbedarf zur Definition und Operationalisierung

PLACHTER (1990 a) unterzieht den Naturschutz einer folgerichtigen „Selbstkritik“: Dieser habe sich bislang zu wenig mit dem Rahmenziel der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ im Bundesnaturschutzgesetz auseinandergesetzt und den an und für sich durch §§ 1 und 2 gegebenen Handlungsrahmen nicht ausgeschöpft. Der derzeit in Bund und Ländern betriebene Naturschutz sei im wesentlichen auf den Arten- und Biotopschutz reduziert, insbesondere gefördert durch die 1. Novelle zum BNatSchG 1987, die eine bessere Instrumentierung dieses Schutzziels bedeutete, stellt HÜBLER (1990) fest.

Andererseits etablierte sich z. B. der Bodenschutz von Beginn an als funktional orientiertes Arbeitsfeld (vgl. z.B. BEESE, 1984; BACHMANN, 1985). Begriffe wie Filter- oder Pufferleistung des Bodens sind selbstverständliche Ausdrucksweisen eines derart orientierten Ressourcenschutzes. Während also für abiotische Ressourcen funktionale Betrachtungsweisen sowie das Verfolgen von Gütestandards (z.B. zur Gewässergüte in Grund- und Oberflächengewässern) im Vordergrund standen, wurden Pflanzen- und Tierwelt zunächst als Objekt eines ethisch begründeten, konservierenden Schutzes von Natur und Landschaft behandelt.

Dies ist insofern nur eingeschränkt verständlich, als zum einen auch Qualitätsziele für den Boden oder das Wasser das Resultat eines Wertungsvorganges darstellen und daher eine ethisch-emotionale Komponente (PFADENHAUER 1991) beinhalten. Auch ließe sich z.B. in Anlehnung an Flora und Fauna sicherlich längst eine „Rote Liste gefährdeter Böden“ erstellen; man denke z.B. an die Reste von rezenten Überschwemmungsböden etc. (vgl. z.B. BRAHMS et al. 1989 oder MAYER et al. 1991 b).

Zum anderen erscheint es – analog den Ansätzen bei abiotischen Ressourcen – nur folgerichtig, auch für die Vegetation ihren Beitrag zur „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ stärker als bislang hervorzuheben. Eine funktionale Betrachtungsweise der Vegetation berücksichtigt z.B. PFADENHAUER (1988) bei konzeptionellen Überlegungen zum Feuchtgebietsschutz, indem er dem mittlerweile breit akzeptierten Artenschutz einen funktional begründeten Ressourcenschutz ergänzend zur Seite stellt (mit Teilfunktionen wie „Speichervermögen“, „Bremsung“, „Umsatz“ etc.). Generell erachtet er die Teilziele eines biotischen und abiotischen Ressourcenschutzes für nicht teilbar und spricht daher von „integriertem“ (PFADENHAUER

1991) bzw. „ganzheitlichem“ (PFADENHAUER & KRÜGER 1991) Naturschutz.

„Der Naturhaushalt als Ganzes“ stand jedoch bereits zu lange nicht im Zentrum entscheidungsrelevanter Fragestellungen. Dies könne mit der Tatsache belegt werden, daß bis jetzt kaum Verfahren oder Methoden bestünden, um sicherzustellen, daß die „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ gemäß den Zielsetzungen aus §§ 1 und 2 BNatSchG „geschützt, gepflegt, und entwickelt“ wird (HÜBLER, 1990). Die Folgen der weitgehenden Vernachlässigung von zwei der drei Grundqualitäten von Ökosystemen (Objekte, Funktionen, Dynamik) geben nach PLACHTER (1990 b) Anlaß zu einem grundsätzlichen Überdenken der konservierend ausgerichteten Strategien von Naturschutz und Landschaftspflege; die gleichrangige Anerkennung funktionaler Aspekte und dynamischer Prozesse als Schutzgrößen könne weitreichende Konsequenzen haben (ebd.).

2.4.2 Aspekte einer prozeßorientierten Klassifikation

Die „landschaftsökologische Modelluntersuchung Ingolstadt“ (BACHHUBER et al. 1983) oder z.B. die nutzungsspezifische Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzeption einer oberbayerischen Region (RINGLER o.J.) können als frühe Ansätze zur näheren Beschreibung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ verstanden werden. Auch eine Reihe stark aggregierender Versuche wie derjenige von KÖSTER (1986) hatten sich dieses Ziel gesetzt („zur Quantifizierung ökologischer Leistungen des ländlichen Raumes“).

Auch Ansätze aus der physischen Geographie und Geoökologie befassen sich mit diesem Themenkomplex (vgl. z.B. NIEMANN 1982). Typische Begrifflichkeiten solcher Betrachtungen klassifizieren z.B. partielle Naturraumpotential (HAASE, Hrsg. 1991): Biotisches Ertragspotential, Wasserdargebotspotential, Entsorgungspotential, biotisches Regulationspotential etc.. Begriffe im übrigen, die auch in der aktuellen Praxis der ökologischen Planung, z.B. bei Umweltverträglichkeitsstudien, angetroffen werden können.

Selbst eine „Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts“ (MARKS, Hrsg. 1989) wurde auf der Basis der Kartieranleitung zur geoökologischen Karte 1:25.000 (LESER & KLINK 1988, GLAWION 1988) entwickelt. Die dort vorgenommene Bewertung von „landschaftshaushaltlichen“ Teilfunktionen wie Grundwasserneubildungsfunktion, Immissionsschutzfunktion oder Biotopbildungsfunktion sind typische Begriffe derartiger, kleinmaßstäblicher Beschreibungsversuche. UNTERSEHER (1991) schlägt auf der Basis dieses relativ einfachen Instrumentariums, das aufwendige Erfassungstechniken vermeidet, z.B. eine „landschaftshaushaltliche Buchführung“ für die Landwirtschaft vor. HEEB & MOSIMANN (1991) verwenden ein ähnliches Verfahren zur Ausscheidung von Pufferräumen für Schutzgebiete auf der Basis einer pragmatisch vereinfachenden Operationalisierung stoffhaushaltlicher Zusammenhänge.

Während jedoch weiterhin das „Verweigern der Wissenschaftler“ vor dem Terminus der „Leistungsfähigkeit des

Naturhaushaltes“ beklagt wird (MÜLLER 1990), bemühten sich gerade einige Arbeiten aus der geographischen Landschaftsökologie um eine klare Sprachregelung innerhalb der entstandenen Begriffsvielfalt („Leistungsfähigkeit“ – „Funktionsfähigkeit“, „Naturhaushalt“ – „Landschaftshaushalt“ etc.). LESER & KLINK (1988) definierten „das aus der räumlich-materiellen Struktur, Funktion und Dynamik sowie aus den Substanzen, Energien und Prozessen der landschaftlichen Ökosysteme resultierende, für alle Lebewesen jeweils wichtige Leistungsvermögen des Landschaftshaushalts“.

Auch in der Bestandsaufnahme PLACHTER's (1990 a) „zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ finden sich definitorische Ansätze. Leistungsfähigkeit wird dort betrachtet als Maß für natürliche Selbstregulationsmechanismen in Ökosystemen bzw. Landschaften (vgl. hierzu Arbeiten von HABER, z.B. 1986). Desweiteren leistet PLACHTER (ebd.) eine zum Verständnis derartiger Beschreibungsversuche wichtige inhaltliche Abgrenzung, indem er darauf hinweist, daß der „klassische“ Arten- und Biotopschutz aus Betrachtungen zur „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ ausgeklammert werden könne.⁴⁾ Schließlich schlägt er vor, von „Funktionsfähigkeit“ erst dann zu sprechen, wenn zur natürlichen „Leistungsfähigkeit“ menschliche Einflüsse zur Aufrechterhaltung des jeweiligen Zustandes hinzutreten.

Ein grundsätzliches Unbehagen mit dem Begriff der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ war jedoch aufgrund seiner anthropozentrischen Belegung von Anfang an gegeben und auch dem Gesetzgeber durchaus bewußt: „Er geht vom menschlichen Begriff der Nützlichkeit der Abgabe von Leistung nach außen aus, ohne daß klargestellt ist, welche Leistungen der Naturhaushalt im einzelnen erbringt oder erbringen soll“ (KOLODZIEJCOK & RECKEN 1977).

Dieses Unbehagen eskalierte schließlich in jüngerer Zeit soweit, daß die holistische Gedankenstruktur, die einer solchen Begriffsprägung zugrunde liegt, grundsätzlich in Frage gestellt wurde – bis hin zur Verkündung einer „Krise der Ökologie“ (BRÖRING & WIEGLEB 1990). Die Kritik, insbesondere bei TREPL (1988), geht davon aus, daß sich eine Begrifflichkeit wie „Funktion für den Naturhaushalt“ wissenschaftlich nicht definieren lasse (WIEGLEB 1989); mithin werde also „Unwissenschaftlichkeit“ unterstellt (MÜLLER 1990). TREPL (ebd.) und ZAUKE (1991) weisen auf Betrachtungsweisen hin, die selbst den Begriff des „Ökosystems“ in Frage stellen, z.B. aufgrund der Argumentation, daß der Einzelorganismus nie ohne seine unbelebte Umwelt existieren könne und immer mit ihr zusammen gedacht werde.

Es gebe auf den Organisationsebenen oberhalb des Organismus weder eine Instanz, die ein harmonisches Ineinandergreifen aller Teile kontrolliere noch eine beobachtbarenabhängige Struktur oder Funktion der Landschaft; Natur sei weder zielgerichtet noch organisiert und funktioniere auch nicht für einen bestimmten Zweck (WIEGLEB

ebd.). Gerade auf der Ebene des Ökosystems könne nicht von einer funktionalen Bedeutung der Teile für das Gesamtsystem gesprochen werden (BRÖRING & WIEGLEB ebd.). So vermeidet ZAUKE (ebd.) auch grundsätzlich die Begriffe „Struktur“ und „Funktion“ in einer theoretischen Grundkonzeption zur „Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer“.

Andererseits gebe es „pattern“ und „process“ in der hypothetischen Realität Landschaft, gesteht WIEGLEB zu. Und ZAUKE verweist darauf, daß die räumliche Heterogenität beobachteter „Muster“ bzw. „pattern“ zunehmend als eine entscheidende Einflußgröße bei der Erklärung ökologischer Prozesse gelte.

Prozesse in der Landschaft wiederum stehen z.B. im Ökotoptopkonzept bei MOSIMANN (1990) im Vordergrund; er betrachtet geoökologisch abgegrenzte Ökotope als elementare Prozeßeinheiten der Landschaft, denen sehr wohl Funktionen quantifiziert zugeordnet werden könnten. Er verspricht sich davon ein besseres Verständnis landschaftshaushaltlicher Zusammenhänge auf hoher Integrationsebene (Prozeßgefüge).

Für vorliegende Arbeit läßt sich die mit den Begriffen „Muster“ und „Prozesse“ errichtbare „Brücke“ zweier unterschiedlicher Sichtweisen definitorisch nutzen: Gegenstand ist hier der Beitrag der Vegetation zu Prozessen in der Landschaft; betrachtet wird dabei insbesondere der gemäß MOSIMANN (ebd., vgl. a. KERNER et al. 1991 a und b) wohl bedeutendste Stofftransporteur und die Standortbedingungen differenzierende Prozeßfaktor in der Landschaft: das Wasser. Von der Pflanzendecke erzeugte „Muster“ wiederum werden als beschreibende Hilfsgrößen herangezogen, um den Prozeßbeitrag der Vegetation differenzierter charakterisieren zu können.

Damit soll also eine weitere „Brücke“ betreten werden, nämlich diejenige zwischen biotischen und abiotischen Elementen des „Naturhaushalts“. Denn in Wirklichkeit existiert die Trennung in abiotische und biotische Aspekte in einer prozeßorientierten Klassifikation nicht (MOSIMANN ebd.). Letzterer betreibt zwar eine teilweise Fortschreibung des Ansatzes zur Beschreibung des „Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts“ bei MARKS (Hrsg. 1989). Dennoch können damit nicht die im Hinblick auf Naturschutz- und Planungsrelevanz von LENZ et al. (1990) geltend gemachten Vorbehalte in Bezug auf diese geoökologische Sichtweise entkräftet werden: Zumeist seien dabei der Aspekt der Nutzung, deren Dynamik sowie die biotische Ausstattung für die Charakterisierung der Ökosystemtypen stark vernachlässigt.

Keinesfalls kann jedoch übersehen werden, daß ein anthropozentrisch geprägter Begriff wie die „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ ohnehin nicht allein naturwissenschaftlich definiert werden kann, sondern stets einem Wertungsbezug unterliegt (vgl. Kap. 2.1.3). Eine inhaltliche Klärung und Präzisierung dieses „schillernden“ Begriffs kann daher nur über die Formulierung und regionale Konkretisierung von Umweltqualitätszielen erreicht werden. Ein dementsprechender Beitrag wird mit Kap. 6 der vorliegenden Arbeit angestrebt.

⁴⁾ Vgl. die entsprechende Gegenüberstellung in Kap. 6 der vorliegenden Arbeit.

2.5 Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt

In Abb. 2.5 werden in einer hydrologischen Betrachtung (nach SCHROEDER 1990) die Parameter des Wasserhaushalts eines Standorts dargestellt. Der Beitrag der Vegetation wird in erster Linie durch die beiden Verdunstungsgrößen Interzeption und Transpiration geleistet. Diese beiden Parameter werden in Kap. 3 – 6 auf den Organisationsebenen von Ökosystemen und der Landschaft als prozeßorientierte Kenngrößen der Vegetation behandelt.⁵⁾

Im Sinne der Wasserbilanz stellen Interzeption und Transpiration Verlustgrößen dar (Wasserdampfabgabe an die Luft, Reduktion von Bodenfeuchte und Grundwasserneubildung). Aus anderer Sichtweise werden ihnen damit „Puffer- und Schutzfunktionen“ hinsichtlich von Abfluß- oder Abtragsprozessen zugebilligt, denn selbst im relativ feuchten Klima Mitteleuropas wird mehr als die Hälfte des Niederschlags direkt auf dem Weg der Verdunstung (Evapotranspiration) an die Atmosphäre zurückgegeben (DVWK 1990).

Insbesondere Wälder tragen mit ihrer Verdunstung zum oft hohen absoluten Wasserverbrauch der Vegetationsdecke bei; an der Spitze hinsichtlich des Niederschlags-/Verdunstungsverhältnisses stehen aber Pflanzenbestände, die aufgrund der üppigen Wasserversorgung ihrer Standorte sogar mehr verdunsten können, als der Niederschlag bringt (Röhrichte etc.). Während die Bestandestranspiration von Pflanzengemeinschaften physiologisch wirksam ist (Triebkraft für den Transport von Wasser und den darin gelösten Stoffen von den Wurzeln zu den transpirierenden Blättern), gilt der auf pflanzlichen (Interzeption) und abiotisch-technischen (Evaporation) Oberflächen zurückgehaltene, vorübergehend gespeicherte und unmittelbar wieder verdunstende Niederschlagsanteil als „unproduktive Verdunstung“ (z.B. BRECHTEL 1969, BRECHTEL & SCHEELE 1982)⁶⁾.

Eine Verdunstung bei unbegrenzter Wassernachführung (bis zur Sättigung des Dampfdruckgefälles) und unbehinderter Abdiffusion des Wasserdampfes wird als potentielle Verdunstung bezeichnet; die tatsächliche (reale, aktuelle) Verdunstung ist jedoch aufgrund defizitärer Bodenfeuchte meist geringer als die potentielle.

2.5.1 Interzeption

Durch die Benetzungsverluste an Vegetationsdecken erfährt der Freilandniederschlag eine wesentliche quantitative Veränderung. Dieser Interzeptionsvorgang reduziert den durch einen Pflanzenbestand zum Boden gelangenden Niederschlag, es verbleibt der sog. Bestandsniederschlag. Dabei erfolgt eine räumliche Umverteilung des Niederschlags durch die Heterogenität der Schirm- oder Traufwirkung der Vegetationsdecke (unterschiedliche Kronendurchlässigkeit in Wäldern etc.). Die immissionsökologischen Konsequenzen dieses Interzeptionsvorgangs (nasse Deposition) haben ausführliche Beachtung im Rahmen der Waldschadensforschung gefunden. Die mit der Interzeption einhergehende Minderung der Aufprallenergie des Niederschlags nimmt ebenfalls beachtlichen Einfluß auf den weiteren Weg des Wassers (Reduzierung des Oberflächenabflusses).

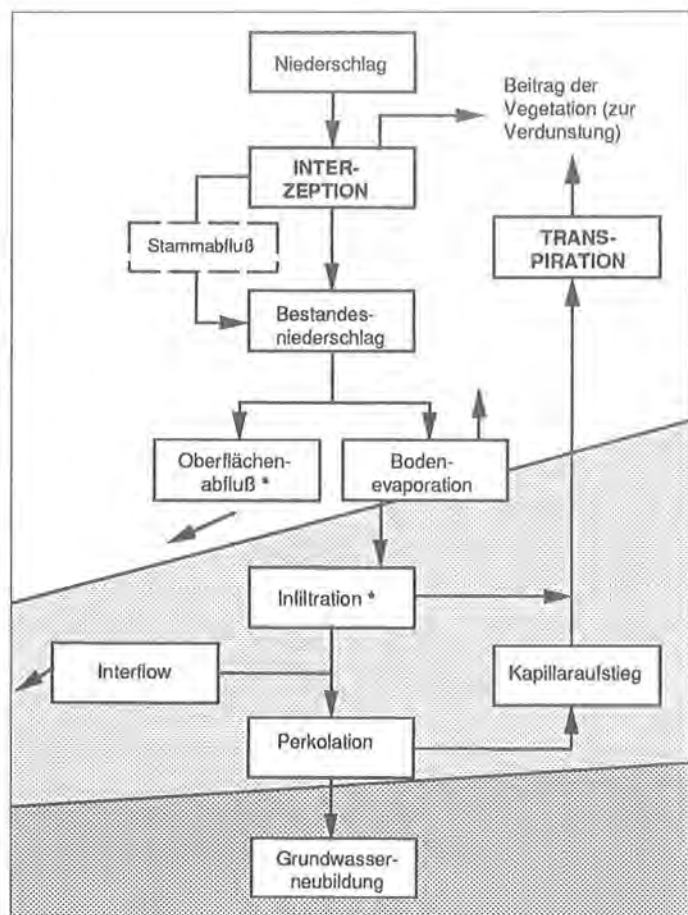


Abb. 2.5.: Parameter des Wasserhaushalts eines Standorts (Nomenklatur weitgehend nach SCHROEDER 1990).

Der Interzeptionsverlust wird als Differenzbetrag zwischen Freiland- und Bestandsniederschlag ermittelt, kann also nicht direkt gemessen werden. In Wäldern geschieht dies durch das rasterförmige Aufstellen von Niederschlags-sammlern. Der sog. Stammabfluß kann bei grobborkigen Baumarten weitgehend als Teil der Wasserbilanz vernachlässigt werden; allenfalls bei den glattrindigen Baumarten wie der Buche kann er quantitative Bedeutung erlangen.

Interzeptionsbilanzen der Krautschicht sind sehr schwierig zu erfassen (vgl. Kap. 4.2.1) und werden dementsprechend selten vorgenommen (z.B. bei LEUSCHNER 1986 oder HOYNINGEN-HUENE 1981 und GREMM 1986, zit. in SCHROEDER 1990).

2.5.2 Transpiration

Die Transpiration stellt die häufig bedeutsamste Teilgröße der gesamten aktuellen Verdunstung dar; sie erreicht nach LARCHER (1976 – 1984) ca. 45 % des Gebietswasserumsatzes in Deutschland bzw. 75 % der gesamten Evapo-

⁵⁾ Die in der Abbildung mit * gekennzeichneten hydraulisch bzw. bodenphysikalisch wirksamen Einflüsse der Vegetationsdecke auf Oberflächenabfluß und Infiltration werden in Kap. 6 eingeführt; sie stehen jedoch nicht im Mittelpunkt der methodischen Betrachtung.

⁶⁾ LEUSCHNER (1986) relativiert diese in der Hydrologie übliche Differenzierung. Denn die Transpiration sei aus pflanzenökologischer Sicht nichts weiter als ein unvermeidbares Übel; eine Erhöhung des atmosphärischen Wasserstatus durch Interzeption wiederum schränke diese Beanspruchung auf dem Wege der Transpiration ein.

transpiration. Die Verdunstung erfolgt dabei durch kutikuläre (Blattflächen-) oder stomatäre (Spaltöffnungs-) Transpiration gegen nicht wasserdampfgesättigte Luft. Die lokale bzw. standörtliche Wasserversorgung der Pflanzen (Feuchtezustand des durchwurzelten Bodenbereichs) einerseits sowie die transpirierende Biomasse andererseits regeln neben dem atmosphärischen Wasserpotential (Dampfdruckgefälle) das Ausmaß der Bestandestranspiration. Steuerungsmechanismen bezüglich der Transpiration können durch Schließen der Stomata (z. B. bei Wasserstress) von den Pflanzen wahrgenommen werden.

Bei der Ermittlung der Bestandestranspiration ist zunächst nicht nur die Hochrechnung von an Einzelpflanzen gemessenen Transpirationsraten auf den untersuchten Bestand, sondern auch die Bildung von Durchschnittswerten für Vegetationsperiode bzw. Gesamtjahr erforderlich (vgl. Kap. 4.2.2).

Regional und langfristig gesehen geht von der Vegetation eine weitere aktive Beeinflussung der Wasserbilanz aus, da an unterschiedlich feuchten Standorten i.d.R. jeweils die am besten angepaßten Pflanzenbestände Konkurrenzvorteile aufweisen (SCHRÖDER 1990). Transpiration als Verlustgröße hinsichtlich Oberflächenabfluß, Versickerung und Grundwasserneubildung fällt jedoch außerhalb der Vegetationsperiode nicht oder nur in geringem Umfang ins Gewicht.

2.5.3 Verdunstungsermittlung

Zur Messung der realen Verdunstung aus Landflächen ohne und mit Vegetation werden Lysimeter herangezogen. Die Verdunstung größerer oder vielgestaltiger Flächen entzieht sich jedoch der unmittelbaren Messung und wird daher aus Bezugsgrößen ermittelt. Die Auswertung der Energiebilanz am Übergang von Wasserdampf abgebenden Flächen zur Atmosphäre wird als eine Möglichkeit genutzt, die reale Verdunstung auf kleinen, einheitlichen Ver-

suchsflächen zu bestimmen (z.B. bei LEUSCHNER 1986). Die laufende Messung des Niederschlags und des Feuchteprofils im Boden kann ebenfalls punktuell herangezogen werden, um die reale Verdunstung aus der Bodenwasserbilanz zu ermitteln (z.B. bei GERKE 1987). Eine Methoden-Zusammenstellung findet sich u.a. in DVWK (1990).

Die laufende Ermittlung der Bestandesverdunstung findet z.B. auf forstwirtschaftlichen Versuchsflächen oder im Rahmen von Projekten der ökologischen Forschung statt. In der Praxis besteht jedoch großer Bedarf an gebietsbezogenen, anwendungsorientierten Ermittlungsverfahren (DVWK 1990). Für größere Einzugsgebiete, deren Niederschlagsverteilung und Abflüsse gemessen werden, kann die mittlere reale Jahresverdunstung aus dem Wasserhaushalt ermittelt werden (z.B. bei ERNSTBERGER 1984 bzw. in den hydrologischen Untersuchungsgebieten Deutschlands, vgl. AG UNESCO/ WMO 1983). Für praktische Zwecke sind empirische Verdunstungsformeln (zumeist für die potentielle Verdunstung) ermittelt worden. Dabei kann die Abhängigkeit der Verdunstung von Dampfdruck und der Strahlung im wesentlichen durch den Zusammenhang mit der Lufttemperatur erfaßt werden (BAUMGARTNER et al. 1983).

Die Angabe der Verdunstung erfolgt als Menge des verdunsteten Wassers in einer bestimmten Zeiteinheit, z.B. in Liter Wasser je Quadratmeter und Tag ($l \times m^{-2} \times d^{-1}$), in mm Wasserhöhe je Monat oder Jahr sowie als prozentualer Anteil am mittleren Jahresniederschlag.

Ein Überblick über den derzeitigen Stand der Verdunstungsermittlung in der Bundesrepublik Deutschland zeigt für Bayern ein recht spärliches Erfassungsnetz (DVWK 1990). Dies gilt ganz besonders für Erhebungen zur realen (aktuellen) Bestandesverdunstung der Vegetationsdecke. Insbesondere aus dem Bereich des Alpennordrands fehlen gemäß der Umfrage der DVWK (ebd., Abschluß Ende 1986) entsprechende Stationen (vgl. Übersichtskarte zur

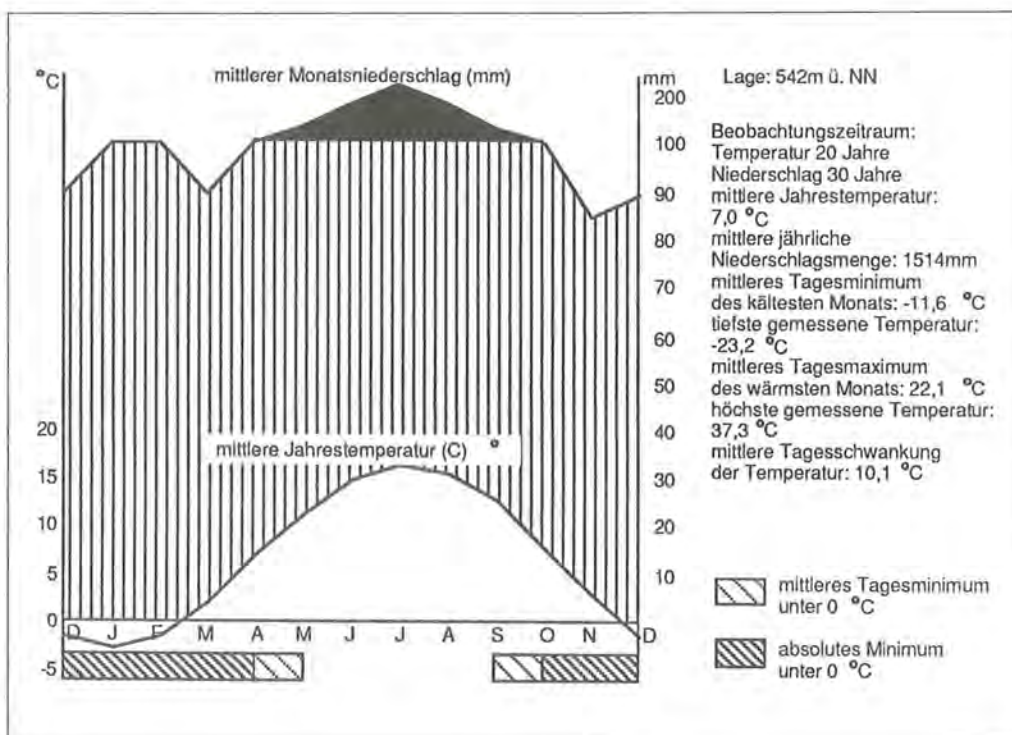


Abb. 2.6.:
Klimadiagramm für die Station
Berchtesgaden (aus HABER et al.
1990).

Verdunstungsermittlung in der Bundesrepublik Deutschland, Teilblatt Süd, ebd.).

Hydrologisch-klimatologische Untersuchungen im Biosphärenreservat Berchtesgaden kamen über die Phase konzeptioneller Vorstudien (z.B. im Wimbachgries) kaum hinaus (RAU, mdl. Mitteilung). Vergleichende, ca. 100-tägige Niederschlagsmessungen in Waldbeständen und auf Freiflächen bei DITTRICH & HERMSDORF (1987) dienen der Erfassung des Schwermetalleintrags in einem Höhenprofil; quantitative Auswertungen zum Wasserhaushalt der Standorte entsprachen jedoch nicht der Zielsetzung dieser Untersuchungen zur Bioindikation.

2.5.4 Verbleibende Wasserhaushaltsgrößen

Einige weitere Parameter des Wasserhaushalts müssen wegen später erforderlicher Bezüge kurz umrissen werden (weitgehend nach SCHROEDER 1990, vgl. Abb. 2.5).

Der (Freiland-)Niederschlag wird i.d.R. mit dem Hellmann-Regenmesser gemessen; er wird jedoch aufgrund von Benetzungs-, Wind- und anderen Fehlern gegenüber den wirklichen Niederschlägen unterschätzt. Gerade im Hochgebirge stellt dies ein äußerst großes Problem dar (ENDERS 1979, BAUMGARTNER et al. 1983). Der durch Interzeption reduzierte Bestandsniederschlag (incl. dem direkt meßbaren, nicht zur Interzeptionsverdunstung gelangenden Stammabfluß in Wäldern) erreicht die Bodenoberfläche, kann jedoch als Oberflächenabfluß einem Eintritt in den Boden vorbehalten bleiben. Der aufgrund seiner Ero-

sivität i.d.R. „unerwünschte“ Oberflächenabfluß wird im Zusammenhang mit Bodenabtragsmessungen erhoben.

Physikalisch vergleichbar der Interzeptionsverdunstung von nassen Pflanzenoberflächen erfolgt die Bodenevaporation als Wasserabgang in die Atmosphäre in Dampfform. Im Gegensatz zu offenen ist bei bewachsenen Böden die Evaporation meßtechnisch kaum von der Transpiration zu trennen, zumal sie dann relativ klein bleibt und meist sogar vernachlässigt bleiben kann. Evaporation findet desweiteren von offenen Wasserflächen (auch in Form von Eis und Schnee) sowie von Fels und versiegelten Flächen statt. Das nicht durch die Transpiration der Vegetation verbrauchte Bodenwasser kann dem sog. Interflow, dem seitlichen Fließen im ungesättigten Bodenbereich, unterliegen oder durch Perkolation vertikal in größere Tiefen gelangen.

2.5.5 Klimatische Charakteristik des Untersuchungsgebietes

Abb. 2.6 zeigt das Klimadiagramm für die Station Berchtesgaden (542 m ü.NN). Bereits in dieser Tallage beträgt der mittlere Jahresniederschlag ca. 1.500 mm. Gekennzeichnet ist das Klima im Nationalpark Berchtesgaden durch die sehr hohen Niederschläge im Sommer (Alpenstau), geringere Niederschläge im Winter sowie eine große Schwankung der mittleren Jahrestemperatur. Ein Überblick zum Klima des Untersuchungsgebietes findet sich in kompakter Form bei ENDERS (1979); in Kap. 5.1.1 erfolgt eine vertiefende Behandlung.

3 Methodik

3.1 „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“: Teilprojekt „Vegetation“

Für die höhere Vegetation wurde am Lehrgebiet Geobotanik (Institut für Landespflege und Botanik) der TU München-Weihenstephan in den Jahren 1984 – 1988 ein Teilprojekt der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ bearbeitet (Leitung; Prof. Dr. J. Pfadenhauer; Zusammenfassung in HERRMANN et al. 1990). Die methodische Federführung im Bearbeiterteam sowie u.a. die Behandlung der Verdunstungsgrößen Interzeption und Transpiration oblag dem Autor der vorliegenden Arbeit.

Das Vorhaben orientierte sich am Ziel, eine Reihe vegetationskundlicher und ökologischer Kenngrößen regionalisierend (vgl. Kap. 2.2) für die ausgeschiedenen Realnutzungstypen (vgl. Kap. 2.1) zu erarbeiten. Diese Kenngrößen fanden zum einen Verwendung in einer Reihe von Fallstudien (KÖPPEL et al. 1986, SPANDAU 1988, HEHL & LANGE 1988, HUBER & LENZ 1988). POKORNY (1990) verwendete in diesem Teilprojekt dokumentierte, floristische Merkmale, um methodische Hinweise zur Erstellung eines Nationalparkplans ableiten zu können.

Zum anderen wurden die Kenngrößen für die räumlich differenzierte Handhabung von Umweltqualitätszielen herangezogen (vgl. Kap. 2.1.3). Sie lieferten insbesondere auch eine Reihe wichtiger Eingangsgrößen für das sog. ökologische Bilanzmodell (vgl. Kap. 2.1.2). Die Dokumentation der Erhebungsart und eine Einschätzung der dabei erreichten Datenqualität (vgl. Kap. 3.3) sollte konzeptionelle Anregungen für die Nationalparkforschung zur längerfristigen Absicherung und Fortschreibung der Datenbasis liefern. Und schließlich können im Teilprojekt „Höhere Vegetation“ erarbeitete Kenngrößen als Objekte einer integrierten Umweltbeobachtung (SPANDAU et al. 1990) ausgewählt werden.

Das methodische Vorgehen im Teilprojekt kann in den Grundzügen ähnlich dem Aufnahmeverfahren beschrieben werden, wie es PFADENHAUER & KRÜGER (1991) für süddeutsche Hochmoorlandschaften und einen größeren Maßstab aufzeigen: Neben der Erfassung von Einzelindikatoren zur Bewertung von Teilzielen eines ganzheitlichen Naturschutzes (wie der Verbreitung seltener und gefährdeter Arten oder der Charakteristik stoff- und wasserhaushaltlicher Kenngrößen) ging es um die Beschreibung eines Komplexindikators „Pflanzendecke“. Ziel war dabei die flächendeckende Kennzeichnung der Phytozönosen mit Hilfe eines kombinierten Verfahrens. Die Anwendung einer Merkmalsgruppe physiognomischer, floristischer und struktureller Eigenart sollte dabei eine leichtere Interpretation von Umweltzuständen bieten, als bei ausschließlicher Verwendung floristischer Merkmale der Pflanzensoziologie (vgl. ebd.).

Im Rahmen des Teilprojekts zur „Höheren Vegetation“ wurden rund 3.000 Vegetationsaufnahmen und mehr als 1.000 Literaturquellen ausgewertet: Die Schwierigkeit be-

stand also nicht zuletzt darin, eine Fülle heterogenen Datenmaterials zu verarbeiten und in die „Angewandte Ökosystemforschung Berchtesgaden“ einzubringen. Die Aufgabenschwerpunkte können im folgenden lediglich in aller Kürze charakterisiert werden; in den Berichten zum Teilprojekt (HERRMANN et al. 1988 a – c) sowie im Rahmen des zusammenfassenden Abschlußberichts (HABER et al. 1990) liegt eine ausführlichere Dokumentation vor.

Zunächst waren eine Reihe abgeschlossener oder aktueller Vegetationskartierungen aus dem Untersuchungsgebiet aufzubereiten, in das Geographische Informationssystem zu integrieren sowie durch umfangreiche eigene Erhebungen in der subalpinen und alpinen Stufe der Testgebiete (Abb. 2.1) zu ergänzen. Die Resultate dieser Erhebungen wurden artenschutzrelevanten Auswertungen sowie einer Betrachtung des potentiellen Sukzessionsgeschehens unterzogen; sie bildeten die Basis für die Beschreibung des o.a. Komplexindikators „Pflanzendecke“. Desweiteren wurde die Standortbindung der Vegetation ansatzweise charakterisiert. Die Primärproduktion in den betrachteten Ökosystemen war auf der Basis von Literaturauswertungen hinsichtlich Biomasse, Produktivität und Stoffumsatz darzustellen. Die bereits erwähnten Parameter des Wasserhaushalts fanden ebenso Berücksichtigung wie die fachliche Bewertung von Einflußgrößen, die als Stressoren für die Vegetation gelten (Empfindlichkeit gegen Eingriffe in den Bodenwasserhaushalt, Nährstoffzufuhr, Tritt).

Im Mittelpunkt der methodischen Betrachtungen stehen im folgenden die Verdunstungsgrößen Interzeption und Transpiration. Die Merkmale des Komplexindikators „Pflanzendecke“ werden teils als Hilfsgrößen, teils zur Formulierung von Umweltqualitätszielen ergänzend herangezogen.

3.2 Arbeitshypothesen

Die Wasserbewegung in und zwischen Ökosystemen erfolgt in Abhängigkeit von systemspezifischen Gradienten und Fließwiderständen, wobei die Vegetation als variable Größe auf die Veränderung der Wasserbewegung einwirkt (LTG 1991). Gemäß den Ausführungen in Kap. 2.5 wird hier davon ausgegangen, daß die räumliche Verteilung der Pflanzendecke die Umsatzpotentiale eines solchen Stoffflusses wesentlich mitbestimmt, insbesondere auf dem Wege der Verdunstung.

Weiterhin wird davon ausgegangen, daß das (quantitative) Ausmaß dieses Beitrags der Vegetation zum Wasserhaushalt flächenhaft, also regionalisierend dargestellt werden kann. Da im Projekt selbst weder Grundlagenerhebungen zur Bestandesinterzeption oder -transpiration durchgeführt werden konnten, noch aus dem Untersuchungsgebiet verfügbar waren, basiert das Verfahren auf der modifizierten Übertragung von Eckwerten aus der Literatur auf das zu beschreibende Ökosystemspektrum („Potentialansatz“ gemäß Kap. 2.2.3). Ein solches, deduktives Verfahren wird als geeignet erachtet, um in der Kombination mit lokal zu erhebenden und induktiv zu regionalisierenden Hilfsgrößen die angestrebte Prozeßbetrachtung leisten zu können.

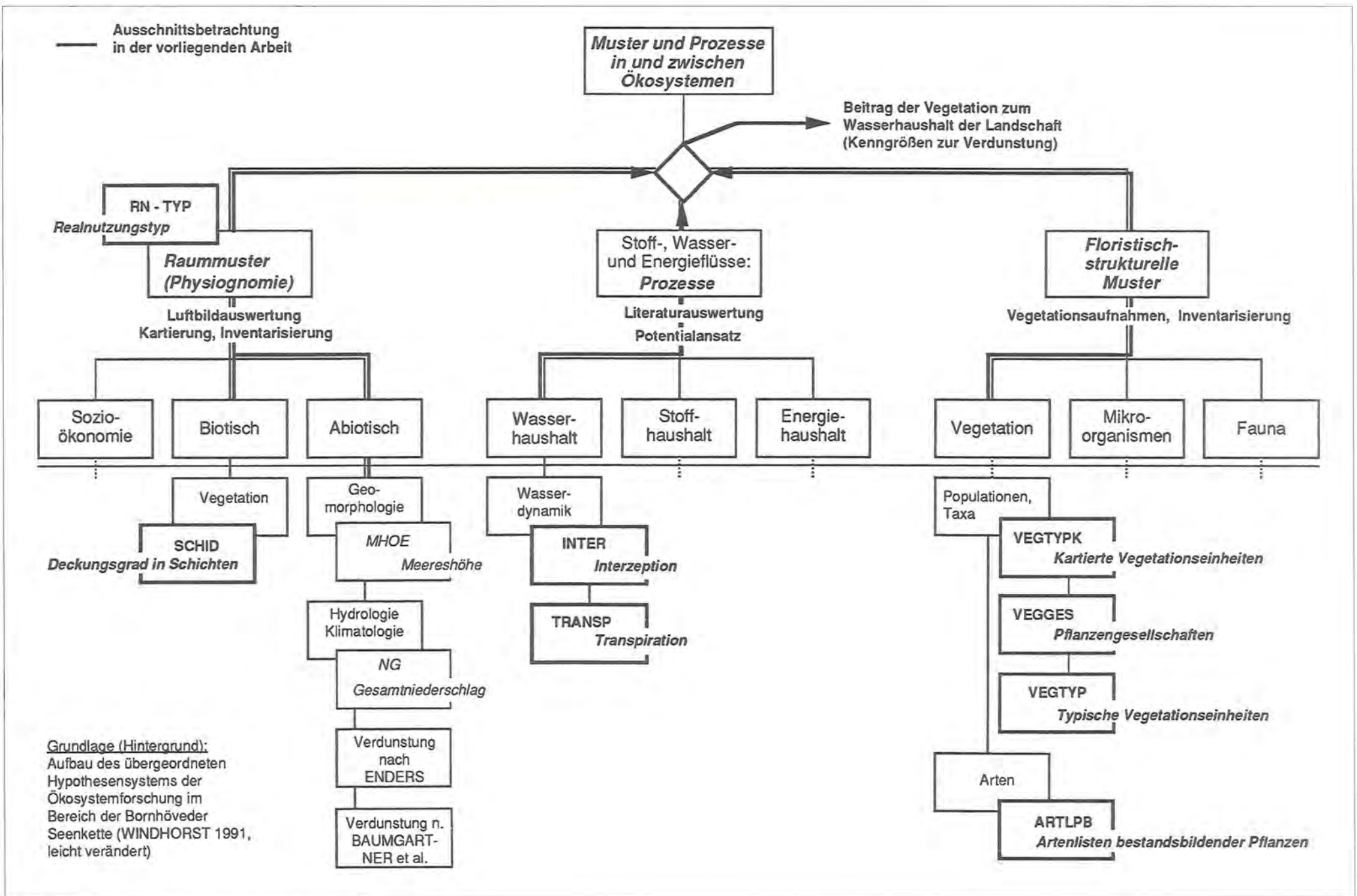


Abb. 3.1.: Einbindung der Merkmalsgruppe in Struktur und Dynamik von Ökosystemen.

Als derartige Hilfsgrößen werden physiognomische, floristische, strukturelle und synthetische Merkmale der Vegetation gesehen. Damit wird impliziert, daß sich Muster (Strukturen) und Prozesse (Funktionen) in Ökosystemen und Ökosystemkomplexen wechselseitig bedingen (vgl. HABER 1990, LENZ 1991, MÜLLER & FRÄNZLE 1991).

Bei unscharfer Prozeßkenntnis wird mit Hilfe des Potentialansatzes versucht, basierend auf dem indikatorisch auswertbaren Raummuster der Phytozönosen, Abschätzungen zum Prozeßverhalten von Ökosystemen und der Landschaft zu treffen, mithin zur „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“. Ein solches Vorgehen erscheint jedoch nur statthaft unter geringer räumlicher und zeitlicher, d.h. regionalisierter Auflösung der Prozeßbeschreibung. Der in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ gewählte Maßstab 1:10.000 wird ebenso wie die zeitliche Auflösung in der Jahres-Dimension als adäquat für derartige Betrachtungen zum Wasserhaushalt betrachtet (vgl. Kap. 2.2.2).

Zur Überprüfung der bislang charakterisierten Arbeitshypothesen muß die Gültigkeit derartig abgeleiteter Datenmodelle (Kap. 4) hinterfragt werden. Hier wird unterstellt, daß es mit Hilfe einer geeigneten Vergleichsbasis sowie den analytischen Kapazitäten eines Geographischen Informationssystems gelingen kann, zumindest einfache Formen einer „Fehlerabschätzung“ und Eichung („Kalibrierung“) herbeizuführen. Damit ist die Integration abiotischer Rahmenbedingungen der Verdunstung gemeint (Kap. 5). Zur vollständigen Falsifizierung eines solchen, in weiten Teilen deduktiv gebildeten Datenmodells wird die Hypothese vertreten, daß repräsentative Validierungsstandorte für Freilandmessungen effektiver ermittelt werden können.

Für die Anwendung prozeßorientierter Kenngrößen in der ökologischen Planung schließlich werden für die Ressource Vegetation zusätzliche Perspektiven bei der Formulierung von Umweltqualitätszielen angenommen (Kap. 6). Dabei besteht die Vorstellung, daß sich der methodische Pfad zur Ableitung von prozeßorientierten ökologischen Leitbildern als transparent genug erweist, um die Abwägung mit konkurrierenden Umweltqualitätszielen zu ermöglichen.

In einer Gesamtschau dieser Arbeitshypothesen wird die eingangs dargelegte Betrachtung aufgegriffen, daß es an der Schnittstelle von angewandter Forschung und ökologi-

scher Planung erforderlich sei, einfache, erfahrungsgestützt-abschätzende Verfahren zur Operationalisierung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ zu entwickeln.

3.3 Methodischer Überblick

Als methodischer Leitfaden wird die folgende Übersicht, in der auch eine Auflistung der verwendeten Kenngrößen des Datenmodells zur „Höheren Vegetation“ (vgl. Kap. 3.1) erfolgt, vorangestellt. Mit Abb. 3.2 steht dazu ein komprimiertes Ablaufschema, auf dessen Phasenfolge im Text Bezug genommen wird, zur Verfügung⁷⁾.

3.3.1 Exkurs: Kartierung Realnutzung (Vorphase)

In einer chronologischen Betrachtung sind zunächst Vorauswertungen des Teilprojekts „Datenaufbereitung/Kartographie“ zu nennen (SPANDAU 1989, HABER et al. 1990). In einem Gradienten der nordalpinen Höhenzonierung, der Naturnähe und Nutzungsintensität wurden ca. 225 Ökosystemtypen, sog. Realnutzungstypen, definiert (vgl. Kap. 2.1); Abgrenzungskriterien waren u.a. im Luftbild erkennbare Vegetationsstrukturen. Grundlage für diese flächendeckend im Untersuchungsgebiet durchgeführte Auswertung waren Infrarot-Falschfarben-Luftbilder und S-W-Orthophotos im M 1:10.000. Der gewählte Kartierungsschlüssel sowie Abgrenzung und Ansprache der Realnutzungstypen wurde durch Referenzkartierungen im Gelände entwickelt bzw. überprüft. Ein Realnutzungstyp stellt demnach einen nach luftbildkartierbaren Merkmalen abgegrenzten Ökosystemtyp dar; er wurde in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ als elementare Struktur- und Prozeßeinheit allen Teilprojekten als räumliche Bezugsbasis für die Regionalisierung vorgegeben.

3.3.2 Phase 1: Inventarisierung von Hilfsgrößen

Arbeiten von MAGNUS (1915), MAYER (1959) und LIPPERT (1966) hatten die Basis zur Inventarisierung der Gefäßpflanzenflora im heutigen Nationalpark Berchtesgaden geschaffen. Eine Vielzahl von jüngeren Arbeiten trug in der Folge dazu bei, daß über die vier Testgebiete des Forschungsprojektes und das Nationalparkgebiet hinaus Vegetationskarten im Geographischen Informationssystem im Maßstab 1:10.000 inventarisiert und einer Erarbeitung von Kenngrößen zugänglich gemacht werden konnten.

Der Komplexindikator „Pflanzendecke“ wird dabei durch folgende Indikatorengruppe beschrieben (vgl. Abb. 3.2 und Tab. 3.1): Die floristisch-strukturelle Kennzeichnung der Vegetation durch die Kartierer erfolgte in den vier repräsentativen Testgebieten der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“, darüberhinaus stichprobenartig, teilweise auch großflächig (Wälder) im gesamten Untersuchungsgebiet. Diese Felderhebungen, zumeist herkömmliche Vegetationskarten der pflanzensoziologischen Schule, weisen ein anderes Flächenmuster auf, als die in der

Tab. 3.1: Merkmalsgruppen zur Erfassung des Komplexindikators „Pflanzendecke“.

Kürzel	Merkmal (Hilfsgröße)	Dimension	Indikation
VEGTYPK	Kartierte Vegetationseinheit (aus Testgebieten)	Code	floristisch-strukturell
VEGTYP	Typische Vegetationseinheit (des Realnutzungstyps)	Code	floristisch-strukturell
VEGGES	Pflanzengesellschaften	Code	floristisch-strukturell
SCHID	Deckungsgrad in Schichten (Baum-, Strauch-, Krautschicht)	% *)	physiognomisch-strukturell
ARTLPB**)	Artenliste bestandsbildender, häufiger Arten	Code	floristisch-synthetisch

*) der Horizontalprojektion

**) diagnostisch wichtiger Einzelindikator

7) Teilweise Wiederholungen bei der jeweiligen Wiederaufnahme dieses Leitfadens in den Ergebniskapiteln 4 bis 6 werden dabei bewußt hingenommen.

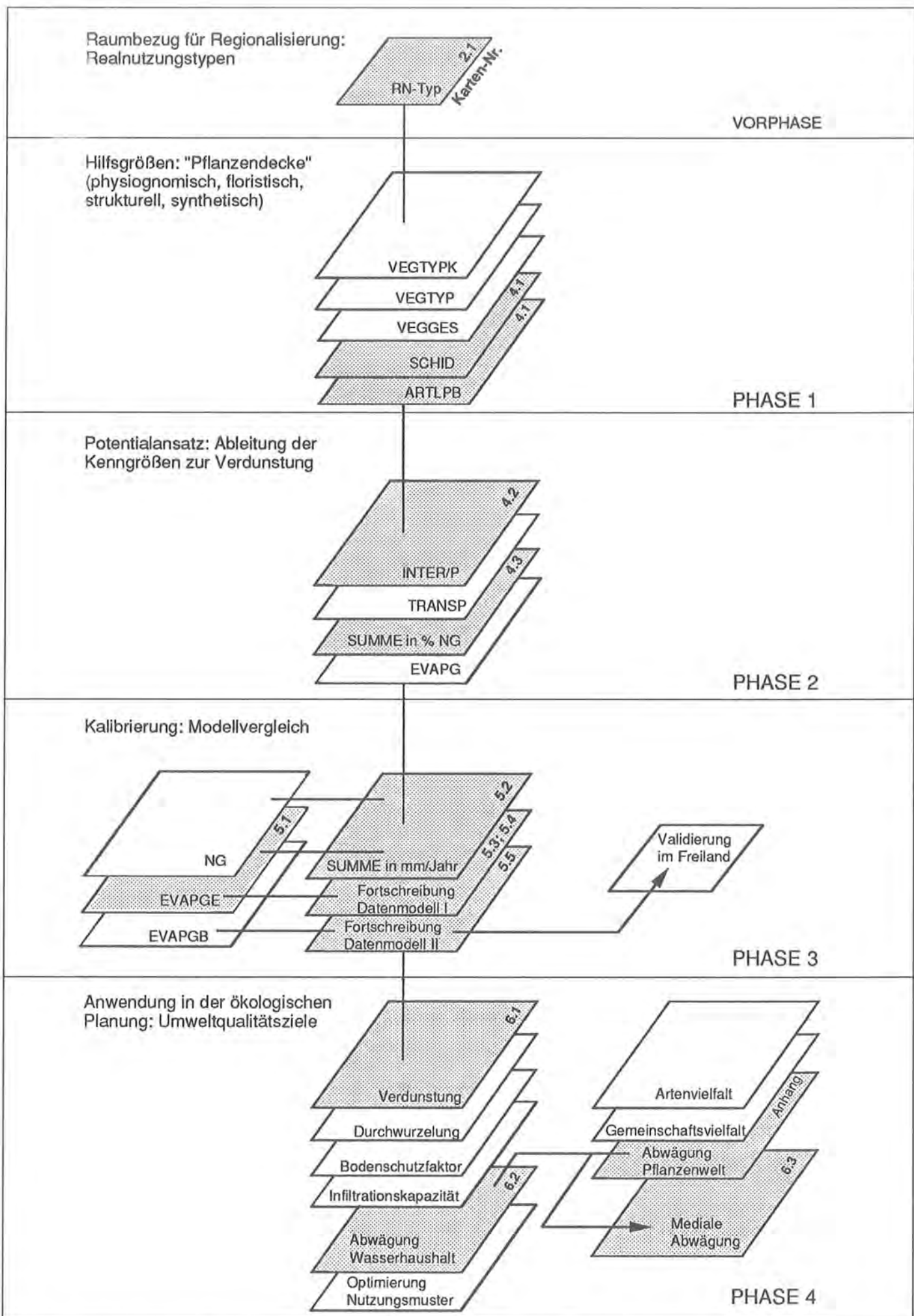


Abb. 3.2.: Ablaufschema zur Methodik; Erläuterung der Kürzel im Text (Kap. 3.3).

o.a. Vorphase physiognomisch-strukturell abgegrenzten Realnutzungstypen. Zieht man das Geographische Informationssystem heran, so läßt sich in den Gebieten, in denen Kartierungen im Feld erfolgten, eine Überlagerung mit dem luftbildkartierten Raummuster erzielen.

Aus der Beziehung beider Flächenmuster wird also die Modellvorstellung abgeleitet, die zur (induktiven) Regionalisierung der floristisch-strukturellen Merkmale der „Pflanzendecke“ nötig ist.⁹⁾

Den Vegetationskarten wiederum liegen punktuelle, herkömmliche Vegetationsaufnahmen zugrunde. Die Auswertung dieser floristisch-strukturell gegliederten Vegetationstabellen beschreibt Pflanzengesellschaften. Die in den Tabellen i.d.R. nach Stetigkeit sortierten Pflanzenarten oder Artengruppen erlauben die Auswahl diagnostisch wichtiger, floristisch-synthetischer Einzelindikatoren für die angestrebte Prozeßbeschreibung (hier: bestandsbildende, häufige Arten, vor allem dominante Gehölzarten). Mit Hilfe der Vegetationsaufnahmen erfolgt auch die Beschreibung des Deckungsgrades (in Schichten), als ergänzende physiognomisch-strukturelle Kennzeichnung des Komplexindikators „Pflanzendecke“ (vgl. Tab. 3.1). Die Regionalisierung dieser Indikatoren erfolgt ebenfalls durch ihre Abbildung auf das Raummuster der Realnutzungstypen.

3.3.3 Phase 2: Ableitung des Datenmodells

Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt wird entscheidend durch ihre Verdunstung geleistet (vgl. Kap. 2.5). Eine Literaturobwohl zur Interzeption und Transpiration von Pflanzenbeständen ähnlicher Formation oder Artendominanz bildet die Basis des „Potentialansatzes“, wie er zur Ableitung dieser Kenngrößen für das Untersuchungsgebiet verfolgt wird. Das Gerüst von Eckwerten aus der Literatur zur Entwicklung des Datenmodells wird in Kap. 4.1 und 4.2 umrissen. Dabei kam es nicht auf Vollständigkeit und auch weniger auf die ohnehin kaum gegebene direkte Übertragbarkeit von Meßergebnissen an, als vielmehr auf eine hinreichende Zahl von regional zu „eichenden“ Annäherungswerten.

Die Charakterisierung der Verdunstung der „Pflanzendecke“ geschieht dabei in Form von Abschätzungen und Interpolationen sowie relativen Einstufungen zwischen den Realnutzungstypen. Die in Phase 1 abgeleiteten und regionalisierten Merkmale der „Pflanzendecke“ werden nun als Hilfsgrößen herangezogen, um die Zuordnung von Literaturquellen zu den einzelnen Realnutzungstypen differenzierter zu gewährleisten. Dies geschieht u.a. durch die vergleichende Ansprache der bestandsbildenden Artengruppen und die Berücksichtigung der prozeßorientiert wirksamen Flächenanteile der Vegetation am Realnutzungstyp (Deckungsgrad). Diese induktiv regionalisierten Merkmale dienen also zur Anpassung der im „Potentialansatz“ deduktiv abgeleiteten Prozeßkenngrößen aus der Literatur. Umfangreiche Analogieschlüsse sind dabei erforderlich.

Ableitungsbeispiele werden exemplarisch erläutert (Kap. 4.2.3). Das Resultat eines solchen Vorgehens liefert ein grob-generalisiertes Wertegerüst, als erfahrungsgestützte Ersteinschätzung (Kap. 4.2.4). Die Dokumentation des derart gebildeten Datenmodells erfolgt in sog. Merkmalstabellen (Abb. 3.3). Für die Bestandesinterzeption und -transpiration wird der prozentuale Anteil am mittleren jährlichen Gesamtniederschlag in Stufen von jeweils fünf Prozent dargestellt. Dies wird als die brauchbarste „Skalenspreizung“ im Spannungsfeld zwischen einer noch zulässig erscheinenden Aussageschärfe sowie einer noch darstellbaren Differenzierung der Realnutzungstypen untereinander erachtet.

Neben den Kenngrößen zu den einzelnen Realnutzungstypen werden die Form der Ableitung und die Einschätzung der Datenqualität belegt. Der „Potentialansatz“ läßt dabei eine direkte Zuordnung einzelner Literaturzitate zu den regionalen Ökosystemtypen kaum zu, wenngleich einige besser durch Quellen charakterisierbare Realnutzungstypen als Ausgangspunkt der Wertebildung betrachtet werden können (vgl. die exemplarische Kennzeichnung in Abb. 3.3). Die (subjektive) Einschätzung der erreichten Datenqualität in einer Skala von 1 (= vages Datum) bis 7 (= abgesicherter Wert) darf dabei nicht unterbleiben. Allerdings beruhen regionalisierte Datensätze stets auf Modellvorstellungen, Schätzgleichungen, Extrapolationen (vgl. Kap. 2.2).

Die abgeleiteten Kenngrößen und die verwendeten Hilfsgrößen der „Pflanzendecke“ werden auf diese Weise in einer relationalen Datenbank (des Geographischen Informationssystems) gespeichert, so daß kombinatorische Auswertungen mehrerer Merkmale, bezogen auf ein- und denselben Realnutzungstyp, möglich werden. Im GIS besteht eine sog. „Verpointerung“ zwischen den Zeilen der Merkmalstabelle (der Datenbank) mit den Lokalitäten des in dieser Zeile durch Merkmale charakterisierten Realnutzungstyps in der Karte (Geometrie). Das Geographische Informationssystem (GIS) kann also zum einen zur Bereitstellung der erforderlichen Hilfsgrößen (Phase 1) herangezogen werden. Desweiteren können mit Hilfe der im GIS gehaltenen Realnutzungstypen die regionalisierten, prozeßorientierten Kenngrößen extrapolierend für das gesamte Biosphärenreservat verfügbar, wechselseitig analysierbar (d.h. überlagerbar) sowie flächenhaft bilanzierbar gemacht werden.

Betrachtet werden also ökosystemare Muster und Prozesse sowie deren Zusammentreten zur Landschaft (Ökosystemkomplexe). Als geeigneter Maßstab für die auf diesen Ebenen vorzunehmende Verknüpfung von Prozeßmerkmalen mit vor allem strukturellen Indikationen der „Pflanzendecke“ bot sich gemäß Kap. 2.2.2 der ohnehin in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ gewählte Maßstab 1:10.000 sowie der Bezug auf den mittleren, jährlichen Niederschlag an.

Um die gesamte Evapotranspiration (EIT) zu erfassen, muß neben dem pflanzenökologischen Beitrag die Evaporation, d.h. die rein physikalische Verdunstung von abiotischen Oberflächen angegeben werden (vgl. Kap. 2.5). Dieser Parameter der Wasserbilanz wurde im Teilprojekt „Höhere Vegetation“ nur überschlägig erfaßt, war jedoch

⁹⁾ Der Strukturbegriff wird also sowohl für das äußere Erscheinungsbild der Vegetationsbestände (ihre Physiognomie), als auch im Hinblick auf ihre räumliche (horizontale und vertikale) Anordnung bzw. Überlappung verwendet (vgl. HOFMANN 1989).

Kenngroße: (MUSTER)			
Real- nutzungs- typ (mit Code-Nr.)	Variablennummer	99999	Erhebungsart
	Variablenkürzel	MUSTER	
	Dimension	% ...	Datenqualität
	VEGETATION UND STANDORTE OBERHALB DER ALPINEN WALDGRENZE		
001	Fels, Karrenfelder	5	LIT 3
002	Fels m. alpinen Rasengesellschaften	15	INT 2
003	Fels m. einzelnen Latschengruppen	15	INT 2
004	Fels m. einzelnen Bäumen	5	EST 2
005	Gesteinsschutt	5	LIT 3
014	Gesteinsschuttfuren	15	LIT 3
015	Gesteinsschutt m. einzelnen Latschengruppen	15	INT 3
006	Alpine Rasen	15	LIT 4
010	Latschengebüsch	20	LIT 4
011	Mosaik aus Latschen und alpinen Rasen	20	INT 3

1 = "weiches " Datum	LIT = Literatursauswertung
.	INT = Interpolation
.	EST = Schätzung
.	MES = Messung
.	LAB = Laboruntersuchung etc.
7 = abgesicherter Wert	KTG = Kartierung

Abb. 3.3:
Muster einer Merkmalstabelle,
Verknüpfung mit der Karte
(Geometrie) im GIS.

zusammen mit der Interzeption als Summenparameter zur „unproduktiven“ Verdunstung darzustellen (HERRMANN et al. 1988 a – c). Für die nachfolgenden Schritte zur „Eichung“ des Datenmodells muß dieser Verdunstungsfaktor jedoch berücksichtigt werden (vgl. Tab. 3.2).

Dabei wird zunächst die „potentielle Leistungsfähigkeit“ der Vegetation beschrieben, durch Interzeption und Transpiration Prozesse des Wasserhaushalts zu beeinflussen, mithin die „Disposition“ der Vegetation für einen solchen Beitrag zur Gebietsverdunstung. Bei der Übertragung von Literaturdaten aus niedrigeren bzw. Mittelgebirgslagen in das Untersuchungsgebiet am Alpennordrand ergibt sich jedoch eine wichtige Fehlerquelle. Denn für Bestandesinterzeption und -transpiration wird im Datenmodell ja der durchschnittliche, prozentuale Anteil am gesamten Niederschlag eines Jahres angegeben (vgl. Tab. 3.2, Abb. 3.3).

Geht man davon aus, daß das morphologisch und physiologisch bestimmte sowie von physikalischen Rahmenbedingungen abhängige Interzeptions- und Transpirationsvermögen von Pflanzenbeständen jedoch mit zunehmender Niederschlagshöhe nicht beliebig anwachsen kann, bedingt dieses Vorgehen aufgrund des Niederschlagsreichtums im Biosphärenreservat zunächst eine Überschätzung der absoluten (realen) Verdunstung (in mm jährlicher Verdunstungshöhe)⁹⁾.

3.3.4 Phase 3: Iterative „Kalibrierung“ des Datenmodells

Neben diesem Beschreibungsversuch der „potentiellen Leistungsfähigkeit“ der Vegetation erfahren weitere Para-

meter zur Kennzeichnung der aktuellen Verdunstungshöhe also zunächst eine Behandlung als „black box“. Hierzu zählen insbesondere die Niederschlagsverteilung sowie analog die Zonierung der potentiellen Verdunstung (vgl. Kap. 2.5 zu deren Bestimmungsgrößen). Diese abiotische Steuerung der Verdunstung definiert für den hier betrachteten biotischen Beitrag wesentliche Randbedingungen, die erst in einem weiteren Schritt mit dem abgeleiteten Datenmodell zur Interzeption und Transpiration in Beziehung gesetzt werden (vgl. Abb. 3.2). Dabei sind die in Tab. 3.3 dargestellten hydrologisch-klimatologischen Merkmale als Höhenfunktionen zu berücksichtigen.

Dies geschieht in erster Linie durch den Vergleich mit klimatischen Modellvorstellungen zur Gebietsverdunstung bei ENDERS (1979). Dieser Abgleich war erst in der sog. Synthesephase (Kap. 2.1.3) der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ zu leisten, nachdem die in Tab. 3.3 bezeichneten Merkmale kartographisch-digital im Geographischen Informationssystem für Überlagerungen und Flächenstatistiken (vgl. Kap. 2.3) zur Verfügung standen. Diese Geometrien beschreiben die Merkmale in ihren Originalabgrenzungen (Isolinien). Als räumlicher Bezug dienen hier also nicht die einzelnen Realnutzungstypen, die sich gemäß ihrer physiognomisch-strukturellen und nutzungsbedingten Abgrenzung über ein Spektrum unter-

⁹⁾ Beim Versuch einer Zuordnung von absoluten Quellenangaben (z.B. in mm/Jahr) wäre jedoch aufgrund der sehr unterschiedlichen Niederschlagsverhältnisse an den Orten der Datenherkunft keine vergleichbare Literaturbasis zustande gekommen, ganz abgesehen vom großen Mangel an Meßwerten für den Fall der Beschränkung auf besser übertragbare Angaben aus der Gebirgsregion.

Tab. 3.2: Prozeßorientierte Kenngrößen der Vegetation zum Wasserhaushalt (Verdunstung).

Kürzel	Merkmal (Kenngröße)	Dimension	Indikation
INTER/P	Bestandes-Interzeption	% NG	phyto-ökologisch
TRANSP	Bestandes-Transpiration	% NG	phyto-ökologisch
SUMME	Beitrag der Vegetation zur Verdunstung (INTER/P + TRANSP)	% NG	phyto-ökologisch
EVAPG ^{*)}	Verdunstung von abiotischen Oberflächen	% NG	hydrologisch-klimatologisch

^{*)} Hilfsgröße, nach HERRMANN et al. (1988 a - c)
% NG = Anteil am jährlichen Gesamtniederschlag

schiedlicher Standorte hinsichtlich der abiotischen Rahmenbedingungen erstrecken können.

Mit Hilfe der bei ENDERS (ebd.) für das Untersuchungsgebiet berechneten potentiellen Verdunstung und dem dort zugrundegelegten Höhengradienten des Niederschlags können auch die absoluten Größenordnungen des Datenmodells anhaltsmäßig überprüft werden, denn die potentielle entspricht aufgrund der zumeist großzügigen Wasserversorgung der Standorte i.d.R. der aktuellen Evapotranspiration (EIT) im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Die bei ENDERS wiedergegebene Niederschlagsverteilung erlaubt es nun auch, die prozentualen Verdunstungsangaben der Kenngrößen des Datenmodells (in % NG) in Absolutwerte (mm/Jahr) umzusetzen (Verknüpfungsvorschrift im GIS, vgl. Abb. 5.1).

Unter Nutzung der Überlagerungsfunktion im Geographischen Informationssystem kann das Datenmodell zur Verdunstung der Vegetation dann mit den Angaben von ENDERS zur Gebietsverdunstung verglichen werden. Hierzu müssen jeweils die Summenwerte der Kenngrößen Interzeption und Transpiration herangezogen werden (incl. dem grob abgeschätzten Evaporationsanteil als Hilfsgröße (vgl. Tab. 3.2). Dieser Schritt wird im Testgebiet „Jenner“ der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ vollzogen. Damit soll der o.a. Tendenz des Datenmodells begegnet werden, aufgrund der Dimensionierung (prozentuale Verdunstungsanteile am Niederschlag) eine Überschätzung der absoluten, aktuellen Gebietsverdunstung zu bedingen. Eine Reihe von Analyseschritten werden dann als Abfragen (Flächenbilanzen) im Geographischen Informationssystem durchgeführt. Aus den auftretenden Diskrepanzen zur Modellvorstellung von ENDERS (ebd.) sollen Hinweise zur Berücksichtigung des dabei wirksamen Höhengradienten sowie zu einer entsprechenden Fortschreibung des Datenmodells gewonnen werden.

Die Verteilung der Realnutzungstypen über die Höhenstufen im Biosphärenreservat kann mit Hilfe des Geographi-

Tab. 3.3: Abiotische Merkmale als Rahmenbedingungen der aktuellen Verdunstung.

Kürzel	Merkmal (Hilfsgröße)	Dimension	Indikation
MHOE	Meereshöhe (gemäß Teilprojekt Datenaufbereitung/Kartographie)	m ü.N.N.	geomorphologisch
NG ^{*)}	Niederschläge (mittlere Jahresgesamthöhe)	mm/Jahr	hydrologisch-klimatologisch
EVAPGE ^{*)}	Gebietsverdunstung aus Modellberechnung	mm/Jahr (% NG)	hydrologisch-klimatologisch

^{*)} nach ENDERS (1979)

schon Informationssystem statistisch ermittelt werden. Die Überarbeitung des Verdunstungsbeitrages der Vegetation wird für die einzelnen Typen möglich, indem bezogen auf deren mittlere Höhenverbreitung die „überständigen“, absoluten Verdunstungshöhen in Prozent des Niederschlags ausgedrückt und von den ursprünglichen Ausprägungen der Kenngrößen abgezogen werden (vgl. Kap. 5.1). Im Hinblick auf die leichte Einsetzbarkeit des Datenmodells für die ökologische Planung (vgl. Kap. 6) sollen die Realnutzungstypen jedoch durch ein möglichst einfaches und fest verknüpftes Spektrum an Kenngrößen handhabbar bleiben (ohne weitere Differenzierung durch eine zusätzliche Höhenfunktions-Spalte in der Merkmalstabelle).

Mit dieser ersten Überarbeitung des Datenmodells wird also eine Annäherung gegenüber dem Ergebnis von ENDERS (ebd.) geleistet, ohne daß dadurch die Gültigkeit beider Ansätze bereits belegt sein kann; auch die Berechnungen von ENDERS bleiben Modellvorstellungen.

Aufgrund in weiten Bereichen fehlender direkter Meßwerte für die Verdunstung im Alpengebiet ist bis heute die Größe der höhenbedingten Verdunstungsabnahme ohnehin umstritten (BAUMGARTNER et al. 1983). Der Entwurf einer Verdunstungskarte für ein Gebirgsgebiet bedarf weitgehender Modellannahmen, wobei die Schwierigkeit besteht, daß sich nahezu alle die Verdunstung bestimmenden klimatischen Einflußgrößen mit der Höhe ändern und durch die differenzierte Orographie eine zusätzliche Modifikation der Verdunstung erfolgt (ebd.). Insofern bestehen nach wie vor unklare Vorstellungen über die Verdunstung im Alpengebiet und deren Zusammenhang mit Niederschlag und Temperatur, insbesondere auch was gebietspezifische Abweichungen von den überregionalen Charakteristika betrifft (REICHEL 1957).

Eine bei BAUMGARTNER et al. (ebd.) ermittelte Regression zwischen Höhenlage und Verdunstung in den Alpen wird daher zu einer weiteren „Kalibrierung“ des Datenmodells herangezogen. Diese Gleichung gestattet es, näherungsweise Absolutwerte der Verdunstung als Funktion des Höhenprofils der einzelnen Realnutzungstypen zu ermitteln. In einem weiteren Rechenschritt werden die bei ENDERS (ebd.) ebenfalls als Höhenfunktion abgeleiteten Niederschlagsverhältnisse herangezogen, um den Realnutzungstypen aufgrund der ermittelten Schwerpunkte ihrer Höhenverbreitung mittlere jährliche Niederschlagshöhen zuzuordnen. Dadurch wird ein Vergleich der gemäß BAUMGARTNER et al. (ebd.) errechenbaren Verdunstungshöhen mit den Kenngrößen des Datenmodells (und der bis dahin erzielten ersten Kalibrierung) möglich.

Die auf diesem Wege erzielbare, erneute Fortschreibung des Datenmodells geschieht zum einen auf der Basis der nach dem Vergleich mit ENDERS (ebd.) überarbeiteten Kenngrößen. Zum anderen wird dabei auch das restliche Datenmodell an die resultierenden niedrigeren Ausprägungen angepaßt (vgl. Kap. 5.1).

Mit dieser im Nachgang zum Vergleich mit BAUMGARTNER et al. (ebd.) iterativ fortgeführten „Kalibrierung“ des Datenmodells wird also berücksichtigt, daß die Verdunstung bei bestimmten, von der Lufttemperatur abhängigen Grenzwerten des Niederschlags einen Höchstwert er-

Tab.3.4: Hilfsgröße zur Gebietsverdunstung.

Kürzel	Merkmal (Hilfsgröße)	Dimension	Indikation
EVAPGB*)	Gebietsverdunstung aus Regressionsgleichung	mm/Jahr	hydrologisch-klimatologisch

*) nach BAUMGARTNER et al. (1983)

reicht (ebd.), der sich dann auch bei mit der Höhe weiter zunehmenden Niederschlägen nicht mehr ändern kann. Auf der Basis des derart fortgeschriebenen Datenmodells werden schließlich die Auswertungen zur ökologischen Planung in Kap. 6 durchgeführt (vgl. Phase 4 in Abb. 3.2).

Die sich hier – wie auch schon aufgrund der deduktiven Ableitung im „Potentialansatz“ – aufdrängenden Fragen nach der Gültigkeit der entwickelten und mit den abiotischen Rahmenbedingungen „geeichten“ Kenngrößen können modelltechnisch formalisiert betrachtet werden. Denn aus den methodischen Ausführungen zur Erarbeitung dieses Datenmodells wird erneut deutlich, daß es sich weitgehend um eine Sekundärdatenbasis handelt, zu deren Darstellung eine Reihe von Abstrahierungen vorgenommen werden mußten (vgl. Kap. 2.1.1).

Modellvorstellungen wiederum verlangen nach Validierungen, die direkt aufgezeigt oder – wenn sie nur mittel- oder langfristig realisierbar erscheinen – zumindest benannt werden müssen. Entsprechend der Zielsetzung und Stellung der vorliegenden Arbeit (wie auch der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“) an der Schnittstelle von Ökosystemforschung und ökologischer Planung mußten entsprechend aufwendige Felderhebungen zur Quantifizierung der ökosystemaren Prozesse weitgehend vermieden werden.

In der Tat stellt sich daher sowohl für das hier entwickelte Datenmodell wie für grundlegende Eckwerte der Berechnungen von ENDERS (ebd.) bzw. auch BAUMGARTNER et al. (ebd.) die Frage nach der Ermittlung der aktuellen Verdunstung aus Erhebungen vor Ort¹⁰⁾. In Kap. 2 wird in einem Exkurs lediglich versucht, knappe Hinweise zur repräsentativen Validierung des Datenmodells im Zuge der Nationalparkforschung zu geben.

Dabei darf jedoch nicht überschätzt werden, was man sich von Validierungsschritten erhoffen darf: „There is no way to prove that a given model is correct. The closest we can come to this goal is to establish validity of the model for the given purpose“ (BOSEL 1987, S. 56). „Gültigkeit“ herzustellen für das Datenmodell der prozeßorientierten Kenngrößen der Vegetation, und zwar „für den zu erfüllenden Zweck“, kann für die vorliegende Arbeit bedeuten, das Datenmodell in der ökologischen Planung (vgl. Kap. 3.3.5) einsetzen zu können, ohne an der erzielten Datenqualität (vgl. Abb. 3.3) scheitern zu müssen.

BOSEL (ebd.) verwendet in einem Überblick den Terminus der Validierung als übergeordneten Begriff, wenn er von „structural validity, behavioral validity, empirical validity, application validity“ spricht. GROSSMANN (1989) führte im Rahmen der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ eine etwas weiter differenzierte und in Teilen abweichende Gliederung dieser Tests ein, die der

Zusammenstellung in Tab. 3.5 im wesentlichen zugrunde liegt; dort werden die in Kap. 5 verfolgten methodischen Arbeitsschritte im Überblick dargestellt.

Entgegen dem Begriffsgebrauch bei BOSEL (ebd.) und GROSSMANN (ebd.) wird „Validierung“ hier nur für den Vergleich der Modellvorstellungen mit eigens erhobenen Freilanddaten verwendet (Überprüfung flächenscharfer Modellaussagen durch punktuelle Stichprobenerhebungen). Entsprechend des bei WINDHORST (1991) wiedergegebenen Ablaufs zur Modellbildung nach JÖRGENSEN (1986) wird auch ein anderer Sprachgebrauch für den Abgleich der Datenmodell-Kenngrößen mit den Angaben von ENDERS (ebd.) und BAUMGARTNER et al. (ebd.) gewählt: Im Nachgang zu den grundlegenden Arbeitsschritten der Modellbildung, wie der Festlegung von Zeit- und Raummaßstab, der Ableitung der Datenanforderungen etc. steht vor der „Validierung“ zumindest die o.a. „Kalibrierung“.

In einem solchen Sinne werden die in Kap. 5 im Ergebnis dargestellten Verknüpfungsschritte biotischer und abiotischer Prozeßbeiträge zur Gebietsverdunstung als Eichung der entwickelten Kenngrößen der Vegetation verstanden (vgl. Tab. 3.5).

Tab. 3.5: Zusammenstellung der in Kap. 5 verfolgten Kalibrierungs- (und Validierungs-)methoden.

Methode	Ziel	Einsatzbereich
Parametertest (bzw. auch Aggregation von Einzelergebnissen) *) Überprüfung der verwendeten Parameter auf Plausibilität und Größenordnung Alternative Modellierung*) Aufdecken von Widersprüchen oder Übereinstimmungen im Vergleich verschiedener Modellvorstellungen zum identischen Untersuchungsobjekt	Kalibrierung	Überprüfung der Kenngrößen Transpiration und Interzeption nach dem Datenmodell auf Plausibilität im Hinblick auf die entstehende Größenordnung der Summe Vergleich mit absoluten Größenordnungen der berechneten Verdunstung bei ENDERS (1979) und BAUMGARTNER et al. (1983). Die aktuelle kann nicht höher als die potentielle Verdunstung sein (im Vergleich der Kenngrößen das Datenmodells mit den o.a. Modellvorstellungen zur Gebietsverdunstung)
Vergleich mit aktuellen bzw. eigens erhobenen Daten	Validierung	Konzeptionelle Überlegungen zur Forschung (Felderhebungen) im Alpen-Nationalpark Berchtesgaden
Darstellung von Ergebnissen in Karten; räumliche Mustererkennung	Kalibrierung Validierung	Einsatz des Geographischen Informationssystems zur Unterstützung der dargestellten Methoden

*) zwei Sichtweisen ein- und derselben Vorgehensweise

3.3.5 Phase 4: Anwendung des Datenmodells in der ökologischen Planung

Der Eintritt der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ in die abschließende Synthesephase bedeutete auch für die vorliegende Arbeit die Integration eines Wertungsbezuges (vgl. Kap. 2.1.3). Mit einem methodischen Beitrag zur räumlichen Differenzierung von Umweltqualitätszielen wird die Schwelle zur „ökologischen Planung“ überschritten (vgl. Kap. 1). Das erarbeitete Datenmodell zur Beeinflussung des Wasserhaushalts durch die Vegetation gelangt dabei im Sinne der bei KNAUER (1991) geforderten Durchgängigkeit zur Anwendung.

¹⁰⁾ Die von ENDERS (ebd.) gemachten Vorschläge zur Überprüfung seiner „Theoretischen Topoklimatologie“ durch künftige Freilandmessungen sind zwischenzeitlich im Biosphärenreservat eingeleitet worden. Bezeichnenderweise gilt dies jedoch nicht für die von ihm u.a. für verschiedene Seehöhen und Bestände angeregten Untersuchungen zur Verdunstung.

Einzuhaltende Schwellenwerte der Umweltgüte werden durch Indikatoren ausgedrückt, aufgrund ethischer Normen und politischer Leitbilder geprägt und ggf. durch planerische und behördliche Ausführungsbestimmungen präzisiert. Die Indikatorbestimmung selbst unterliegt jedoch einer wertfreien, zustands- und prozeßorientierten Betrachtung (KERNER et al. 1990, 1991 a und b). Das in Phase 1 und 2 in Ermangelung einer meßtechnischen Validierung in Phase 3 vorläufig geeichte Datenmodell wird nunmehr zusammen mit weiteren Kenngrößen als entsprechendes Indikatorensystem herangezogen.

Für die Entwicklung regionalisierter Schutz- und Entwicklungsstrategien benötigt die ökologische Planung jedoch eine räumlich differenzierte Bewertungsmöglichkeit der durch die menschliche Nutzung überprägten Ökosysteme, des „Nutzungsmusters“ eines Landschaftsausschnitts. Die in Phase 3 resultierende Merkmalstabelle (Tab. 5.4) ist einer solchen Bewertung zugänglich. Mit Hilfe des Geographischen Informationssystems können Zielerfüllungsgrade der Umweltqualität für die einzelnen Realnutzungstypen flächenscharf dargestellt werden (vgl. Abb. 3.3).

Umweltqualitätsziele (bzw. „ökologische Leitbilder“) werden i.d.R. zunächst als qualitative Norm gesetzt. Für die hier betrachtete Wasserbilanz wird exemplarisch die Zieldefinition formuliert, den Wasserabfluß aus dem Untersuchungsgebiet zu verlangsamen, insbesondere unter Bremsung (Verminderung) unerwünschten Oberflächenabflusses wegen der erhöhten Bodenabtragsgefahr im Hochgebirge. Stattdessen soll die Tiefenversickerung (Grundwasserneubildung) nach Möglichkeit gefördert werden.

Die Auswahl geeigneter Indikatoren zur Abbildung des angestrebten Umweltqualitätsziels wird jedoch aufgrund nicht veränderbarer Parameter eingeschränkt (zur Geologie, zum Niederschlag etc.). Variable, prozeßorientierte Kenngrößen der Landschaft sind oftmals der Vegetation zuzuschreiben, nicht zuletzt wegen ihrer engen Korrelation mit jeglichen Formen des Nutzungswandels. Hierzu zählt die Gebietsverdunstung – ein durch den Beitrag der „Pflanzendecke“ geprägter und innerhalb der abiotischen Randbedingungen (vgl. Phase 3) je nach Vegetationstyp charakterisierbarer Parameter des Wasserhaushalts (vgl. Phase 2).

Die zugehörigen Kenngrößen des Datenmodells können demnach für eine wertende Interpretation des Nutzungs-

musters herangezogen werden. Dies wird durch eine Sortierung ihrer Ausprägungen in den Merkmalstabellen möglich. Die nun als Indikatoren des o.a. Umweltqualitätsziels verwendeten, semi-quantifizierten Kenngrößen sind grundsätzlich „grenzwertfähig“ (PFADENHAUER et al. 1991) bzw. anhand von Schwellenwerten skalierbar. Ohnehin kaum veränderbare und daher für eine planerische Berücksichtigung irrelevante Ökosystemtypen (wie überwiegend in der subalpinen-alpinen Stufe des hier betrachteten „Nutzungsmusters“) werden dabei ausgeschlossen.

Mit der Setzung von relativen Schwellenwerten im Verdunstungsgradienten werden sodann für die einzelnen Realnutzungstypen Zielerfüllungsgrade bzw. Defizite und ihre Bedeutung für das verfolgte ökologische Leitbild darstellbar (vgl. Abb. 3.4).

Aufgrund der sehr hohen Gesamtniederschläge und der übergeordneten Zielsetzung, den Oberflächenabfluß möglichst gering zu halten, werden mit diesem Teilziel möglichst hohe Verdunstungsraten angestrebt. Diejenigen Flächen sollen mit Unterstützung durch das GIS ausfindig gemacht werden, die sich zur Gewährleistung des übergeordneten Umweltqualitätsziels anbieten, und zwar als „Positivliste“ (möglichst im Sinne von nicht zu verändernden „Tabuflächen“) oder als „Negativliste“ (Flächenanteil durch Nutzungswandel möglichst minimieren). Die regionalisierten Umweltqualitätsziele werden demnach als bewertete Flächenanteile am Nutzungsmuster ausgedrückt; es resultieren „ökologische Eckwerte“ für den betrachteten Landschaftsausschnitt.

Die Definition von Schwellenwerten skaliert also das in Tab. 5.4 dargelegte Spektrum der prozeßorientierten Kenngrößen und verdeutlicht die mit der übergeordneten Zielsetzung begründete Werthaltung. Damit wird jedoch keine Festschreibung ohnehin oft kaum begründbarer Grenzwerte erzielt. Die Skalierung wird hier allein aus dem Vergleich der Zielerfüllungsgrade der Realnutzungstypen untereinander abgeleitet.

Der für das Datenmodell als räumliche Bezugseinheit definierte Realnutzungstyp bildet die gemeinsame Betrachtungsebene einer Vielzahl der in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ erarbeiteten Kenngrößen, seine „Verpointerung“ mit den Merkmalstabellen ermöglicht daher auch einen ökosystemaren Abwägungsprozeß zwischen verschiedenen, durchaus auch konkur-

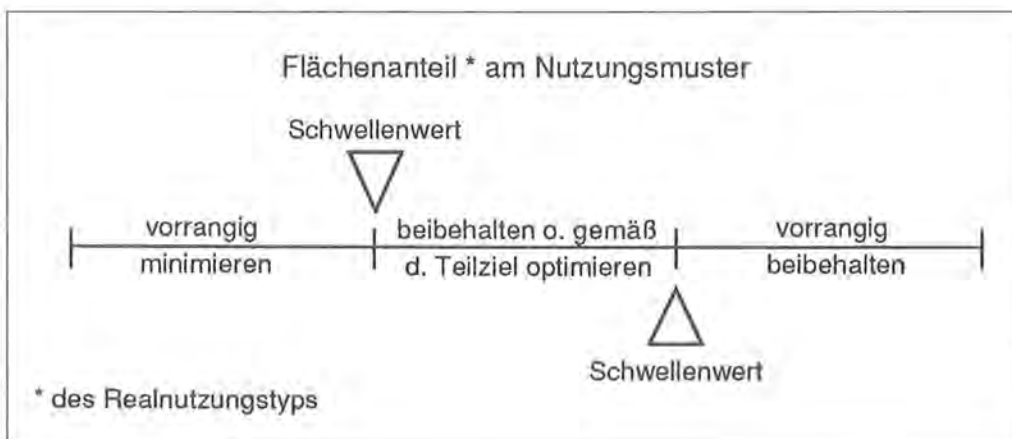


Abb. 3.4: Bewertung des Nutzungsmusters (Sortierung der Realnutzungstypen).

rierenden Umweltqualitätszielen und räumlich differenzierten „ökologischen Eckwerten“.

Die in Abb. 2.7 gekennzeichneten, hydraulisch bzw. bodenphysikalisch wirksamen Einflüsse der „Pflanzendecke“ auf Oberflächenabfluß und Infiltration wurden ebenfalls im Teilprojekt „Höhere Vegetation“ der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ charakterisiert (HERRMANN et al. 1988 a – c). Diese Kenngrößen werden in einem kurzen Exkurs in Kap. 6.1.1 eingeführt und im Sinne der prozeßorientierten Identität abiotischer und biotischer Parameter (vgl. Kap. 2.4) als weitere Teilziele des übergeordneten Umweltqualitätsziels zur Wasserbilanz behandelt. Dies mündet ebenfalls in räumlich differenzierte Bewertungen des betrachteten Nutzungsmusters im Testgebiet „Schönau“. Mit der Formulierung dieser weiteren Teilziele soll die Abwägung der im GIS überlager- und analysierbaren „ökologischen Eckwerte“ untereinander exemplarisch aufgezeigt werden.

Wie aus Tab. 3.6 ersichtlich, handelt es sich dabei um Teilziele zur Durchwurzelung und zum Bodenschutz durch die „Pflanzendecke“ sowie um die Übernahme und Bewertung einer Kenngröße zur nutzungsbedingten Beeinflussung der Infiltration aus einem weiteren Teilprojekt der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“.

Die sich anschließende Abwägung der Teilziele untereinander kann durch die Anwendung einer sehr einfachen Matrix vollzogen werden (vgl. Tab. 6.3). Die räumlich differenzierten „ökologischen Eckwerte“ werden je Realnutzungstyp einer entsprechenden Verknüpfung von Teilziel-Spalten unterzogen. Das Ergebnis ist wiederum eine flächendeckende Bewertung der betrachteten Ökosystemtypen und des von ihrem Zusammentreten zu Komplexen gebildeten Nutzungsmusters.

Diese übergeordnete Beurteilung von Zielerfüllungsgraden liefert dabei nicht nur ein entsprechendes Schutzwürdigkeitsprofil („Flächenanteil vorrangig beibehalten“, vgl. Abb. 3.4). Der „Sanierungsbedarf“ wird ebenfalls formuliert („Flächenanteil vorrangig minimieren“). Unter Berücksichtigung standörtlicher Voraussetzungen kann für jeden „kritisierten“ Realnutzungstyp eine alternativ angestrebte, weil dem verfolgten Umweltqualitätsziel besser entsprechende Form der Landnutzung vorgeschlagen werden. Die anhand der gesetzten Schwellenwerte sortierten Merkmalstabellen werden erneut zur Grundlage der ökologischen Planung.

Die Simulation eines dementsprechenden Nutzungswandels bedeutet die Definition von „Typenübergängen“

Tab. 3.6: Hydraulisch bzw. bodenphysikalisch wirksame Teilziele zum Wasserhaushalt.

Kürzel	Kenngröße	Dimension	Indikation
DU-/WUTI	Durchwurzelungstiefe/Bodenfestigende Wurzeltiefe	Index *)	standortskundlich
CFAKT	Bodenschutzfaktor (durch Vegetation)	Faktor *)	standortskundlich
DINFKAP**)	Infiltrationsvermögen des Bodens	Faktor *)	standortskundlich

*) Erläuterungen vgl. Kap. 6.1.1
 **) nach LANDAU 1988

(KERNER et al. 1991 a und b) im Hinblick auf ein insgesamt optimiertes Landnutzungsmuster. Eine derartige prognostische Raumbetrachtung stellt ein Charakteristikum ökologischer Planungsverfahren dar (KNAUER 1991). So müssen z.B. Wirkungsprognosen von Umweltverträglichkeitsstudien (Projekt-UVP's) einer raumbezogenen Bewertung und Bilanzierung zugänglich sein (vgl. z.B. KÖPPEL & JESSEL 1990). Der Ansatz, auf der Basis von bewerteten Realnutzungstypen verbesserte Nutzungsmuster zu beschreiben und diese neuen „pattern“ einer Erfolgskontrolle durch das sog. „ökologische Bilanzmodell“ zu unterziehen (vgl. Kap. 2.1.2), wurde bei KERNER et al. (1991 a und b) beschrieben (vgl. a. SPANAU & KÖPPEL 1991“).

Die Definition sektoraler Umweltqualitätsziele (für Wasser, Boden, etc.) schließt widersprüchliche Aussagen mit anderen „ökologischen Eckwerten“ keinesfalls aus. Selbst innerhalb einer Ressource wie der Vegetation können inhaltlich und räumlich konkurrierende Umweltqualitätsziele nicht immer vermieden werden. Wurde bislang der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt betrachtet, mithin als Objekt eines prozeßorientierten Ressourcenschutzes, so liegt andererseits eine „klassische“ Betrachtung der Vegetation im Sinne des Arten- und Gemeinschaftsschutzes nahe. Denn auch zur Ableitung von Zielen und Maßnahmen eines auf den Arten- und Biotopschutz „reduzierten“ Naturschutzes (vgl. Kap. 2.4) bedarf es regionalisierter, d.h. auf die jeweiligen (ökosystemaren bzw.) landschaftlichen Besonderheiten abgestimmter Leitbilder (PLACHER 1990 a).

Zur Erarbeitung eines weiteren Qualitätsziels wurden daher die Informationen des Datenmodells zur „Höheren Vegetation“ (HERRMANN et al. 1988 a – c) hinsichtlich dementsprechender Gesichtspunkte ausgewertet. Gemäß der übergeordneten Nationalparkzielsetzung, zur Erhaltung und Beobachtung „eines möglichst artenreichen heimischen Tier- und Pflanzenbestandes“ (BayNatSchG Art. 8, Abs. 2) konnten analog des beschriebenen Verfahrensmusters zwei ausgewählte Teilziele („Artenvielfalt, Gemeinschaftsvielfalt“) formuliert, der beschriebenen Abwägung unterzogen sowie anschließend den prozeßorientierten „ökologischen Eckwerten“ zum Wasserhaushalt gegenübergestellt werden.

Diese Auswertungen zum Arten- und Gemeinschaftsschutz (vgl. Exkurs in Kap. 6.2.1) beruhen dabei auch auf einem weiteren Einzelindikator der Vegetation, der ebenfalls regionalisiert erarbeitet und in Form von Artenlisten (seltener Taxa) dokumentiert ist (vgl. Tab. 3.7). Die Beschreibung der Seltenheit der Gemeinschaft bezieht sich auf die in Tab. 3.1 dargelegte „Hilfsgröße“ der inventarisierten Pflanzengesellschaften. In Ermangelung einer „Roten

“) Entsprechende Modellläufe zur Wasserbilanz lassen sich dabei zum einen für das betrachtete Nutzungsmuster im Status Quo durchführen. Zum anderen werden durch den Einsatz dieses Modells simulierte Bilanzen für die Zielprojektionen, die anhand eines optimierten Landnutzungsmusters verfolgt werden, ermöglicht. Die errechneten Outputs (Oberflächenabfluß, Infiltration) der zu vergleichenden Modellläufe können im Hinblick auf das übergeordnete Umweltqualitätsziel analysiert werden. Der angestrebte Nutzungswandel wird einer prognostischen „Erfolgskontrolle“ unterzogen, um die Gefahr von Fehlplanungen zu reduzieren (ebd.).

Liste von Pflanzengesellschaften¹²⁾ wurde in überarbeiteter Form auf den Versuch von HUBER & LENZ (1988) zurückgegriffen, eine solche Liste für den Berchtesgadener Raum zu entwerfen (basierend auf Experteneinschätzungen). Desweiteren wird die Vielfältigkeit der Artenausstattung der Realnutzungstypen über die Artenlisten der bestandsbildenden, häufigen (also auch communen) Arten berücksichtigt (vgl. Tab. 3.1 und Kap. 6.2.1).

Tab. 3.7: Teilziele zum Arten- und Gemeinschaftsschutz (vgl. a. Tab. 3.1).

Kürzel	Merkmal (Hilfsgröße)	Dimension	Indikation
ARTLPS	Seltene, bedrohte Arten (in drei Stetigkeitsklassen)	Artenlisten	floristisch-synthetisch

¹²⁾ vgl. deren Kritik bei FISCHER & PFADENHAUER (1991)

4 Ableitung des Datenmodells

4.1 Regionalisierung der Indikatoren der „Pflanzendecke“ (Hilfsgrößen)

Die physiognomisch-strukturell abgegrenzten Realnutzungstypen bilden den Raumbezug für die Betrachtungen zum Wasserhaushalt. Um diese Funktion erfüllen zu können, muß für diese Raumeinheiten ein gemäß Kap. 3.3 erweitertes Indikationspotential der „Pflanzendecke“ genutzt werden können. Die Regionalisierung der floristisch- und physiognomisch-strukturellen Merkmale des Komplexindikators „Pflanzendecke“ sowie eines floristisch-synthetischen Einzelindikators wird im folgenden beispielhaft erläutert; Abb. 4.2 dient zur Verdeutlichung der dabei erfolgenden Aggregationen. Die Dokumentation der erzeugten, umfangreichen Datensätze zu den einzelnen Realnutzungstypen (Vegetationstabellen, Artenlisten etc.) mußte jedoch den Bänden D/I-D/III der Berichte zum Teilprojekt „Höhere Vegetation“ vorbehalten bleiben (HERRMANN et al. 1988 a – c, vgl. Kap. 3.1).

4.1.1 Floristisch-strukturelle Merkmale

In Abb. 4.1 werden die im Geographischen Informationssystem (GIS) erfaßten und regionalisierten Vegetationskartierungen in einer Höhenzonierung aufgelistet. Einige Realnutzungscode sind dabei zum exemplarischen Verweis auf die Merkmalstabellen in Kap. 4.2 und 5 angegeben (vgl. Abb. 3.3). Bei den Kartierungsarbeiten war nahezu der gesamte Höhen-, Nutzungs- und Standortgradient im Biosphärenreservat vertreten, also vom Talgrünland über Fichtenforste und Bergmischwälder, Almen, subalpine Busch- und alpine Rasengesellschaften bis hin zu speziellen Vegetationsformen auf z.B. Skipisten und Buckelwiesen. Nicht zuletzt aufgrund dieses heterogenen Spektrums weisen die einzelnen Arbeiten unterschiedlichste Integrationsebenen auf (z.B. Subassoziation, Assoziation, Verband oder Gesellschaftskomplex). Insbesondere die pflanzensoziologisch weit hierarchisierten Gesellschaften im Waldbereich mußten in zwei Schritten zu Komplexen zusammengefaßt werden, um den Differenzierungsgrad an die Bearbeitungen der anderen Formationen anzupassen. Die Vorlage einer homogenen, flächendeckenden Vegetationskarte für dieses Schutzgebiet steht noch aus.

Das oftmals bereits zu Komplexen zusammengefaßte Flächenmuster (VEGTYPK) der vor allem in den Testgebieten kartierten Pflanzengesellschaften (VEGGES) wird zunächst als eigene Karte (Geometrie) im GIS gehalten (Abb. 4.2). Die Überlagerung mit dem Raummuster der flächendeckend vorliegenden Realnutzungstypen (RN-TYP) ergibt eine statistische Beziehung, die als Modellvorstellung zur typischen, durchschnittlichen Ausstattung der RN-Typen aggregiert werden kann (induktive Regionalisierung). Da der Realnutzungstyp durch die Flächenaufteilungen der Vegetationskarte also in einem Zwischenschritt weiter unterteilt wird, muß die typische Vegetationsausstattung des Realnutzungstyps durch Ermittlung der An-

teile der einzelnen Kartiereinheiten bestimmt werden (bzw. bei Komplexen durch die Anteile der zugehörigen Pflanzengesellschaften, vgl. Abb. 4.2).

So ergibt sich die typische Vegetation (VEGTYP) als statistisch ermittelter Komplex verschiedener Vegetationseinheiten. Der Realnutzungstyp „Beweidete Almfläche“ z.B. (Code 020, vgl. Abb. 4.1) wird durch Kammgras- und Milchkrautweiden als typische Vegetation regionalisiert gekennzeichnet, zusammengesetzt aus den hier einzeln kartierten Pflanzengesellschaften (VEGTYPK, VEGGES) des *Alchemillo-Cynosuretum* (zu ca. 90 %) sowie des *Poo-Prunelletum* (zu ca. 10 %)¹³⁾.

Durch den Bezug zu den Realnutzungstypen werden so die Informationen zu Struktur und Zusammensetzung der „Pflanzendecke“ für das gesamte Untersuchungsgebiet regionalisiert verfügbar. Diese Aggregation zur Kennzeichnung der „typischen“ Vegetationsausstattung bedingt jedoch auch eine Reihe von Unschärfen, insbesondere wenn es darum geht, für konkrete Einzelflächen Aussagen zu treffen – im Gegensatz zu den als homogen gesetzten Realnutzungstypen.

4.1.2 Physiognomisch-strukturelles Merkmal

Den floristisch-strukturellen Indikatoren aus Kap. 4.1.1 liegen Vegetationsaufnahmen nach den Methoden BRAUN-BLANQUET (z.B. bei STORCH 1984) bzw. KLAPP (bei SPRINGER & SPATZ 1983/84) zugrunde. Zur Bearbeitung des physiognomisch-strukturellen Merkmals „Deckungsgrad“ (SCHID, vgl. Abb. 4.2) werden i.d.R. die zugehörigen Angaben jener Vegetationstabellen verwendet, die zur Dokumentation dieser Aufnahmen dienen. Da auch der Deckungsgrad für den Realnutzungstyp regionalisiert benötigt wird, müssen häufig verschiedener Tabellen entsprechend dem Flächenanteil der Gesellschaften, den sie am jeweiligen Realnutzungstyp einnehmen, überschlägig gewichtet und zusammengefaßt werden. Es werden Angaben zur Deckung der Baum-, Strauch- und Krautschicht (SCHID/B, S, K) sowie zur Gesamtdeckung gemacht.

4.1.3 Floristisch-synthetisches Einzelmerkmal

Artenlisten liegen zunächst ebenfalls in Form von herkömmlichen Vegetationstabellen vor. Die für die Prozeßbetrachtungen wichtigen, dominanten Artengruppen werden aus den durch jeweils ähnliche Aufnahmen beschriebenen Pflanzengesellschaften (VEGGES) nach dem Kriterium der Stetigkeit ≥ 50 Prozent ermittelt („bestandsbildende, häufige Arten“, ARTLPB). Durch den statistischen Zusammenhang der kartierten Pflanzengesellschaften mit den „typischen Vegetationseinheiten“ (VEGTYP) kann auch dieser floristisch-synthetische Einzelindikator regionalisiert dargestellt werden (vgl. Abb. 4.2).

¹³⁾ Bei den vom Bearbeiterteam der „Höheren Vegetation“ selbst durchgeführten Erhebungen in der subalpinen und alpinen Stufe wurde auf eine kartographische Unterteilung der Abgrenzungen der Realnutzungstypen bewußt verzichtet. Somit erfolgte dort von Anfang an eine Ansprache von Komplexen; die Anteile der einzelnen Pflanzengesellschaften (bzw. der einzelnen Merkmale der „Pflanzendecke“) werden über die Anzahl der repräsentativen Vegetationsaufnahmen (nach BRAUN-BLANQUET) je Realnutzungstyp dargestellt (vgl. Abb. 4.2).

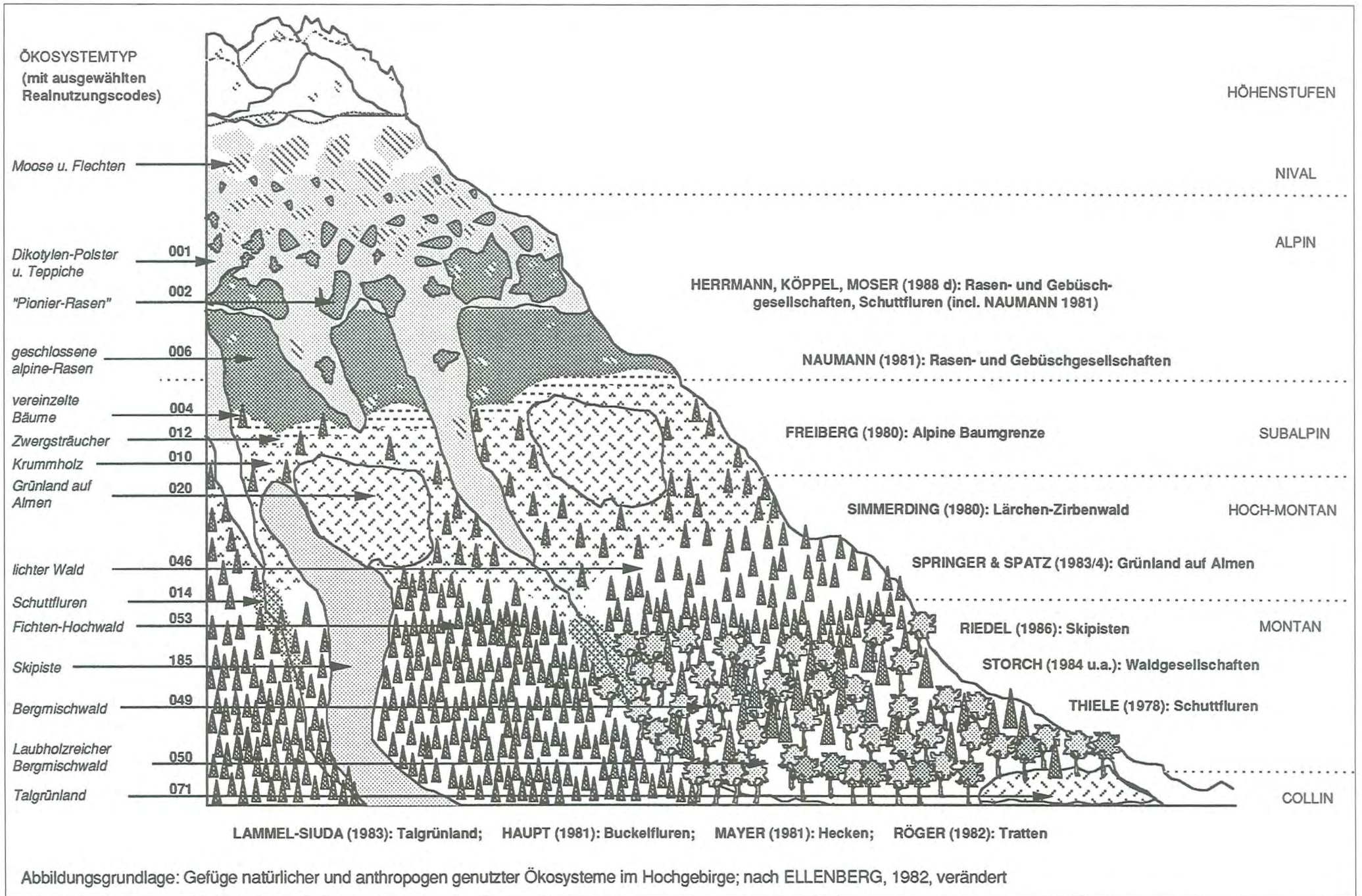


Abb. 4.1: Höhenzonierung im Biosphärenreservat Berchtesgaden, mit Zuordnung der im GIS erfaßten und regionalisierten Vegetationskartierungen.

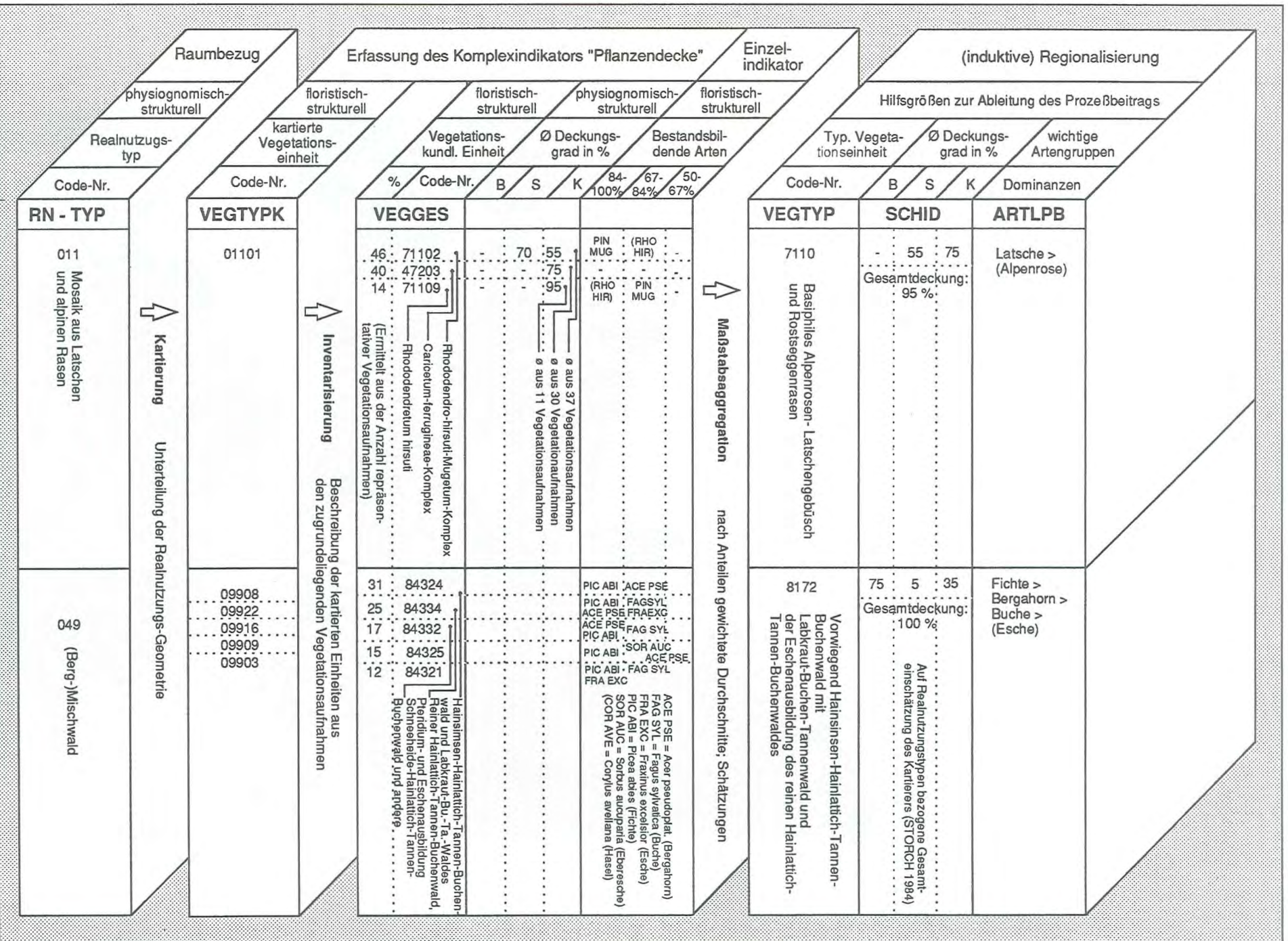
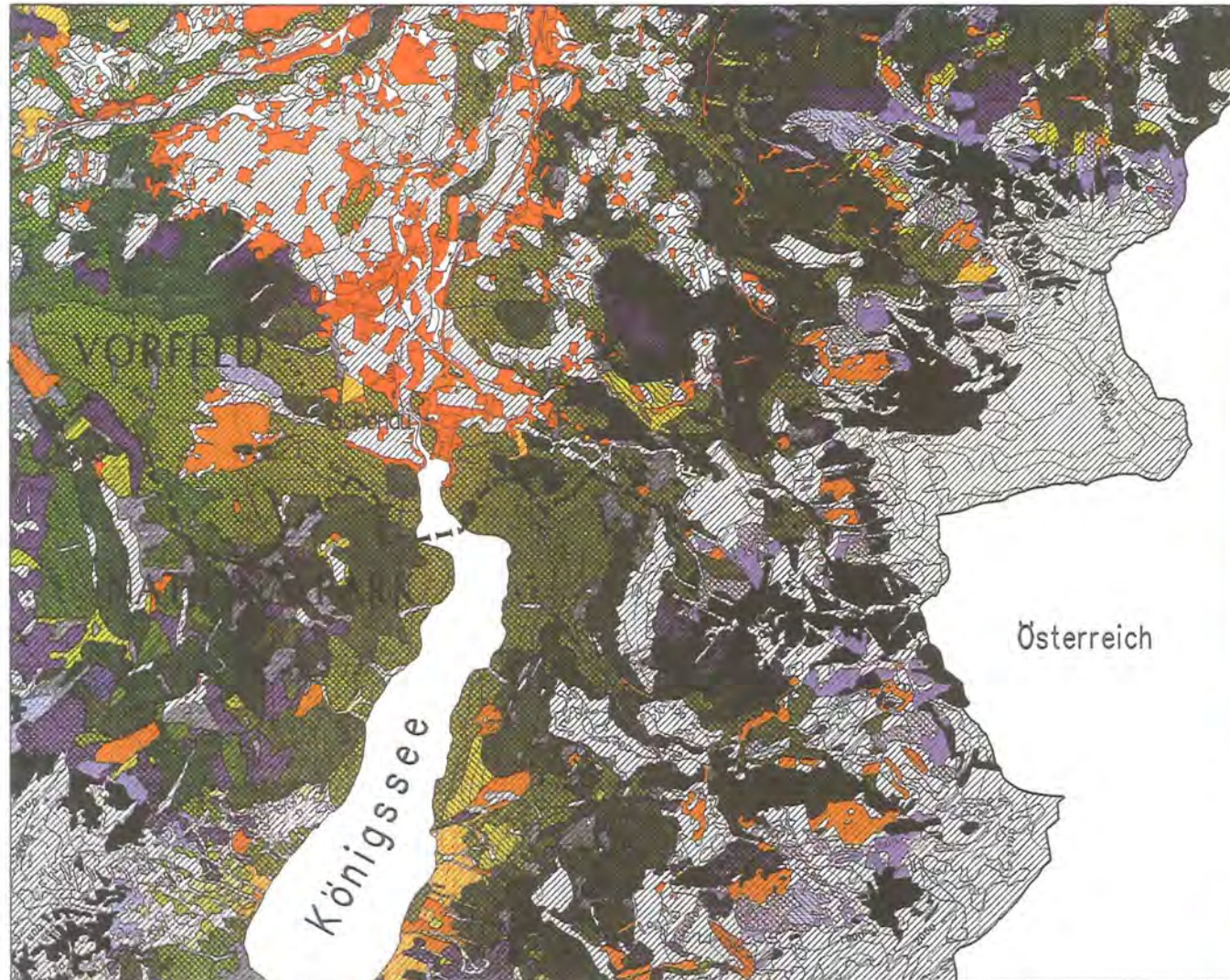


Abb. 4.2: Beispiele zur Regionalisierung des Komplexindikators „Pflanzendecke“ (Erläuterungen im Text).

Testgebiet "Schönau"



Datenmodell

MAB - Projekt 6

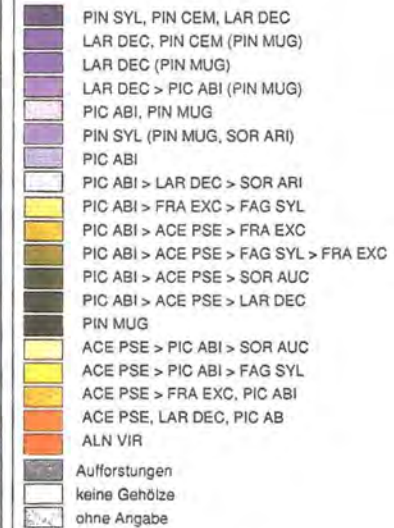
Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

Ableitung prozeßorientierter Kenngrößen
Merkmale der "Pflanzendecke"

Deckungsgrad der Baum- (Strauch)schicht sowie Gehölzdominanzen (gemäß Datenmodell Vegetation, Kenngrößen SCHID/B(S) und Auszug aus ARTLPB)
Legende Gehölze im Text

Karte 4.1

Dominante Gehölze



Deckungsgrad B/S



J. G. Köppel
Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan

EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7

0 250 500 1000 m

Karte 4.1 zeigt in einer kombinierten Darstellung zwei Merkmale des Komplexindikators „Pflanzendecke“ als regionalisierte Zuordnung zum Flächenmuster der Realnutzungstypen. Dabei handelt es sich einerseits um eine für den Wasserhaushalt der Wälder wichtige Auswahl der bestimmenden Gehölze aus der Liste der bestandsbildenden Pflanzenarten (ARTLPB), desweiteren um den Deckungsgrad dieser Vegetationsschicht (SCHID/B, v.a. im subalpinen Bereich auch der hier dominanten Strauchschicht, SCHID/S).

Weit mehr als ein Drittel der Fläche in Karte 4.1 entfällt auf weitgehend vegetationsfreie alpine Standorte oder Siedlungsbereiche. Bestimmt wird die „Pflanzendecke“ im betrachteten Ausschnitt in erster Linie durch fichtenreiche Wälder bzw. Forste. Laubholzreiche Ausprägungen vor allem der tieferen Lagen werden insbesondere durch das Auftreten des Bergahorns charakterisiert, gefolgt von Buche und Esche. Die Buche wurde während der Salinenzeit im Berchtesgadener Land zurückgedrängt. In höheren Lagen der Wälder dominiert die Lärche, auch die Zirbe erreicht dort größere Bedeutung. Im Nationalpark weist die Fichte mehr als 50 %, die Lärche über 25 % Anteile auf (RALL 1990¹⁴⁾).

Wirklich naturnahe Bergmischwälder sind jedoch eher eine Seltenheit als die Regel in den zugehörigen Höhenlagen des Untersuchungsgebietes; insofern erscheinen die nach luftbildkartierbaren Merkmalen abgeleiteten Bezeichnungen der diesbezüglichen Realnutzungstypen teilweise unglücklich (Codes 049 und 051 in Abb. 4.1, vgl. Karte 2.1 mit 4.1). Dieses Defizit an naturnahen Bergmischwäldern verdeutlichen die für den Nationalpark mittlerweile vorliegenden Resultate der Waldinventur (RALL ebd., Abb. 4.3). Allerdings wurde bei RALL ein strenger Maßstab an die Bergmischwald-Definition gestellt (u.a. Tannenanteil > 10 Prozent).

4.2 Potentieller Beitrag der Vegetation zur Verdunstung der Realnutzungstypen

Der Wasserverbrauch der Vegetation (d.h. deren Verdunstung) steuert in starkem Maße Grundwasserneubildung und Abfluß, mithin die gesamte Wasserbilanz in Einzugsgebieten (vgl. Kap. 2.5). Die größten Verdunstungsraten (abgesehen von offenen Wasserflächen) erreichen Grünland und Wald (durchschnittlich ca. 65 % bzw. 70 % des Jahresniederschlags nach BAUMGARTNER 1967); überschlägig kann davon ausgegangen werden, daß dabei die Transpiration jeweils in etwa den doppelten Wert gegenüber der Interzeption erreicht.

Bei der im wesentlichen in den Jahren 1984 – 1988 durchgeführten Literaturlauswertung mußte auf internationale Literatur (außerhalb des deutschsprachigen Alpenraums) aufgrund der ohnehin schwierigen Übertragung in andere klimatische Verhältnisse (ERNSTBERGER 1984) weitgehend verzichtet werden (ganz abgesehen von dort abweichenden Vegetationsformen und Pflanzenarten). Eine solche Auswertung kann ohnehin keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben.

Die nach Abgleich mit den physiognomischen, strukturellen und floristischen „Hilfsgrößen“ schließlich resultierenden Merkmalstabellen finden sich in Kap. 4.2.4. In Kap. 4.2.3 wird die Ableitung der prozeßorientierten Kenngrößen zur Verdunstung exemplarisch aufgezeigt.

4.2.1 Eckwerte aus der Literatur zur Interzeption

Schon ein Überblick über die zahlreichen forsthydrologischen Arbeiten läßt erhebliche Streuungen erkennen, was in erster Linie auf der Vielzahl von Einflußfaktoren auf die

¹⁴⁾ Damit wird eine transparentere Vorstellung der tatsächlichen Waldzusammensetzung vermittelt, als es die Bezeichnungen der pflanzensoziologischen Einheiten gemäß der potentiell natürlichen Vegetation (nach STORCH 1984) erlauben (vgl. die Legende der Codes der Vegetationstypen aus Tab. 4.3 im Anhang).

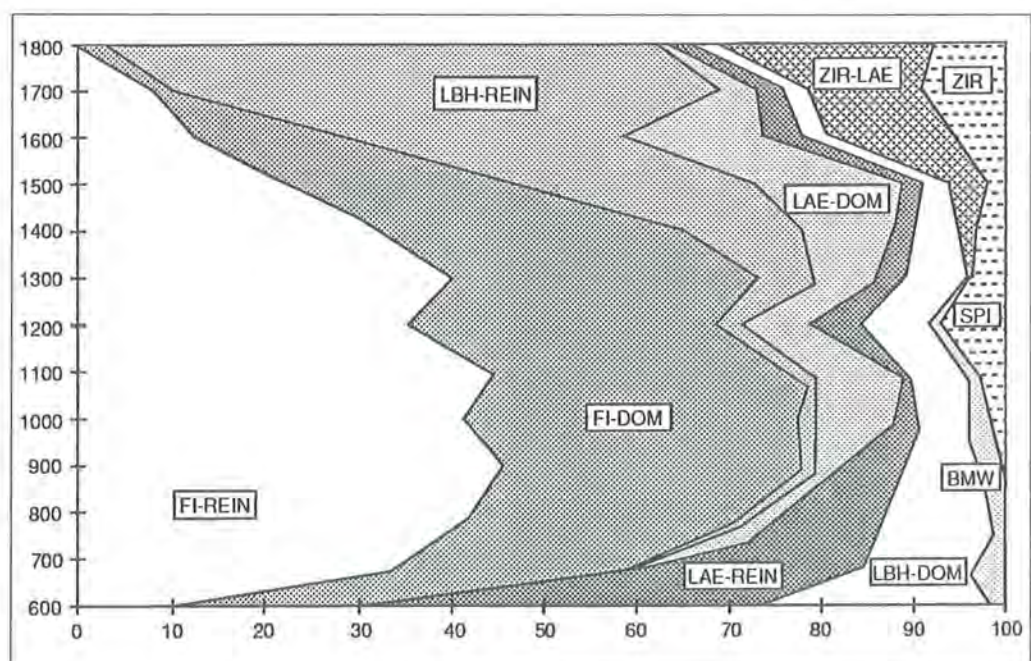


Abb. 4.3:
Baumartenmischungsformen im Nationalpark Berchtesgaden nach Meereshöhenstufen;
Abkürzungen: BMW = Bergmischwald, Fi = Fichte, LAE = Lärche, LBH = Laubholz, SPI = Spirke, ZIR = Zirbe; DOM = dominant.
Quelle: RALL (1990).

Interzeption beruht. Zu diesen zählen Standortparameter wie Höhenlage, Exposition und Hangneigung,¹⁵⁾ Menge, Art, und Intensität der Niederschlagsereignisse, Bestandsparameter wie Alter, Durchforstungs- und Überschirmungsgrad sowie Kronenform und Blattflächenindex der vertretenen Baumarten (Zusammenstellung u.a. bei DELFS 1955, DELFS et al. 1958, LIN 1968, MAYER 1976, BÜCKING & KREBS 1986, KÄNDLER 1986).

Das größte Problem bei der Beurteilung der Bestandesinterzeption ist also in der hohen raumspezifischen Variabilität der in der Literatur wiedergegebenen Meßwerte zu sehen (MÜLLER 1987). Andererseits können einige grundlegende Eckwerte und Phänomene durchaus beschrieben werden. Geschieht dies im folgenden, beziehen sich die dargestellten Werte zur Interzeption meist auf mittelalte Bestände bis Althölzer; sie werden in Prozent der jeweiligen mittleren Jahresniederschläge im Freiland (% NG) angegeben (vgl. Kap. 3.3).

Der von der Vegetation geleistete Prozeßbeitrag zum Wasserhaushalt im Biosphärenreservat wird zu einem wesentlichen Teil von den flächenmäßig dominierenden Wäldern und Forsten geprägt. Zunächst kann festgehalten werden, daß Nadelbäume i.d.R. höhere Interzeptionsverluste als Laubbäume, bei denen also reziprok der Kronendurchlaß zumeist größer ist, aufweisen (MAYER 1976). LARCHER (1976 – 84) umreißt die Interzeptionsraten bei Nadelwäldern mit durchschnittlich 20 – 35 %, diejenigen für Laubwälder mit 15 – 30 % des mittleren jährlichen Niederschlags (NG).

Nach DELFS (1955) fallen geringe Interzeption (und niedrige Transpiration) am ehesten bei der Kiefer zusammen, während die Fichte zwar viel Niederschlag mit der Krone zurückhält, (andererseits aber weniger Wasser zur Stoffproduktion benötigt). Bei der Buche sei es gerade umgekehrt, sie transpiriere viel Wasser bei einer verhältnismäßig niedrigen Interzeption. MAYER (ebd.) interpretiert Interzeptionsdaten von MITSCHERLICH (1971) im Sinne von Durchschnittswerten für einzelne Baumarten (Fichte: 34 %, Kiefer und Lärche: 27 %, Buche 13 – 15 %). Die Spannweite solcher Angaben wird z.B. durch den Ver-

¹⁵⁾ DELFS (1995) geht z.B. von einem Ansteigen der Interzeptionsraten mit zunehmender Hangneigung aus, was aufgrund der sehr hohen Reliefenergie auch im Berchtesgadener Untersuchungsgebiet eine nennenswerte (jedoch nicht weiter quantifizierbare) Rolle spielen könnte.

¹⁶⁾ Eine gesonderte Betrachtung des Stammabflusses (vgl. Kap. 2.5) als Beitrag zur Interzeption erfolgt nicht. Diese Größe, die allein für die Buche Relevanz erlangen kann (z.B. 5 % des jährlichen Niederschlags bei SCHIMMING & BLUME 1991), bleibt zudem schwierig in der Beurteilung, welcher Anteil davon tatsächlich wieder verdunstet und welcher Anteil einer Bodenversickerung zugeführt wird. Auf die vergleichsweise untergeordnete Rolle der Buche im Untersuchungsgebiet (gegenüber v.a. dem grobborkigeren Bergahorn) wurde in Kap. 4.1 hingewiesen. Schon EBERMAYER (1897, zit. in SCHMALTZ 1969) ermittelte nach Messungen an einzelnen Bäumen Stammabflüsse für Fichte von 1 %, für Ahorn 6 % und für Buche 13 % des Jahresniederschlags.

¹⁷⁾ Die zeitlichen Schwankungen des Interzeptionsvermögens sind bei Lärchen aufgrund des winterlichen Blattwurfs naturgemäß weit höher als bei anderen Nadelgehölzen. Diese komplexe jahreszeitliche Steuerung des Interzeptionsprozesses (MÜLLER 1987) macht auch die Streuung der von BALAZS (1982, zit. in MÜLLER ebd.) für die Lärche gefundenen Kronendurchlaßwerte (reziprok zur Interzeption) von 45 – 92 % im Sommer- sowie 51 – 82 % im Winterhalbjahr verständlicher.

gleich mit Werten, die einer Abbildung bei STEUBING & SCHWANTES (1981) entnommen werden können, deutlich (Buche: ca. 20 %, Kiefer: ca. 30 %).

Mit Karte 3.1 und Abb. 4.3 wurde ein Eindruck der Baumartenzusammensetzung im Untersuchungsgebiet vermittelt. Im Hinblick auf das Interzeptionsgeschehen sind diese Gehölzarten jedoch keineswegs gleichrangig untersucht. Ein relativ breites Literaturspektrum findet sich lediglich für Fichten- und Buchenbestände. Angaben zur Buche müssen daher im Rahmen der Ableitung von Kenngrößen indikatorisch vor allem auch für den Bergahorn herangezogen werden, wenngleich dieser sicherlich einen geringeren Stammabfluß sowie eine andere Blattmorphologie aufweist. Für Fichte und Buche wird in Abb. 4.4 ein Spektrum von Literaturangaben in der erkennbaren Streuung dargestellt.

Damit sollen wichtige Eckwerte für die Ableitung des Datenmodells zur Interzeption verdeutlicht werden. Der inhaltsmäßig bildbare Durchschnitt dieser Quellen entspricht bei der Fichte mit ca. 33 % den o.a. Angaben von MAYER (ebd., nach MITSCHERLICH ebd.), während der entsprechende Mittelwert für die Buche mit ca. 20 % eher den Angaben von STEUBING & SCHWANTES (ebd.) nahe kommt. Die deutlichen Unterschiede im Interzeptionsverhalten beider Baumarten lassen sich nicht nur mit dem im Jahresverlauf größeren Blattflächenindex der Fichte erklären, sondern auch mit dem erheblichen Stammabfluß der Buche. Diese Größe des Wasserhaushalts bleibt der Interzeption zumindest der Baumkronen (Bezugsgröße in den meisten Quellen) vorenthalten¹⁸⁾.

Recht heterogen stellt sich dagegen der (zudem kleinere) Datenpool in der Interzeptionsliteratur für Lärche und Kiefer dar (die Zirbe belegt LARCHER (1976 – 84) aufgrund ihrer dichten Krone mit Werten von ca. 70 %!).

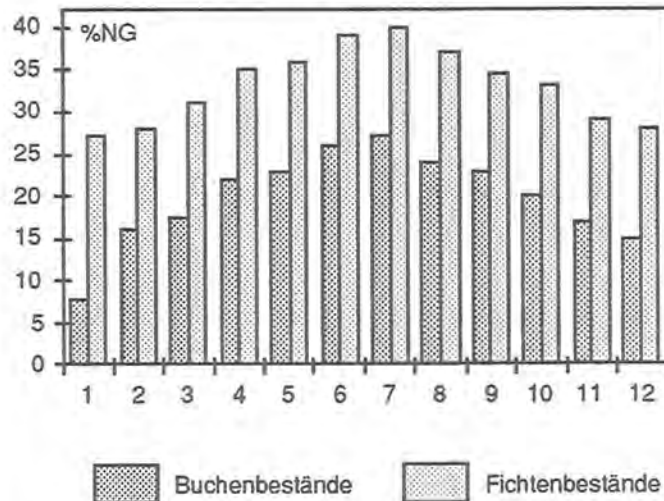
Bei der Interzeption an Lärche geht LARCHER (ebd.) von einer Einschätzung ähnlich der Buche aus; gemäß ihrer lichten Krone müsse gegenüber der Fichte mit einem ca. 10 % geringeren Interzeptionsverlust gerechnet werden. Vertraut man einer solchen Ähnlichkeit von Buche und Lärche, ließen sich als Vergleichswerte auch die Angaben von LANG (1970) aus einem Buchen-/Lärchenmischbestand heranziehen; letzterer fand (für eine mäßig durchforstete Variante) Raten von ca. 20 %. Einer durchschnittlichen Einstufung der Interzeption an Lärche mit 20 – 25 % des Freilandniederschlags entspräche noch in etwa die Angabe von MITSCHERLICH (1971) mit 27 %. MÜLLER (1987) hingegen fand an einem Lärchenbestand in Schleswig-Holstein einen erheblich höheren Wert (ca. 35 %)¹⁷⁾.

Tab. 4.1: Eckwerte zur Bestandesinterzeption verschiedener Baumarten (NG = Niederschlag).

Fichtenbestände	30 – 35 % NG
Kiefernbestände	25 – 30 % NG
Lärchenbestände	ca. 25 % NG
Buchenbestände	ca. 20 – (25) % NG +)

¹⁸⁾ weitgehend ohne Stammabfluß

INTERZEPTION Buchen- und Fichtenbestände



Mittel ca. 20% (Buche) bzw. 33% (Fichte) NG
NG= mittl. jährl. Niederschlag

Nr.	Baumart	Autoren	Standort	Bemerkung
1	Buche	EIDMANN 1959	Rothaargebirge (Nordrhein-Westfalen)	nur Vegetationszeit
1	Fichte			
2	Buche	GERKE 1987	Göttingen	
2	Fichte	DELFS et al. 1958	Oberharz	Stangenholz
5	Fichte			Altholz
3	Buche	BENECKE 1984	Solling	Durchschnitt beider Autoren
12	Fichte	OTHMANN 1984		
3	Fichte	BALAZS & BRECHTEL 1984	Vogelsberg	
4	Buche	HAMMES & BRECHTEL 1986	Frankfurt	
4	Fichte	MITSCHERLICH 1971		zusammenfassende Darstellung
12	Buche			zit. in MÜLLER 1987
5	Buche	MITSCHERLICH et al. 1970		
6	Buche	BRECHTEL 1970	Schotten (Hessen)	
7	Fichte			
7	Buche	MÜLLER 1987	Rastorf (Schleswig-Holstein)	
10	Fichte			
6	Fichte	BÜCKING & KREBS 1986	Schönbuch (Baden-Württemberg)	
8	Buche			
8	Fichte	LANG 1970	Schwarzwald	mäßig durchforstete Variante
9	Buche	ERNSTBERGER 1984	Krofdorf (Mittelhessen)	
9	Fichte	MANDERSCHIED & HAUHS 1991	Leisel, Rheinland-Pfalz	
10	Buche	STEBING & SCHWANTES 1981		zusammenfass. Darstellung
11	Buche	SCHIMMING & BLUME 1991	Bornhöveder Seenkette	nach SPRANGER, HARBECK
11	Fichte	WEIGER 1984	Fichtelgebirge	

Abb. 4.4: Interzeption an Fichten- und Buchenbeständen nach verschiedenen Autoren.

Zur Beurteilung der Kiefer finden sich Werte von ca. 30 % bei STEUBING & SCHWANTES (1981), von 27 % bei MITSCHERLICH (ebd.), von ca. 30 % bei MOLCHANOV (1970, zit. in THOMASIVS 1978) oder 28 % (ohne Unterwuchs; mit: 37 %) bei HAMMES & BRECHTEL (1986) für den Frankfurter Raum. In einer Wasserbilanz für einen kollinen Kiefernwald geht KIRWALD (1944) von 25 % Interzeptionsverlust aus, in einer noch älteren Quelle (SCHUBERT 1917) findet man für Mittel- und Norddeutschland ebenfalls Werte um 25 %. BRECHTEL (1970) ermittelte winterliche Interzeptionsraten in derselben Größenordnung¹⁸⁾.

Zusammenfassend lassen sich für den Einfluß von Baumart und -morphologie in etwa die folgenden Eckwerte beschreiben (Tab. 4.1). Zum Vergleich: LIN (1968) wertete zur Erstellung weltweiter Übersichtskarten zur Interzeption umfangreiche, zumeist ältere Literatur aus. Für Deutschland arbeitete er als Faustzahlen mit 25 – 30 % für Fichte und Kiefer, für Buche mit 15 – 20 % Interzeptionsverlust.

Zur Frage der Abhängigkeit der Interzeption von Niederschlagsmengen und -intensitäten wurden zahlreiche Untersuchungen durchgeführt (z.B. LIN ebd., MÜLLER 1987). Dabei stellt man fest, daß der relative Anteil der Interzeption (% NG) bei steigender Niederschlagsmenge, -dauer und -intensität abnimmt, obwohl die absolute zurückgehaltene Wassermenge zunimmt (DELFS 1955). Die aus solchen Untersuchungen resultierenden statistischen Beziehungen provozierten frühzeitig eine mathematische Durchdringung des Interzeptionsvorganges (in den USA z.B. bei LEONARD 1967 und ZINKE 1967); letzterer vermittelt z.B. eine Sammlung derartiger Regressionen, z.B. zwischen Niederschlagsintensitäten und je Baumart spezifischen Faktoren zur Ermittlung der Schnee- und Regeninterzeption. Im deutschsprachigen Raum modellierte z.B. LANG (1970) für verschieden stark durchforstete Fichtenbestände des Schwarzwaldes den Zusammenhang zwischen relativem Kronendurchlaß, Grundfläche und mittlerer Niederschlagsergiebigkeit. KAENDLER (1986) berücksichtigte darüberhinaus die Oberflächenrauigkeit der Kronendächer und nutzte zur Parametrisierung seines Modells Luftbilder.

Das Ziel solcher Ansätze besteht darin, mittels einer prozeßorientierten Modellierung des Interzeptionsvorganges möglichst übertragbare Verfahren für die Abschätzung von Interzeptionsverlusten zu entwickeln (KAENDLER 1984, GERKE 1984). All diesen Modellansätzen ist jedoch gemeinsam, daß sie sich in einer weit größeren raum-zeitlichen Auflösung bewegen, als es dem regionalisierenden „Maßstab“ der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ entspricht (vgl. Kap. 2.2); sie beziehen sich i.d.R. auf einzelne, gut untersuchte Bestände. Noch scheint zudem die Feststellung von DELFS (ebd.) zu gel-

ten, daß dabei zur Parametrisierung ein nicht unerheblicher „Datenhunger“ erzeugt wird, also z.B. die Ermittlung des Interzeptionsvorrates, der Verdunstungsfaktoren, der Variabilität der Baumkronen, der Niederschlagsverteilung oder der Blattflächenindices¹⁹⁾.

Der Einfluß von Bestandesalter und -struktur auf die Interzeptionsverluste war aufgrund des entsprechend gegliederten Kataloges an bewaldeten Realnutzungstypen zu berücksichtigen (vgl. Tab. 4.3). Dabei gilt anhaltsmäßig, daß jüngere Bestände weniger Wasser zurückhalten als ältere und durchforstete weniger als geschlossene (DELFS ebd.). Bei der experimentellen Untersuchung derartiger Zusammenhänge besteht vor allem in den USA eine lange Tradition zur Beschreibung der Beziehung von forstlichen Eingriffen und dem jeweils resultierenden Abflußverhalten, oftmals ganzer (Klein-) Einzugsgebiete (HIBBERT 1967). DELFS et al. (1958) untersuchten verschieden alte Fichtenbestände im Harz und fanden in der forstlichen Reihung Jungwuchs - Dichtung - Stangenholz - Altholz entsprechend aufsteigende Interzeptionsverluste (11 % - 21 % - 28 % - 36 %). LANG (ebd., auch WEIHE 1974) stellten in den Mittelpunkt ihrer Erhebungen den Einfluß unterschiedlich starker Durchforstung auf die Interzeption und fanden steigende Werte des Kronendurchlasses mit abnehmender Grundfläche (zunehmendem Durchforstungsgrad) der Bestände.

FLECK (1976) macht jedoch auf einen kompensatorischen Effekt in diesem Zusammenhang aufmerksam; so nehme bei Durchforstungseingriffen die Kroneninterzeption zwar meßbar ab, mit dem ansteigenden Bestandesniederschlag ergäbe sich jedoch eine Zunahme der Interzeption an der Streuschicht. Für letztere stellte er im Schönbuch für Buche um 10 %, für Fichte ca. 7 % fest.

Die Rolle des Unterwuchses in Wäldern wird aus mangelnder Kenntnis oder Erfäßbarkeit i.d.R. vernachlässigt. So finden sich für die Waldbodenvegetation (Kraut- und Mooschicht) nur wenige Hinweise; zumeist werden dann Interzeptionswerte von ca. (5) – 10 % genannt (z.B. bei LARCHER 1976 – 84). NOIRFALISE (1959) stellte in allerdings subatlantischen, adlerfarnreichen Eichen-Birkenwäldern eine Rückhaltung von 10 % an der Krautschicht fest. Die Speicherkapazität der Heide (*Calluna*) kann nach MAYER (1976) erhebliche Interzeptionsverluste erzeugen (20 – 30 %, also Größenordnungen der Baumkronen); er wies zudem auf die kaum quantifizierbare, aber sicherlich nennenswerte Interzeptionskapazität der Mooschicht hin. BRECHTEL (1970) ermittelte mit Kleinlysometern im Winter (d.h. kaum gegebener Transpiration) Verdunstungsraten durch Bodenvegetation und Streu für Buche von 10 – 15 %, für Kiefer von 14 – 18 % (vgl. a. BRECHTEL & PAVLOV 1977). Derartig ermittelte Werte erlauben jedoch keine Abtrennung der Größenordnung der Evaporation des Bodens von der Interzeption der Kraut- und Mooschicht.

Bei der Beurteilung der Interzeptionsverluste von Wäldern im nordalpinen Berchtesgadener Untersuchungsgebiet drängen sich weiterhin Fragen nach der Differenzierung von Schnee- und Regeninterzeption oder der in Bergwäldern erhöht wahrscheinlichen Auskämmung von Nebelniederschlägen (KAENDLER 1986) auf.

¹⁸⁾ Von deutlich niedrigeren Interzeptionsverlusten wird aus Skandinavien berichtet; dort fand PERSSON (1980) weniger als 10 % für Kiefernkronen. VENZKE (1989) ermittelte für einen älteren Kiefernforst 15 % Bestandsinterzeption, gemessen nur in den Sommermonaten.

¹⁹⁾ Zur überschlägigen Beurteilung der Interzeptionsverluste für eine Vielzahl unterschiedlichster Ökosystemtypen also keine günstige Ausgangslage.

Keine umfassenden Schwierigkeiten scheint dabei die Bewertung des hohen Anteils an Schneeniederschlägen im Hochgebirge zu bereiten, folgt man zu diesem Thema einer Reihe von Autoren (u.a. ROWE & HENDRIX 1951, DELFS 1955, EIDMANN 1959, GEIGER 1960, MAYER ebd., FREY 1977, MEYER-GRASS 1987). Es wird weitgehend der Standpunkt vertreten, daß die Interzeption schneeförmiger Niederschläge diejenige von Sommerregen bei Nadelwäldern weder deutlich zu übersteigen noch zu unterschreiten braucht. In einigen der zitierten Arbeiten wird von Interzeptionsraten von 10 – 30 % des Schneeniederschlags ausgegangen (v.a. bei immergrünen Koniferen, vgl. a. GOODELL 1963). Eine geringere potentielle Verdunstung sowie das Abrutschen von Schneeklumpen und -ballen an Zweigen und Ästen sprechen u.a. gegen eine deutlich erhöhte Schneeeinterzeption.

Bei winterkahlen Baumarten dürften jedoch nach FREY (ebd.) kaum mehr als 5 – 15 % des Schneeniederschlags und damit doch weniger als während der Vegetationsperiode interzeptiert werden. MAYER (ebd.) geht bei Laubbäumen von einem im Winter um ca. 5 % geringeren Interzeptionsverlust als während der Vegetationsperiode aus. Eine derartige Differenz stellte z. B. auch WEIHE (1974) in einem Buchenbestand im Münsterland fest. GERKE (1987) fand für Buchen im Göttinger Wald bei Schneefall mit etwa 20 % Interzeptionsverdunstung ähnliche Größenordnungen wie im Sommer, dagegen bei winterlichen Regenergebnissen lediglich Werte um 7 %.

Ein in höheren Gebirgslagen mit häufigem Nebel nicht seltenes Phänomen ist das o.a. Auskämmen von Nebelniederschlägen (GRUNOW 1955, BAUER 1962); das Ergebnis der Interzeption kann dann ein Gewinn an Wasser sein. Dieser Effekt wird auch als horizontale (WARD 1975) oder negative Interzeption bezeichnet (ebd.). Plausible Größenordnungen dieses „fog drip“ lassen sich jedoch selbst überschlägig kaum abschätzen.

Wenige Werte zur Interzeption liegen insbesondere für Sträucher und Zwergstrauchbestände²⁰⁾ sowie für von Kräutern und Gräsern dominierte Pflanzenbestände vor. Solche Vegetationsformen weisen jedoch als Grünland (im Talbereich sowie auf Almen) und in den subalpinen und alpinen Höhenlagen des Untersuchungsgebietes (Latschenfelder, alpine Rasen) weite Verbreitung auf.

Für die Krummholzzone aus Latschen und (teilweisen Anteilen von Grünerle) fanden sich Anhaltspunkte aus den österreichischen Alpen. So ermittelten KÖRNER et al. (1978) für den Kronenbereich eines Grünerlenbestandes in belaubtem Zustand eine durchschnittliche Interzeptionsrückhaltung von 12 % des Freilandniederschlags. HAULEITNER (1970) fand als Interzeption eines Latschenfelds auf der Hochkarstfläche des Dachsteingebirges ca. 10 % des einfallenden Regens. Dieser für die weitgehend schneefreie Zeit ermittelte Wert muß im Winter gemäß den oben getroffenen Aussagen zur Schneeeinterzeption keineswegs wesentlich niedriger ausfallen. GATTERMAYER (1976) arbeitete weiter an Latschenfeldern im Dachstein und zog zur Ermittlung der Interzeption an Zweigen auch andere (Zwerg-)sträucher der Krummholzregion heran (Wachholder und Alpenrosen, beide auch in Berchtesgaden Begleiter der Latsche). Seine Meßergeb-

nisse bestätigten die Resultate HAULEITNER's (ebd., ca. 10 % für Latschenfelder).

Darüberhinaus lieferte GATTERMAYER (ebd.) über Gewichtsbestimmungen an benetzten Pflanzenorganen (Beregnungsmethode bei LEUSCHNER 1986) einen Beitrag zur Kenntnis der Interzeption alpiner (offenbar aktuell oder früher beweideter) Rasen. Für den „Wiesen“anteil im Bereich der untersuchten Karsthochfläche bestimmte er die Interzeption (während der Vegetationsperiode) mit ebenfalls knapp 10 % des Freilandniederschlags (NG). KÖRNER (1977) beschreibt die Interzeption eines zentralalpiner Krummseggenrasens mit ca. 3 %.

Aufgrund der meßtechnisch schwierigen Erfassung der Interzeption bei krautigen Vegetationsbeständen und Grünland (BURGY & POMEROY 1958, ROWE & REIMANN 1961, KELLER 1962) liegen nur wenige Quellen für diese Formationen vor. McMILLAN & BURGY (1960) z.B. arbeiteten mit begrastem Lysimetern, v. HOYNINGEN-HUENE (1983) mit entsprechend dimensionierten Regenrinnen und Wannen in Mais-, Rüben- und Kartoffelfeldern. Das besondere Problem der Ermittlung des Stengelabflusses in solchen Beständen (analog zum Stammabfluß) löste v. HOYNINGEN-HUENE (ebd.) mit Trichtern und Blechmanschetten an Nutzpflanzen, LEUSCHNER (ebd.) wählte stengelumfassende Gürtel aus saugfähigem Zellulosematerial.

Zur Wertebildung für das Datenmodell im Grünlandbereich wurde nach einer mdl. Mitteilung v. HOYNINGEN-HUENE's von einer durchschnittlichen Interzeptionsrate von ca. 5 – max. 10 % des Niederschlags ausgegangen (letztere Größe insbesondere bei höherwüchsigen Beständen wie Mähwiesen und -weiden, Rostseggenhalden, aber auch bei Grünland auf Almen etc.). Zur Abschätzung des Interzeptionsverlustes in Wiesen geht HEEB (1991) in Anlehnung an ROHMANN & SONTHEIMER (1985) von 0 – 10 % (NG) aus und dividiert zur Berechnung der jeweils aktuellen Interzeption die Wuchshöhe der Wiesenpflanzen durch 10: Bei einer Bestandeshöhe von 100 cm erhält er also 10 % (NG)²¹⁾.

v. HOYNINGEN-HUENE (ebd.) entwickelte ein Modell zur Abschätzung der Interzeptionsverluste in landwirtschaftlichen Beständen aus den Eingangsparametern Blattflächenindex und Freilandniederschlag. REICHE (ebd.) errechnete in einer Weiterführung dieses Modellansatzes für Dauergrünland gar 18 % Interzeptionsverluste (für „Gras“ ca. 15 %), womit Größenordnungen analog amerikanischen Grasbeständen (nach HORTON, KITT-REDGE, MUSGRAVE zit. in KELLER 1962)²²⁾ erreicht wären. REICHE selbst erachtet diese Werte jedoch als für zu hoch und verweist auf ihm fehlende Meßergebnisse von Blattflächenindices an Grünlandstandorten. Als Kenngrößen

²⁰⁾ LARCHER (1976 – 84) erwähnt für Zwergstrauchbestände Interzeptionsraten bis zu 50 %!

²¹⁾ Für den im Berchtesgadener Land nur kleinstflächig auftretenden Maisanbau kann entsprechend den übereinstimmenden Aussagen bei v. HOYNINGER-HUENE und REICHE (1991) von einer durchschnittlichen jährlichen Interzeptionsrate von knapp 10 % ausgegangen werden.

²²⁾ Größenordnungen aufgrund fehlender Berücksichtigung des Halm-/Stengelabflusses jedoch wohl zu hoch (DELFS 1955).

für das darzustellende Datenmodell werden in der vorliegenden Arbeit für Hochstauden- und Lagerfluren (mit sicherlich beträchtlichen Blattflächenindices) jedoch ebenfalls ca. 15 % Interzeption in Ansatz gebracht.

Nicht auszuschließen ist nach LEUSCHNER (1986) hingegen, daß die meisten der genannten Werte und demnach auch die abgeleiteten Kenngrößen bei Betrachtung der gesamten Wasserbilanz doch niedriger liegen können. LEUSCHNER (ebd.) untersuchte eine Goldhaferwiese im Solling sowie die Krautschicht eines Kalkbuchenwaldes und fand, daß Mähwiesen Wassermengen interzipieren können, die an die Werte für Wälder heranreichen, während die Interzeptionsfähigkeit einer Krautschicht im Wald wenig bedeutsam sei. In beiden Fällen überstieg jedoch die Interzeptionsverdunstung die Transpirationsrate nur unwesentlich. Aufgrund dieser sog. kompensatorischen Transpirationseinschränkung war daher auch für die Goldhaferwiese der Netto-Interzeptionsverlust als gering zu betrachten (vgl. Kap. 2.5). Für den Kronenraum der Wälder dürfte dieser Effekt jedoch quantitativ kaum zu Buche schlagen, wie z.B. ein bei KAENDLER (1986) gegebener Literaturüberblick zeigt.

4.2.2 Eckwerte aus der Literatur zur Transpiration

Die Erfassung bzw. Abschätzung der „produktiven“ Wasserdampfabgabe von Pflanzengemeinschaften (Bestandstranspiration) stellt sich relativ schwierig dar (vgl. z.B. KÖRNER 1977). Während Angaben zur Transpiration von Einzelpflanzen als Tageswerte (oder kürzere Zeiteinheiten) häufig in der Literatur vertreten sind, finden sich abgeleitete Werte zur Gesamtsumme der Transpiration eines Pflanzenbestandes dementsprechend selten.

Die am häufigsten angewendete Vorgehensweise ist die Hochrechnung von an Einzelpflanzen gemessenen Transpirationsraten auf den untersuchten Bestand (eingetopfte Testpflanzen oder Schnellwägeverfahren an abgeschnittenen Zweigen am Standort). Weitere Berechnungsschritte führen von den zumeist ermittelten Tagessummen zu Durchschnittswerten für die Vegetationsperiode bzw. das Jahr. Die dabei notwendige Integration über die Zeit und die gesamte transpirierende Pflanzenmasse ist mit Unsicherheiten behaftet („doppelte Integration“, SCHMALTZ 1969). Die der Literatur zu entnehmenden Werte für die Bestandstranspiration stellen also bereits fachliche Teilmodelle bzw. „Hochrechnungen“ dar.

Dies betrifft insbesondere auch Waldbestände²³⁾. Bei den Realnutzungstypen der Wälder und Forste können jedoch bereits Angaben zur Transpiration der dominanten Baumarten wesentliche Hinweise zur Abschätzung der Bestandstranspiration liefern. BRECHTEL und LEHNARDT (1982) z.B. führten für die deutschen Hauptbaumarten eine Literaturlauswertung durch und fanden große Streuungen der Absolutwerte; dabei scheint jedoch über die relative Einordnung der Baumarten eine gewisse Übereinstimmung zu bestehen (vgl. a. SCHMALTZ ebd.). BRECH-

TEL & LEHNARDT (ebd.) geben hierzu an: Lärche > Birke, Esche > Fichte, Buche, Kiefer (> = höhere Transpiration).

Andererseits geht z.B. LARCHER (1976 – 84) im Gegensatz zu solch ähnlichen Einschätzungen für Fichte und Buche von durchschnittlich höheren Transpirationsraten bei Laubwäldern gegenüber Nadelholzbeständen aus. Auch andere Autoren halten eine geringere Transpiration der Fichte gegenüber der Buche für möglich. BENECKE (1984) und OTHMANN (1984) fanden im Solling höhere Werte der Jahrestranspiration bei der Fichte; bei Nadelbäumen kann auch im Winter eine gewisse Transpiration stattfinden, die besonders gegen das Frühjahr, wenn die Laubbäume noch nicht begrünt sind, nennenswerte Beträge annehmen kann (MITSCHERLICH 1971). Letzterer kommt auf der Basis von Tageswerten zur Transpiration bei LADEFOGED (1963) zur Reihung Lärche, Birke > Buche, Fichte > Kiefer.

Die direkt aufgefundenen oder (bei bekanntem NG) aus absoluten Werten errechenbaren Angaben in Prozent des Jahresniederschlags (NG) liefern die in Tab. 4.2 dargestellten Anhaltswerte für Lärche, Buche, Kiefer und Fichte. Diese Einschätzung beruht auf Quellen von BRECHTEL & SCHEELE (1982), BENECKE (1984), DELFS et al. (1958), ERNSTBERGER (1984), FLECK (1986), GERKE (1987), KIRWALD (1944), MANDERSCHIED & HAUHS (1991), OTHMANN (1984), PERSSON (1980), PISEK & CARTELLIERI (1941). Nicht immer wird bei diesen Autoren die Bodenevaporation gesondert behandelt, doch auch bei ihrer Miterfassung dürfte sie gegenüber der Transpiration der Baumarten nur geringfügig ins Gewicht fallen (vgl. Kap. 2.5).

Ein interessanter Hinweis fand sich dabei in MAYER (1976); dort wird in einer lokalen Wasserbilanz (nach KIRWALD ebd.) für einen niederschlagsreichen (NG = 1500 mm) subalpinen Fichtenwald eine Transpirationsrate von ca. 25 % aufgezeigt. Auch FLECK (ebd.) und DELFS (ebd.) fanden für die Fichte vergleichsweise niedrige Transpirationsanteile am Gesamtniederschlag (25 % bzw. 20 %). Da eine ähnliche Tendenz der Fichte sich an den Absolutbeträgen der Transpiration (vgl. Abb. 4.5) kaum ablesen läßt, ist hier ein Zusammenhang mit den oft niederschlagsreichen Standorten der Fichte nicht auszuschließen.

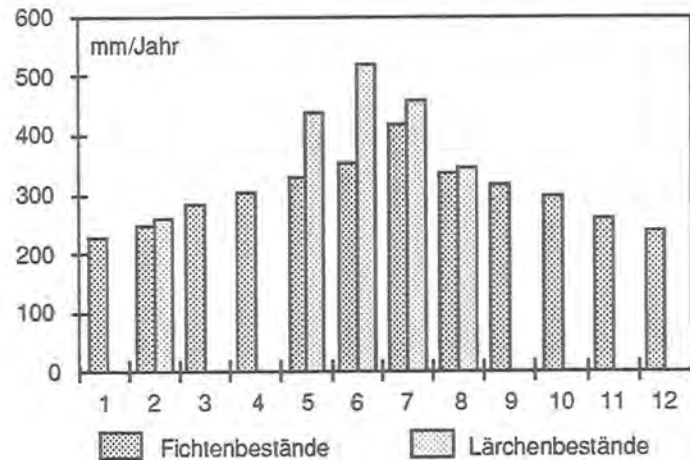
Tab. 4.2: Eckwerte zur Bestandstranspiration verschiedener Baumarten (NG = Niederschlag).

Lärchenbestände	ca. 40 % NG
Buchenbestände	ca. 35 % NG
Kiefernbestände	ca. 35 % NG
Fichtenbestände	ca. 30 – 35 % NG

Bei Durchsicht der Literatur zur Bestandstranspiration finden sich oftmals absolute Angaben (mm/Jahr), ohne errechenbaren Bezug zur jeweiligen (jährlichen) Niederschlagsmenge. Zum Vergleich mit der oben abgeleiteten

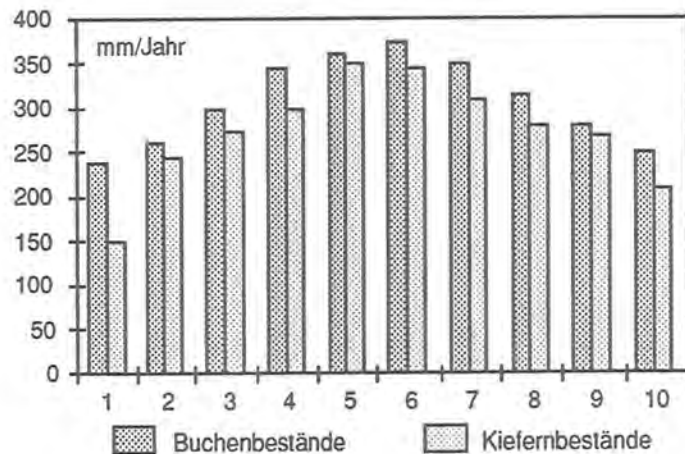
²³⁾ Als Verfahren zur langfristigen, direkten Erhebung der (Evapo-)Transpiration bietet sich z.B. die „Bodenwassermethode“, wie sie im Solling verwendet wurde, an (ELLENBERG et al. 1986; vgl. den dortigen Verfahrensüberblick).

TRANSPIRATION Fichten- und Lärchenbestände



Mittel ca. 290 mm (F) - 300 mm (Lä)

TRANSPIRATION Buchen- und Kiefernbestände



Mittel ca. 300 mm (Bu) - 310 mm (Kie)

Nr.	Baumart	Autoren	Standort	Bemerkung
1	Fichte	BRECHTEL & SCHEELE	Frankfurt	nur Vegetationszeit
2	Lärche	1982		
3	Buche			
3	Kiefer			
1	Buche	PISEK & CARTELLIERI	Innsbruck	junge Bestände
2	Fichte	1941		
7	Kiefer			
8	Lärche			
1	Kiefer	PERSSON 1980	Jädraas (Schweden)	
2	Kiefer	MOLCHANOV 1966	Rußland	
2	Buche	FLECK 1976	Schönbuch (Baden-Württemberg)	
4	Fichte			
3	Fichte	BRECHTEL & LEHNARDT		Durchschnitt aus Literatúrauswertung
7	Lärche	1982		
8	Buche			
8	Kiefer			
4	Buche	POLSTER 1967		zit. in SCHMALTZ 1969 MAYER 1976
6	Lärche			
7	Fichte			
9	Kiefer			
4	Kiefer	SCHUBERT 1939	Eberswalde Tharandt (Sachsen)	zit. in JARVIS & JARVIS 1972
9	Fichte			
5	Fichte	MANDERSCHIED & HAUHS	Leisel (Rheinland-Pfalz)	
		1991		
5	Lärche	SONN 1960		zit. in SCHMALTZ 1969 MAYER 1976
5	Kiefer			
12	Fichte			
5	Buche	STEUBING & SCHWANTES		nach versch. Autoren
6	Fichte	1981		
6	Buche	WALTER 1979		nach versch. Autoren
6	Kiefer	GASH & STEWART 1977	Norfolk (Großbritannien)	* zit. in ROBERTS 1984
7	Buche	ERNSTBERGER 1984	Krotdorf (Mittelhessen)	
8	Fichte	KIRWALD 1944	Subalpin	zit. in MAYER 1976
10	Kiefer		Kollbn	
9	Buche	GERKE 1987	Göttingen	abzügl. Evaporation
10	Fichte	BENECKE 1984	Solling	Durchschnitt beider Autoren
10	Buche	OTHMANN 1984		
11	Fichte	DELFS et al. 1958	Oberharz	

(und in % NG dargestellten) Reihung der Bestandestranspiration gemäß Tab. 4.2 werden die Resultate der Literaturauswertung zu den absoluten Werten in Abb. 4.5 dargestellt.

Mittelwerte für Fichte und Buche liegen demnach um 300 mm (286 bzw. 313 mm), für die Lärche bei ca. 400 m (456 mm), für Kiefer etwas niedriger bei ca. 280 – 290 mm (281 mm); in Klammern jeweils Mittelwerte einer Literaturerhebung mit einer ähnlichen Thematik bei BRECHTEL & LEHNARDT (1982). Letztere geben darüberhinaus für die in tieferen Lagen in Berchtesgaden nennenswert vertretene Esche 379 mm als Mittel an; für die Hasel ermittelten PISEK & CARTELLIERI (1941) 414 mm (beträchtliche Werte also in Größenordnungen der Lärche).

Neben dem Wasserdargebot und dem Dampfdruckgefälle am Standort wird das Transpirationsvermögen ganz entscheidend von der zur Verfügung stehenden Biomasse geprägt (vgl. z.B. LARCHER 1976 – 1984). Der Versuch jedoch (z.B. bei KELLER 1951), enge Beziehungen zwischen verbrauchter Wassermenge und produzierter Biomasse (also Transpirationskoeffizienten) abzuleiten und danach die verschiedenen Pflanzenarten allgemeingültig zu differenzieren, muß im Hinblick auf den Gebietswasserhaushalt als gescheitert angesehen werden (LAMBRECHT et al. 1979).

Für krautige Pflanzenbestände scheint jedoch der Wasserverbrauch unabhängig von der Artenzusammensetzung besonders eng mit der jeweiligen Grünmasse und der standörtlichen Wasserversorgung korreliert (vgl. z.B. LARCHER ebd.). STEUBING & SCHWANTES (1981) beschreiben z.B. für grundwasserfernes Grünland mit ca. 350 Mio//Jahr ähnliche absolute Transpirationsraten wie für Buchen- oder Fichtenwälder, für grundwassernahes Grünland dagegen ca. 800 Mio//Jahr. PISEK & CARTELLIERI (ebd.) ermittelten an einem inneralpinen Standort einen jährlichen „produktiven“ Wasserbedarf für Glatthafer-Fettwiesen von ca. 320 mm, für eine Naßwiese bereits um 1150 mm, d.h. mehr als der Jahresniederschlag. Für mittlere Grünlandstandorte können Jahrestranspirationen von 300 – 400 mm, also i.d.R. 35 – 50 % NG in Mitteleuropa, durchaus angenommen werden, selbst für Trockenrasen noch Werte um 200 mm (Darstellung z.B. bei LARCHER ebd.).

Auch für (sub-)alpine Standorte liefert LARCHER (ebd.) einen Überblick. Zwergstrauchheiden in den (jedoch niederschlagsärmeren) Zentralalpen werden mit 10 – 20 % jährlichem Transpirationsanteil am Niederschlag beschrieben, zentralalpine Rasen mit ca. 5 %, Schuttfloren mit 1 – 2 % NG. WIESER et al. (1984) stellten für einen Krummseggenrasen in 2300 m Meereshöhe fest, daß 7 % des jährlichen Niederschlags über die Transpiration das Ökosystem verlassen. KÖRNER et al. (1980) ermittelten in einer Wasserbilanz für die Vegetationsperiode eine Transpirationsrate von ca. 17 % für einen derartigen alpinen Rasen. Letztere verweisen auch auf GATTERMAYER (1976), der für Latschenfelder und Rasen am Dachstein auf 1800 m 23 – 36 % (sommerliche) Evapotranspiration feststellte, sowie auf KÖRNER et al. (1978), die für Almflächen im Gasteiner Tal Werte der Evapotranspiration (ET) von 27 – 43 % NG fanden. Nach KÖRNER et al. (1980) könne bei Vorhandensein einer geschlossenen Vegetationsdecke

dabei der Anteil der Bodenevaporation mit 10 – 20 % der ET angenommen werden. Bei GATTERMAYER (ebd.) resultiert für das Latschenfeld am Dachstein eine (sommerliche) Gesamtverdunstung (EIT) von 25 – 35 % des in diesem Zeitraum gemessenen Niederschlags, was nach Abzug der Interzeption eine verbleibende (Evapo-)Transpiration (ET) von ca. 15 – 20 % bedeutet.

Widersprüchlich erscheinen die wenigen Aussagen zur Rolle des Beitrages der Bodenvegetation von Wäldern zur gesamten Bestandestranspiration. SCHMALTZ (1969) nimmt an, daß von der Bodenvegetation keine „wesentlichen“ Wassermengen zur Transpiration verbraucht werden; PISEK & CARTELLIERI (1941) rechnen für feuchtschattige Waldböden mit Transpirationsraten von ca. 10 % NG. MITSCHERLICH (1971) schließlich ist der Meinung, daß die Verdunstung der Bodenflora in Wäldern viel größer ist, als man gemeinhin annimmt (10 – 25 %, nach Angaben von MOLCHANOV 1966 u.a.). In der vorliegenden Arbeit wird i.d.R. von einem additiven Anteil der Krautschicht an der Bestandestranspiration von ca. 5 – 10 % des Gesamtniederschlags ausgegangen (vgl. Kap. 4.2.3).

An der Spitze im Wasserverbrauch stehen Pflanzenbestände wie o.a. Feuchtgrünland, die aufgrund der üppigen Wasserversorgung ihrer Standorte oft weit über 50 % des jährlichen Gesamtniederschlags transpirieren. Es kann sogar mehr Wasser durch Transpiration abgegeben werden, als der Niederschlag bringt (Röhrichte, Streuwiesen), vgl. z.B. KIENDL (1954), zit. in JARVIS & JARVIS (1972) oder LARCHER (ebd.), wobei sich eben auch hier die Frage der Übertragbarkeit solcher Angaben ins niederschlagsreiche Untersuchungsgebiet stellt. Separate Angaben zur Transpiration der Pflanzendecke von Mooren lagen nicht vor; EGGELSMANN (o.J.) und UHDEN („Gebirgshochmoore“ im Oberharz, 1972) kennzeichnen die gesamte Verdunstung von Hochmooren mit Werten von ca. 70 % bzw. 55 % NG. KÖRNER (1977) berichtet zudem von überaus hohen Verdunstungsraten von Polytrichum-Moosbeständen in alpinen Grasheiden der Hohen Tauern, die er als repräsentativ für Bestände poikilohydrer Pflanzen bei optimaler Wasserversorgung erachtet.

Selbstverständlich unterliegt auch die pflanzliche Transpiration einer Reihe von Abhängigkeiten, die eine typisierte und auf das Gesamtjahr bezogene Bewertung erheblich erschweren. Dies betrifft neben den Niederschlagsverhältnissen z.B. die Faktoren Luft- und Bodenfeuchte, Einstrahlung, Windstärke, Höhenlage, Länge der Vegetationsperiode. PRUTZER (1961) oder TRANQUILINI (1979) wiesen für die Evapotranspiration in Hochlagen auf die Zunahme bei größeren Windstärken hin. Eine direkte und generell gültige Abhängigkeit der Transpiration von der Höhenlage allein (also ohne Berücksichtigung der dann kürzeren Vegetationsperiode etc.) kann jedoch nicht angenommen werden (TRANQUILINI 1964).

4.2.3 Exemplarische Ableitung der prozeßorientierten Kenngrößen Interzeption (INTER/P) und Transpiration (TRANSP)

Im Sinne des dargelegten Potentialansatzes und den formulierten Arbeitshypothesen werden Forschungsergeb-

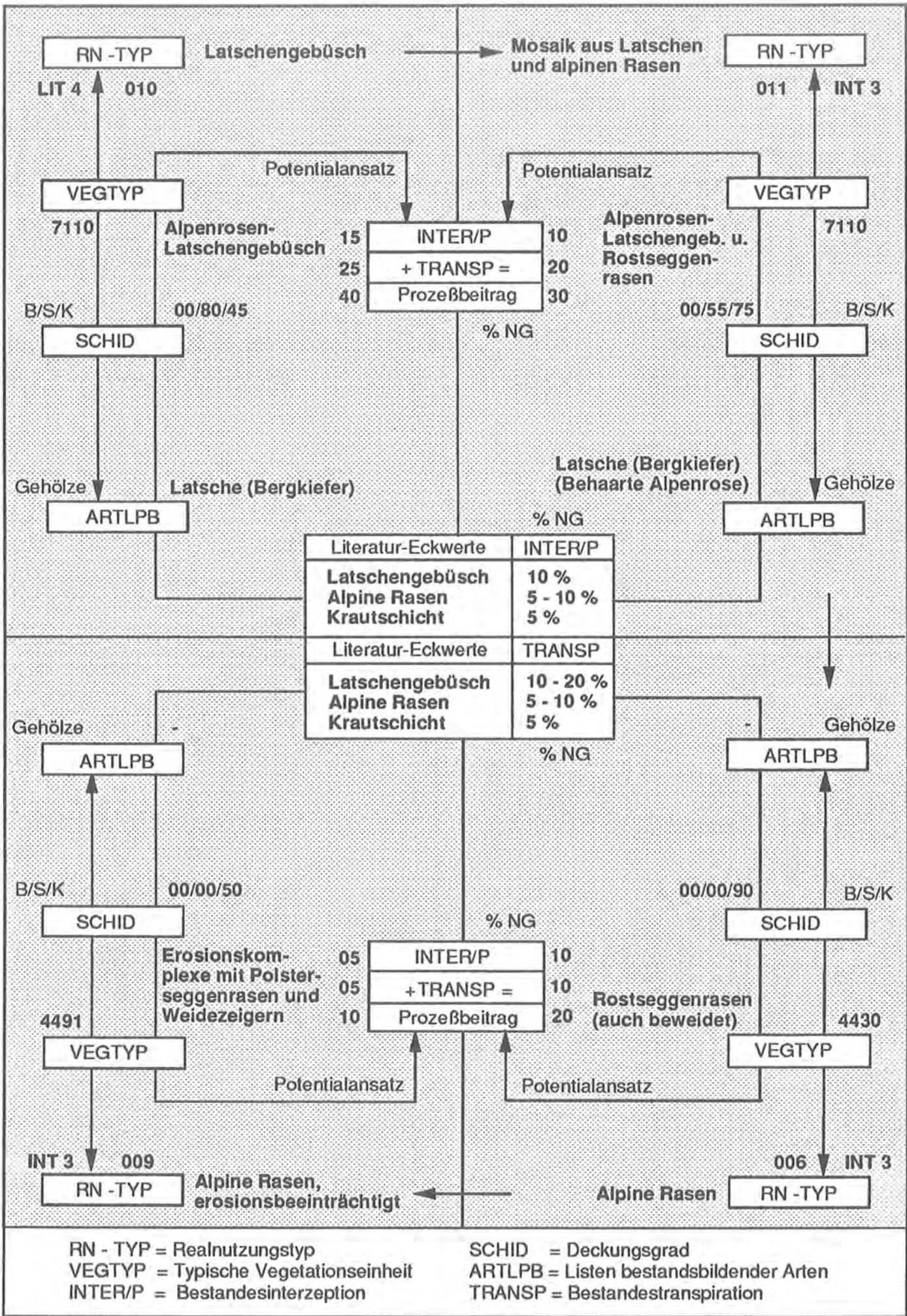


Abb. 4.6: Ableitung der Datenmodell-Kenngrößen zur Verdunstung; Beispiel aus der hochmontanen/subalpinen Stufe.

nisse (Eckwerte aus der Literatur) sowie „allgemeine Erfahrungen“ (Analogieschlüsse, Interpolationen, Schätzungen) herangezogen, um den zu beschreibenden Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt der Realnutzungstypen in einem Datenmodell planerisch verfügbar („operationalisiert“) darzustellen.

Um die regional modifizierte Übertragung von Eckwerten aus der Literatur auf das Spektrum der Berchtesgadener Ökosystemtypen zu unterstützen, werden die in Kap. 4.1 beschriebenen Hilfsgrößen der „Pflanzendecke“ herangezogen. Je nach den physiognomisch-strukturellen Merkmalen (luftbildkartierbare Charakteristika sowie aus Geländeerhebungen regionalisierte Angaben zum Deckungsgrad), nach der regionalisierten, floristisch-strukturellen Ansprache der vorherrschenden Vegetationstypen sowie einem prozeßorientiert relevanten floristisch-synthetischen Einzelindikator (dominante Gehölze) kann die Zuordnung von Eckwerten aus der Literatur zu den einzelnen Realnutzungstypen erfolgen.

Die in Kap. 4.2.4 schließlich resultierenden Merkmalstabellen sollen in ihrem Zustandekommen und den Grenzen ihrer Aussagekraft exemplarisch verdeutlicht werden. Das Datenmodell ist gegliedert in eine Reihe von Obergruppen der Realnutzungstypen (ähnlich Formationen, vgl. Tab. 4.3), wobei der Siedlungsbereich sowie Kleinstrukturen in der vorliegenden Arbeiten unberücksichtigt bleiben (vgl. hierzu HERRMANN et al. 1988 a – c).

Aus dem Bereich der „... Standorte oberhalb der alpinen Waldgrenze“ werden in Abb. 4.6 zunächst einige Realnutzungstypen im gedanklichen Zusammenhang einer zunehmenden anthropogenen Überprägung behandelt. Ähnlich strukturiert soll in Abb. 4.7, ausgehend von der prozeßorientierten Betrachtung eines (Berg-)Mischwaldes, in einem weiteren Beispiel die Verknüpfung des (deduktiven) Potentialansatzes zum Wasserhaushalt mit den (induktiv) abgeleiteten Merkmalen der „Pflanzendecke“ erläutert werden. Dies geschieht nicht zuletzt im relativen Vergleich der Realnutzungstypen untereinander.

Die Krummholzzone im Untersuchungsgebiet (Abb. 4.6) wird überwiegend von der Latsche (*Pinus mugo*) geprägt (z.T. mit der Grünerle, *Alnus viridis*). Die Standorte des Latschengürtels oberhalb der alpinen Waldgrenze wurden im Zuge der Almwirtschaft und der Holznutzung auch in tiefere Lagen ausgedehnt. Dies gilt gleichfalls für die alpinen Rasen in diesen Höhenlagen, die Rostseggenrasen (*Caricetum ferrugineum*). Neben der Beweidung erfuhren die Latschenfelder und alpinen Rasen vor allem am Jenner durch Winter- (RIEDEL 1986), aber auch Sommertourismus (SPANDAU 1988) Belastungen bis hin zu Auflichtungen. In letzter Konsequenz kann es gerade auf erosiven Dolomitstandorten zur Bildung von Erosionsformen kommen, die teilweise nur noch die extrazonale Besiedlung mit Polsterseggenrasen-Fragmenten zulassen (*Caricetum firmiae*-Komplexe).

Angaben österreichischer Autoren werden genutzt, um die Beschreibung der Verdunstung von Latschenfeldern und alpinen Rasen gemäß Abb. 4.6 zu ermöglichen (vgl. Kap. 4.2). Für das (links oben) im Ausgangspunkt der Betrachtung stehende, mit ca. 80 % Deckung der Strauch-

schicht weitgehend geschlossene, (Alpenrosen-)Latschengebüsch (Code 010) lassen sich dabei Eckwerte der Bestandesinterzeption von ca. 10 % des Gesamtniederschlags heranziehen (Interzeption der Latschenzweige). Die für geschlossene Latschen- (und Grünerlen-)Bestände im Datenmodell abgeleiteten 15 % Interzeptionsverlust beruhen auf einer zusätzlichen Beaufschlagung der (Strauchschicht-) Interzeption durch den Beitrag der Krautschicht (Deckung allerdings durchschnittlich nur 45 %). Ebenso wird bei der Abschätzung der Bestandestranspiration verfahren; hier lagen als Vergleichswerte Angaben zu alpinen Zwergstrauchheiden (ca. 10 – 20 %) sowie zur Transpiration von Latschenfeldern (10 – 20 %) und alpinen Rasen (5 – 10 %, max. 20 % NG) vor.

Kommt es zu einer Auflichtung der im Latschengebüsch relativ geschlossenen Vegetationsdecke, so können Mosaik aus Latschen und alpinen Rasen entstehen (RN-Typ 011, rechts oben). Mit den veränderten Strukturmerkmalen der Vegetation (reduzierte Deckung der Strauchschicht, Etablierung von Rostseggenrasen in den Bestandeslücken) wird ein verminderter Beitrag der Vegetation zur Verdunstung assoziiert. Dabei wird nach den Eckwerten aus der Literatur davon ausgegangen, daß Interzeption- und Transpiration dieser alpinen Rasen allenfalls eine Kompensation auf 5 – 10 % des Niederschlags gestatten.

Die Gesamteinschätzung der Bestandestranspiration für das aufgelichtete (RN-Typ 011) wie auch das relativ geschlossene (RN-Typ 010) Latschenfeld mit 25 % bzw. 20 % NG dürfte eher überschätzt denn zu gering bemessen sein. Diese Ableitung beruht auf der Annahme einer sehr günstigen Wasserversorgung der Rostseggenhalde und geht von einem spürbaren Transpirationsanteil der Bodenvegetation im Latschengebüsch aus. Zudem wird die Spanne der anzunehmenden Verdunstung der Latschen selbst zum oberen Eckwert (20 % NG) hin interpretiert.

Folgt man in Abb. 4.6 der gedanklichen „Sukzession“ vom Mosaikstandort (RN-Typ 011, rechts oben) zu den offenen, zumindest ehemals auch beweideten Rostseggenrasen (Code 006, rechts unten) und schließlich zum links unten dargestellten Erosionskomplex (RN-Typ 009), werden die damit verbundenen Analogieschlüsse deutlich. Der bei noch nahezu geschlossener Pflanzendecke im Rostseggenrasen noch mit ca. 20 % des Niederschlags abgeschätzte Prozeßbeitrag der Vegetation zur Verdunstung wird analog der dann nahezu halbierten Deckung und den gewiß nicht stärker transpirierenden (geringere Produktivität) oder interzipierenden Fragmenten des Polsterseggenrasens auf ca. 10 % „zurückgeführt“.

Sicherlich können dabei die Angaben zur Verdunstung der alpinen Rasen als noch relativ gut belegt gelten. Andererseits ist für die herangezogenen Quellen der zentralalpiner österreichischer Standorte von geringeren Niederschlagsmengen auszugehen, was die Übertragung der prozentualen Verdunstungsangaben auf die nordalpinen Berchtesgadener Verhältnisse kritisch beleuchtet. Auch die Annahme einer nennenswerten Interzeption der Bodenvegetation im Latschenfeld läßt eine evtl. auftretende kompensatorische Transpirationseinschränkung außer Acht.

Ein weiteres Ableitungsbeispiel für die Kenngrößen zum Wasserhaushalt wird an einem montanen Standort erläutert (Abb. 4.7). Schon am Ausgangspunkt der Betrachtung, dem (Berg-)Mischwald (RN-Typ 049, links oben), ist ein Vorherrschen der Fichte zu verzeichnen. Demgegenüber besteht bei der intensivierten Ersatzgesellschaft (RN-Typ 053, links unten) neben dem stark verringerten Laubholzanteil ein entsprechend dichter Kronenraum (um ca. 10 % erhöhte Deckung der Baumschicht), was zu einer etwas erhöhten Interzeptionsrate des Nadelforstes beitragen dürfte. Für den dominanten Fichtenanteil sind (gemäß Tab. 4.1 und 4.2) als Bestandesinterzeption und -transpiration jeweils etwa 30 – 35 % des Niederschlags anzusetzen. Für die Interzeption der Laubholzkomponente im (Berg-)Mischwald finden die aus der Literatur abgeleiteten Eckwerte der Buche auf den vorherrschenden Bergahorn Anwendung. Die Nettointerzeption der Krautschicht im Bestand wird hier vernachlässigt, um schließlich zu einer Einschätzung der Bestandesinterzeption von ca. 25 % des Freilandniederschlags zu gelangen.

Wie schon aus den Erläuterungen zum Beispiel in Abb. 4.6 ersichtlich, unterbleibt eine gesonderte Behandlung der Schneeinterzeption; die gegenüber der Interzeptionskapazität der dominanten Fichte vergleichsweise niedrigere Einschätzung der „unproduktiven Verdunstung“ in diesen Bergwäldern kann auch mit der Wahrscheinlichkeit nennenswerter negativer Interzeption infolge von Nebelauskämmung erklärt werden.

Die (Berg-)Mischwälder und ihre Ersatzgesellschaften (Abb. 4.7) stocken gegenüber dem Beispiel in Abb. 4.6 in vergleichsweise niedrigen Lagen (vgl. hierzu Kap. 5). Dieser Faktor, sowie die Annahme eines trotz der geringen Deckung nicht zu vernachlässigenden Transpirationsanteils der Bodenvegetation (ca. 10 % NG), scheint zunächst die Beaufschlagung der Gehölztranspiration von ca. 30 – 35 % auf immerhin 45 % NG für die Realnutzungstypen mit den Codes 049 und 053 (in Abb. 4.7) rechtfertigen zu können.

Infolge des Einflusses von Waldweide und dem (primär das Laubholz beeinträchtigenden) Verbißdruck des Wildes ist die Weiterführung der Gedankenkette zum rechts oben in Abb. 4.7 dargestellten, aufgelichteten Nadelwald (RN-Typ 048) denkbar. Die dabei abgestuften Prozeßkenngrößen stellen sich trotz deutlich geringerer Deckung der Baumschicht als kaum reduziert gegenüber dem eingangs betrachteten (Berg-)Mischwald (Code 049) dar. Inwieweit der immerhin noch mit 60 % angegebene Verdunstungsbeitrag der Vegetation durch die höhere Deckung der Krautschicht tatsächlich kompensiert werden kann, stellt sich allerdings – wie bei vielen der vollzogenen Analogieschlüsse – als Ermessensfrage dar.

Die Transpiration von mittleren, grundwasserfernen Grünlandstandorten kann durchaus diejenige von Buchen- oder Fichtenwäldern erreichen, an Feuchtstandorten gar weit darüber hinaus reichen. Der für das Grünland auf Almen (Realnutzungstyp 020, rechts unten in Abb. 4.7) mit 30 % angesetzte Transpirationsanteil bleibt jedoch deutlich hinter dem Anteil für die mehr oder weniger geschlossenen Hochwälder (Codes 049, 053) zurück, denn es handelt sich dabei um Kammgras- und Milchkräutweiden mit

entsprechend verringerten Blattflächenindices gegenüber Wiesen. Ob für diese typischen Ersatzgesellschaften an natürlichen Bergmischwaldstandorten trotz der denkbaren Transpirationseinschränkung die angenommene Interzeptionsrate von ca. 10 % als Netto-Interzeption tatsächlich verbleibt, könnte auch hier in Frage gestellt werden.

Die gemäß Abb. 4.6 und 4.7 und dem Datenmodell in Kap. 4.2.4 eher großzügig eingeschätzten Verdunstungsraten der Vegetation erreichen für Wälder ca. 70 – 75 %, für Grünland und Latschenfelder immerhin noch ca. 40 % des Niederschlags. Zum Vergleich können die bei LARCHER (1976-84), allerdings für die gesamte Evapotranspiration wiedergegebenen Werte herangezogen werden. Für Bergwälder in der Schweiz werden dort bei 1640 mm Jahresniederschlag 52 % sowie für Almweiden (bei 1720 mm) 38 % Gesamtverdunstung angegeben²⁴⁾. Demnach würde die Annahme einer großzügigen Schätzung in der vorliegenden Arbeit also insbesondere für die Wälder und Forste zutreffen.

4.2.4 Datenmodell des Beitrags der Vegetation zum Wasserhaushalt (Verdunstung)

Mit dem dargelegten Verfahren wird zunächst die „potentielle Leistungsfähigkeit“ der Vegetation zum Ausdruck gebracht, durch Interzeption und Transpiration den Wassereinsatz der Ökosysteme und der Landschaft zu beeinflussen. Beschrieben wird damit das der „Pflanzendecke“ eigene Vermögen, die Gebietsverdunstung (und damit den gesamten Wasserhaushalt) nicht unerheblich zu prägen.

Die abgeleiteten Größenordnungen dieses Prozesses können der im folgenden wiedergegebenen Merkmalstabelle summarisch und nach den Einzelkomponenten entnommen werden (Tab. 4.3). Dort sind auch die regionalisierten Hilfsgrößen der Vegetation dokumentiert. Die Legende zur Codierung der dominanten Gehölze findet sich am Ende der dreiseitigen Tabelle, die Erläuterung der Codes zu den regionalisierten Vegetationstypen im Anhang. Desweiteren wird in der letzten Spalte (rechts) der Merkmalstabelle die im Rahmen der Erhebungsphase (1984 – 1988) im Teilprojekt „Höhere Vegetation“ nur grob abgeschätzte Evaporation übernommen (vgl. HERRMANN et al. 1988 a – c). Die Darstellung der gesamten Verdunstung wird nötig, um die nachfolgenden Schritte zur Eichung (und „Fehlerabschätzung“) dieses Datenmodells zu erleichtern (Kap. 5).

In Kap. 4.1.1 und 4.1.2 wurde bereits auf die Abhängigkeit der Interzeption und Transpiration von Standortfaktoren verwiesen. Bezogen auf den Maßstab der vorliegenden Arbeit (bzw. der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“) erfordert dies zwar keine detaillierten Angaben zur Verdunstung wie etwa Tagesgänge von Temperatur und Luftfeuchte etc. (vgl. Kap. 2.2). Selbst grundlegende Parameter jedoch, wie die Temperatur- und damit Höhenabhängigkeit des Dampfdruckgefälles oder die umsatzrelevante Verkürzung der Vegetationsperiode mit der

²⁴⁾ Die Evapotranspiration von mitteleuropäischen Mischwäldern tieferer Lagen wird in dieser Quelle (bei 600 mm NG) mit 67 % beschrieben.

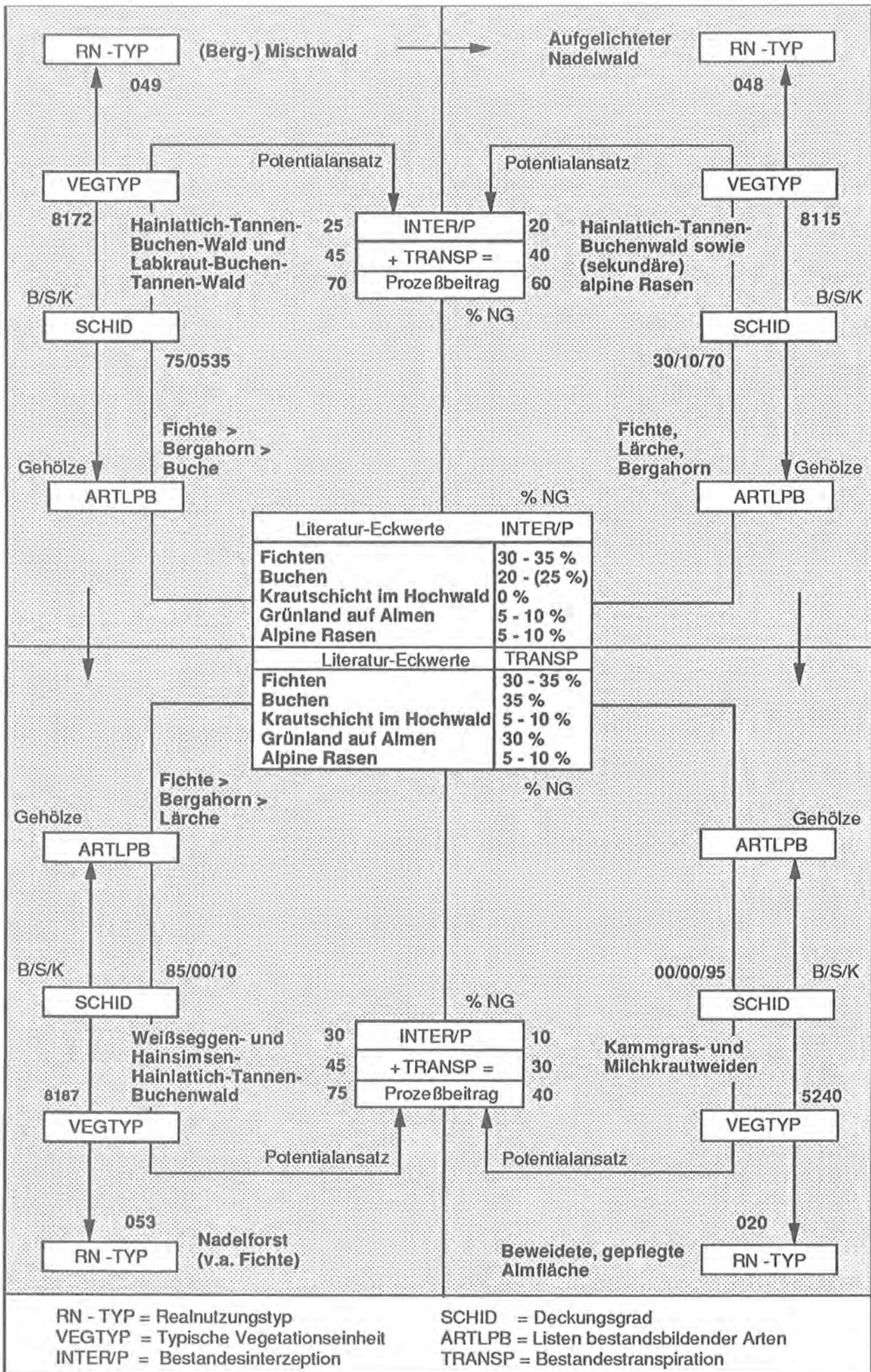


Abb. 4.7: Ableitung der Datenmodell-Kenngrößen zur Verdunstung; Beispiel aus der hochmontanen/subalpinen Stufe.

Tab. 4.3: Merkmalstabelle prozeßorientierter, potentieller Kenngrößen der Vegetation zum Wasserhaushalt (Beitrag zur Gebietsverdunstung).

Code	REALNUTZUNGSTYP	Wichtigste Pflanzen- gesellschaften	Wichtigste Gehölze	Deckungsgrad in Schichten			Interzeption (INTER) in % NG	Erhebungsart und Datenqualität (INTER)	Transpiration (TRANSP) in % NG	Erhebungsart und Datenqualität (TRANSP)	Prozeßbeitrag der Vegetation in % NG	Summe Verdunstung (incl. Evaporation)
	OBERGRUPPE			B	S	K						
01	VEGETATION UND STANDORTE OBER- HALB DER ALPINEN WALDGRENZE											
001	Fels, Karrenfelder	4411	-	0	0	5	0	LIT 3	0	INT 3	0	5
002	Fels mit alpinen Rasengesellschaften	4410	-	0	0	25	5	LIT 4	5	LIT 3	10	20
003	Fels mit einzelnen Latschengruppen	7113	PIN MUG	0	30	10	5	INT 2	10	EST 2	15	25
004	Fels mit einzelnen Bäumen	8813	PIN SYL, PIN CEM, LAR DEC	5	0	5	5	EST 2	5	INT 2	10	15
005	Gesteinsschutt	4210	-	0	0	5	0	LIT 4	0	LIT 3	0	5
014	Gesteinsschuttfluren	4420	-	0	0	50	5	LIT 3	5	LIT 3	10	20
015	Gesteinsschutt mit einzelnen Latschengruppen	7114	PIN MUG	0	35	10	5	LIT 3	5	EST 2	10	20
006	Alpine Rasen	4430	-	0	0	90	10	LIT 3	10	LIT 3	20	25
009	Alpine Rasen, erosionsbeeinträchtigt	4491	-	0	0	50	5	INT 3	5	INT 2	10	25
140	Alpine Rasen als Degradationsstadium	4492	-	0	0	80	10	INT 3	10	INT 3	20	30
010	Latschengebüsch	7111	PIN MUG	0	80	45	15	LIT 4	25	EST 2	40	50
011	Mosaik aus Latschen und alpinen Rasen	7110	PIN MUG	0	55	75	10	INT 3	20	INT 2	30	40
012	Zwergstrauchheiden	5120	-	0	0	95	15	LIT 3	15	LIT 3	30	35
013	Grünerlengebüsch	6120	ALN VIR	0	70	25	15	LIT 3	50	EST 2	65	75
188	Skipiste im Latschenbereich	4480	-	0	0	80	10	INT 3	10	INT 2	20	30
02	FEUCHTSTANDORTE											
033	Quellflur im Wald	8173	ACE PSE, PIC ABI	5	5	70	10	EST 2	55	EST 2	65	85
030	Hoch- und/oder Übergangsmoor	1410	-	0	0	60	5	EST 2	60	EST 2	65	95
075	Niedermoorstandort	1300	-	0	0	70	10	EST 2	70	EST 2	80	105
080	Röhricht, Großseggenried	1130	-	o.A.	o.A.	o.A.	10	EST 2	130	LIT 3	140	155
035	Weidengebüsch	8122	-	o.A.	o.A.	o.A.	15	EST 2	65	EST 2	80	90
122	Verlandungszonen an Stillgewässern	o.A.	-	o.A.	o.A.	o.A.	10	EST 2	130	INT 2	140	155
031	Gehölzsaum, Uferfluren an Fließgewässern	8861	o.A.	20	70	40	20	EST 2	70	INT 3	90	100
139	Hochstaudensaum an Fließgewässern	1900	-	0	0	95	10	EST 2	65	EST 2	75	90

Tab. 4.3: Fortsetzung

Code	REALNUTZUNGSTYP	Wichtigste Pflanzen- gesellschaften	Wichtigste Gehölze	Deckungsgrad in Schichten			Interzeption (INTER) in % NG	Erhebungsart und Datenqualität (INTER)	Transpiration (TRANSP) in % NG	Erhebungsart und Datenqualität (TRANSP)	Prozentsbeitrag der Vegetation in % NG	Summe Verdunstung (incl. Evaporation)
	OBERGRUPPE			B	S	K						
04	WALD/FORSTGESELLSCHAFTEN											
016	Dichte Nadelgehölzgruppe auf Fels	o.A.	o.A.	70	20	60	30	INT 3	35	INT 3	65	70
017	Dichte Laubgehölzgruppe auf Fels	o.A.	o.A.	70	20	60	25	INT 3	35	INT 3	60	65
078	Niedriger Baumbestand auf Fels	8121	PIC ABI > FRA EXC > FAG SYL	25	20	75	20	INT 3	25	EST 2	45	55
068	Lockerer Lärchenbestand auf Fels	7221	LAR DEC, PIN CEM (PIN MUG)	35	5	70	20	INT 3	25	INT 3	45	55
169	Mosaik aus Lärchen, Zirben, Latschengebüsch auf Fels	7220	LAR DEC, PIN CEM (PIN MUG)	50	15	80	25	INT 3	35	INT 3	60	70
055	Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpine Rasen	7115	LAR DEC (PIN MUG)	15	60	70	25	INT 3	25	INT 3	50	60
057	Lichter Lärchenwald auf Gesteinsschutt	7116	LAR DEC (PIN MUG)	25	0	50	20	INT 3	35	INT 3	55	60
054	Lärchenwald	8132	LAR DEC > PIC ABI (PIN MUG)	65	5	35	25	LIT 4	45	LIT 3	70	75
056	Lichter Bergmischwaldbestand über Latschen	7222	LAR DEC, PIN CEM (PIN MUG)	20	80	30	25	INT 3	40	INT 3	65	75
058	Lichter Bergmischwald auf Gesteinsschutt	8133	PIC ABI, PIN MUG	60	20	70	20	INT 3	35	INT 3	55	65
134	Schneeheide-Kiefernwald	7130	PIN SYL (PIN MUG, SOR ARI)	60	20	80	25	INT 3	40	INT 3	60	75
067	Aufgelichteter Bergmischwald auf erodiertem Standort	8101	PIC ABI > ACE PSE > FRA EXC	40	5	35	15	INT 3	40	INT 3	55	70
123	Aufgelichteter Waldbestand auf Feuchtstandort	7240	PIC ABI	60	20	80	20	EST 2	45	EST 2	65	80
052	Schluchtwald	8332	ACE PSE > PIC ABI > FAG SYL	75	5	50	20	INT 3	45	INT 3	65	70
049	(Berg-)Mischwald	8172	PIC ABI > ACE PSE > FAG SYL	75	5	35	25	INT 3	45	LIT 3	70	75
050	(Berg-)Mischwald, überwiegend Laubholz	8331	PIC ABI > ACE PSE > FAG SYL	75	5	35	20	LIT 4	45	LIT 3	65	70
051	(Berg-)Mischwald, überwiegend Nadelholz	8186	PIC ABI > ACE PSE > SOR AUC	75	5	35	30	LIT 4	45	LIT 3	75	80
135	Fichten-Lärchenwald	7172	PIC ABI > LAR DEC > SOR AUC	70	5	20	30	LIT 3	45	LIT 3	75	80
053	Nadelforst (Fichte)	8187	PIC ABI > ACE PSE > LAR DEC	85	0	10	30	LIT 4	45	LIT 3	75	85
077	Gehölzsukzession	8170	PIC ABI > ACE PSE > FRA EXC	10	15	70	15	INT 3	35	EST 2	50	60
039	Kahlschlag-, Windwurf-, Schneebruchflächen	8181	PIC ABI > ACE PSE > SOR AUC	10	5	65	15	EST 2	35	EST 2	50	65
117	Naturverjüngung	8102	PIC ABI > ACE PSE > SOR AUC	20	10	70	15	LIT 3	35	INT 3	50	60
040	Aufforstung, Sämlingsstadium	8182	vgl. RN-Typ	0	20	75	10	LIT 3	35	INT 3	45	60
041	Aufforstung, Nadelgehölze	8183	vgl. RN-Typ	0	75	25	20	LIT 3	35	INT 3	55	65
042	Aufforstung, Laubgehölze	8316	vgl. RN-Typ	0	70	25	15	LIT 3	35	INT 3	50	60
043	Mischwaldaufforstung	8185	vgl. RN-Typ	0	75	25	20	LIT 3	35	INT 3	55	65
046	Aufgelichteter Nadelwald	8115	PIC ABI > LAR DEC > SOR AUC	30	10	70	25	LIT 3	35	INT 3	60	70
047	Aufgelichteter Laubwald	8183	ACE PSE > FRA EXC, PIC ABI	30	10	70	15	LIT 3	40	INT 3	55	65
048	Aufgelichteter Mischwald	7251	ACE PSE, LAR DEC, PIC ABI	30	10	70	20	LIT 3	40	INT 3	60	70

Tab. 4.3: Fortsetzung

Code	REALNUTZUNGSTYP	Wichtigste Pflanzen- gesellschaften	Wichtigste Gehölze	Deckungsgrad in Schichten			Interzeption (INTER) in % NG	Erhebungsart und Datenqualität (INTER)	Transpiration (TRANSP) in % NG	Erhebungsart und Datenqualität (TRANSP)	Prozentsbeitrag der Vegetation in % NG	Summe Verdunstung (incl. Evaporation)
	OBERGRUPPE			B	S	K						
05	LANDWIRTSCHAFT											
020	Beweidete, gepflegte Almfläche	5240	-	0	0	95	10	INT 2	30	INT 3	40	50
021	Beweidete, gepflegte Almfläche, zugleich Skipiste	5241	-	0	0	90	10	EST 2	30	INT 3	40	50
022	Almfläche in Sukzession	5242	-	0	0	95	15	EST 2	35	EST 2	50	60
008	Hochstauden-, Unkraut-, Lägerfluren	3110	-	0	0	100	15	EST 2	55	EST 2	70	85
007	Verarmte Almflächen (Nardeten)	5110	-	0	0	95	10	INT 2	25	EST 2	35	45
095	Magerrasen, u.a. auf Buckelwiesen	5210	-	0	0	80	10	INT 2	30	LIT 3	40	50
119	Beweidete Buckelwiesen	5211	-	0	0	80	5	INT 2	30	INT 3	35	45
096	Hutungen	5243	-	0	0	80	5	INT 2	30	INT 3	35	45
074	Extensiv bewirtschaftete Wiesen, Mähweiden	5220	-	0	0	80	10	INT 2	40	LIT 3	50	60
180	Schafweiden	5217	-	0	0	80	5	INT 2	35	INT 3	40	50
097	Streuwiesen	5310	-	0	0	80	10	INT 2	70	EST 2	80	95
071	Mähweiden mittlerer Intensität	5215	-	0	0	95	10	LIT 3	40	LIT 3	50	60
072	Mähweiden starker Intensität	5218	-	0	0	95	10	INT 2	40	INT 3	50	60
073	Dauerweiden	5244	-	0	0	80	5	INT 2	40	INT 3	45	55
181	Mähweiden mittlerer Intensität, zugleich Skipiste	5216	-	0	0	90	10	EST 2	40	INT 3	50	60
182	Extensiv bewirtschaftete Mähweiden, zugleich Skipiste	5221	-	0	0	80	10	EST 2	40	INT 3	50	60
076	Futtermaisbau	o.A.	-	o.A.	o.A.	o.A.	10	LIT 3	40	LIT 3	50	60
183	Enziananbau	o.A.	-	o.A.	o.A.	o.A.	10	EST 2	35	EST 2	45	55
185	Begrünte Skipiste (evtl. beweidet)	5290	-	0	0	65	5	EST 2	30	INT 2	35	50

Codierungen Baumarten

ACE PSE	=	Acer pseudoplatanus
ALN VIR	=	Alnus viridis
FAG SYL	=	Fagus sylvatica
FRA EXE	=	Fraxinus excelsior
LAR DEC	=	Larix decidua
PIC ABI	=	Picea abies
PIN CEM	=	Pinus cembra
PIN MUG	=	Pinus mugo
PIN SYL	=	Pinus sylvestris
SOR ARI	=	Sorbus aria
SOR AUC	=	Sorbus aucuparia

Höhe wurden in den Ableitungsprozeß der Kenngrößen noch keinesfalls ausreichend integriert.

Insbesondere steht bei dieser Darstellung der „potenziellen Leistungsfähigkeit“ der Vegetation die Berücksichtigung der Gradienten von Niederschlagshöhe und potentieller Verdunstung aus. Denn selbstverständlich kann das Interzeptions- und Transpirationsvermögen der „Pflanzendecke“ mit zunehmender Niederschlagshöhe nicht beliebig anwachsen. Für all jene Eckwerte, die aus Mittelgebirgs- und tieferen Lagen ins Berchtesgadener Untersuchungsgebiet übertragen wurden, fehlt die Integration einer „Höhenfunktion“ zu den Angaben in Tab. 4.3 (vgl. hierzu Kap. 5).

Die Kenngrößen des Datenmodells können entsprechend den Ausprägungen der einzelnen Realnutzungstypen mit Hilfe des Geographischen Informationssystems für das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt werden. Dies geschieht anhand der in Abb. 3.3 erläuterten „Verpointierung“ zwischen den Zeilen der Merkmalstabellen (Datenbankstrukturen analog Tab. 4.3) und den in einer digitalen Karte (Geometrie) verfügbaren Abgrenzungen der Luftbildauswertung zur Realnutzung.

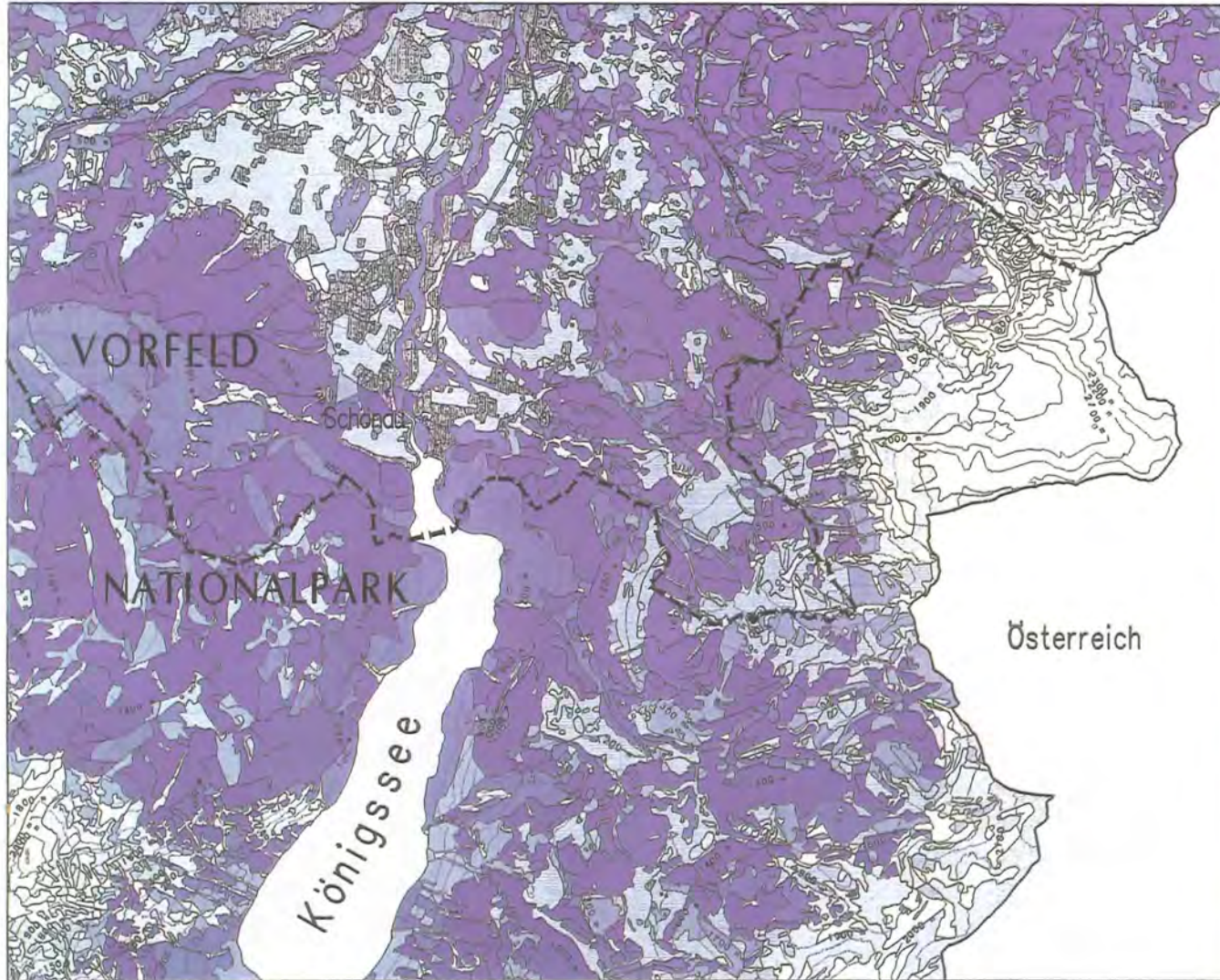
Das GIS wird auch zur Bereitstellung der erforderlichen Hilfsgrößen herangezogen. Als flächenhaftes Extrapolationsinstrument stellt es die räumliche Integrationsebene für die Datensätze zum Prozeßbeitrag der Vegetation dar. Damit werden die abgeleiteten Kenngrößen der Vegetation regionalisiert für das gesamte Untersuchungsgebiet verfügbar. Mit den Karten 4.2 und 4.3 wird ein Bereich des

Untersuchungsgebietes um den Königsee herangezogen, um Kenngrößen des Datenmodells entsprechend darzustellen. Die Wahl dieses Ausschnitts (Testgebiet „Schönau“) erfolgte in der sog. Synthesephase der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ mit dem Ziel, ein möglichst repräsentatives Spektrum der Ökosystemtypen im Biosphärenreservat abzubilden (vgl. Karte 2.1).

In Karte 4.2 wird zunächst die „potentielle“ Bestandesinterzeption der Realnutzungstypen gemäß Tab. 4.3 dargestellt. Das im Potentialansatz abgeleitete Kenngrößenspektrum umfaßt demzufolge ca. 0 – 30 % des jährlichen Gesamtniederschlags. Entsprechend dem hohen Waldanteil werden für etwa die Hälfte des gewählten Landschaftsausschnitts Interzeptionsverluste von 20 % NG und mehr ausgewiesen.

Die in Karte 4.3 abgebildete, additive Verknüpfung der Kenngrößen Interzeption und Transpiration erlaubt die „flächenscharfe“ Beschreibung des „potenziellen“ Prozeßbeitrags der Vegetation zur Gebietsverdunstung (vgl. Tab. 4.3). Deutlich erkennbar wird in diesem Datenmodell von einem höchsten Wasserumsatz der Vegetation im Bergwaldgürtel ausgegangen (hellblaue Farbtöne), gefolgt vom Grünland in den Tälern und auf Almen (grüne Farbtöne). Für die subalpine und alpine Zone (gelb und heller) werden die Verlustraten der Wasserbilanz durch „produktive“ und „unproduktive“ Verdunstung der „Pflanzendecke“ mit i.d.R. weniger als 30 % des jährlichen Gesamtniederschlags angenommen (relative Spitzenwerte dabei im Krummholzgürtel).

Testgebiet "Schönau"



Datenmodell

mab - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
 Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden
 Ableitung prozeßorientierter Kenngrößen
Potentielle Interzeption

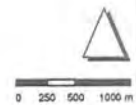
Angabe in % des mittl. jährlichen Niederschlags (NG)
 (gemäß Datenmodell Vegetation, Kenngröße INTER/P)
 Ermittlung nach "Potentialansatz"

Karte 4.2

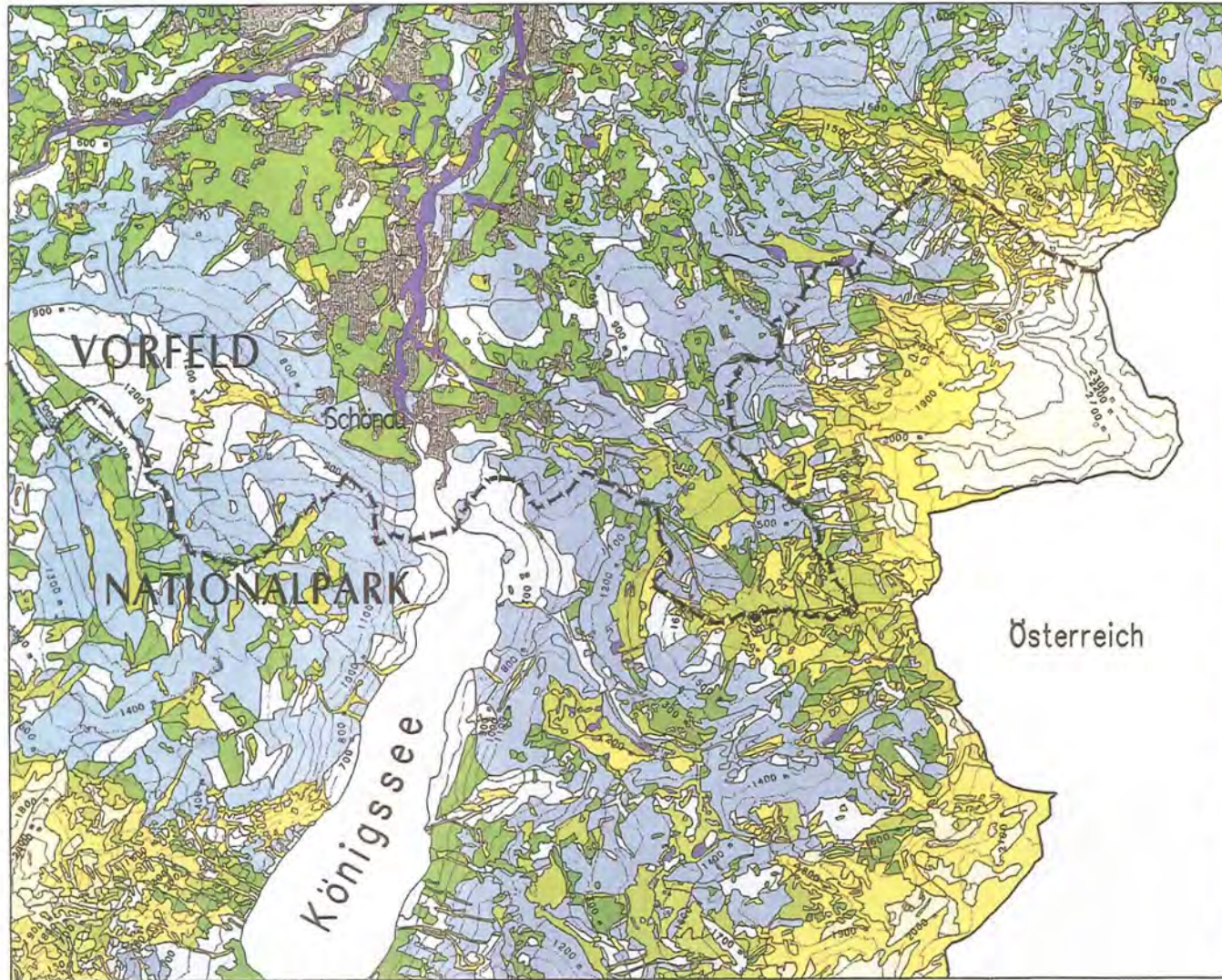


J. G. Köppel
 Lehrgebiet Geobotanik
 TU München - Weihenstephan

EDV - Bearbeitung: W. Jung
 Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



Testgebiet "Schönau"



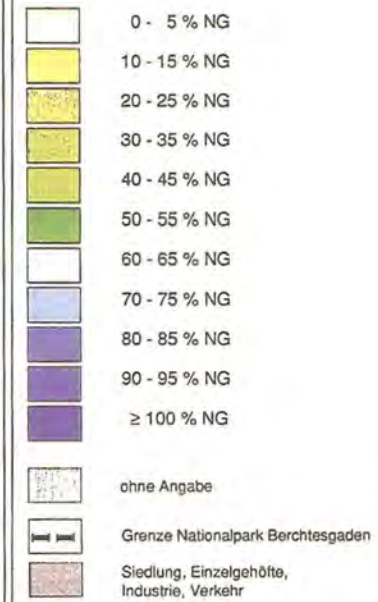
Datenmodell

MAB - Projekt 6
 Angewandte Ökosystemforschung
 Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

Ableitung prozeßorientierter Kenngrößen
Potentieller Beitrag der Vegetation zur Verdunstung

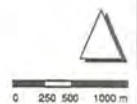
Angabe in % des mittl. jährl. Niederschlags (NG)
 (gemäß Datenmodell Vegetation, Summe der Kenngrößen INTER/P und TRANSP)

Karte 4.3



J. G. Köppel
 Lehrgebiet Geobotanik
 TU München - Weihenstephan

EDV - Bearbeitung: W. Jung
 Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



5 „Kalibrierung“ des prozeßorientierten Datenmodells

5.1 Abiotische Rahmenbedingungen des Prozeßbeitrags der Verdunstung

Die mit dem prozeßorientierten Datenmodell beschriebene „potentielle Leistungsfähigkeit“ der Vegetation bedarf des Abgleichs mit den bislang kaum berücksichtigten abiotischen Rahmenbedingungen der Verdunstung, insbesondere dem Höhengradienten von Niederschlag und potentieller Verdunstung. Um auf diesem Wege zu einer „Kalibrierung“ des Datenmodells zu gelangen, werden in Tab. 3.5 entsprechende „Tests“ benannt.

Zunächst wird der Versuch beschrieben, die je Realnutzungstyp gebildeten Summenwerte aus „unproduktiver“ (Interzeption, Evaporation) und „produktiver“ Verdunstung (Transpiration) im Sinne eines „Parameter-tests“ größenordnungsmäßig zu überprüfen. Dabei ist ein iterativer Vergleich mit anderen Modellberechnungen zur Gebietsverdunstung (ENDERS 1979 sowie BAUMGARTNER et al. 1983) Voraussetzung („alternative Modellierung“). Auf diesem Wege sollen Widersprüche oder Übereinstimmungen aufgedeckt werden. Diese methodischen Schritte werden durch den Einsatz des Geographischen Informationssystems unterstützt („räumliche Mustererkennung“, „Darstellung von Ergebnissen in Karten“). Abschließend erfolgen einige Hinweise für eine Validierung der Kenngrößen des Datenmodells durch Freilandmessungen (Kap. 5.2).

Das Biosphärenreservat Berchtesgaden weist Reliefunterschiede von mehr als 2.000 m auf. Entsprechend schwierig gestaltet sich bis heute seine klimatologisch-hydrologische Erkundung, denn die erforderlichen Messungen lassen sich nur schrittweise realisieren. ENDERS (ebd.) versuchte daher frühzeitig in seiner „Theoretischen Topoklimatologie“, auf der Basis weniger Meßdaten Zusammenhänge zwischen topographischen und klimatischen Parametern abzuleiten, um sie anschließend zur „Kartierung“ des Lokalklimas im Untersuchungsgebiet nutzen zu können. Die Resultate der „Theoretischen Topoklimatologie“ stellten im Bearbeitungszeitraum der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ die einzig flächendeckend verfügbare Datenbasis zu diesem Themenkomplex dar. Zwischenzeitlich konnte die von ENDERS vorgeschlagene Absicherung oder Falsifizierung seiner Resul-

tate durch Felderhebungen eingeleitet werden (z.B. Niederschlagsmessungen).

5.1.1 Exkurs: Niederschlags- und Verdunstungsverhältnisse im Biosphärenreservat nach ENDERS (1979)

In einem Raster (200 m x 200 m) werden als Hilfsgrößen Höhe, Hangneigung, Hangrichtung und die grob klassifizierte „Vegetationsdecke“ (Wald, Busch, Grünland sowie Fels und Wasser) parametrisiert. Jeder Gitterpunkt erhält über eine Regression zunächst einen Niederschlagswert als Funktion der Höhe; die abgeleiteten Niederschlagsverhältnisse werden zudem für das gesamte Biosphärenreservat in Form von Isohyeten dargestellt. Da in die Berechnung der Niederschlagssummen nur die Seehöhe eingeht, liefert der Verlauf der Isohyeten ein Abbild der Isohypsen der topographischen Karte.

Gemäß der von ENDERS (ebd.) zugrundegelegten Höhenfunktion ergeben sich die in Abb. 5.1 wiedergegebenen, anhaltmäßigen Jahresniederschläge, die eine Zunahme um etwa 50 mm/Jahr auf 100 Höhenmeter bedeuten.

Eine derartige Herleitung bedarf der von ENDERS geführten kritischen Diskussion. Zum einen wies das im Untersuchungsgebiet zur Verfügung stehende Meßnetz – entsprechend den technischen Schwierigkeiten der Niederschlagsfassung im Gebirge – eine merkliche Unterbesetzung der Höhen über 1.000 m auf. Zum anderen fehlten langjährige Windmessungen in Höhen über 600 m, die Aussagen zu Luv- und Lee-Wirkungen und damit eine wünschenswerte Erweiterung der Höhenfunktion um die Exposition hätten gestatten können²⁵⁾. ENDERS verwendet schließlich eine Funktion, die unter Berücksichtigung der Hochstation auf dem Zugspitzmassiv ermittelt wurde. Zur Überprüfung einer solchen Modellrechnung vergleicht er das für das Untersuchungsgebiet resultierende Isohyetenbild mit einer Darstellung von KERN (1971). Dabei zeigt sich im wesentlichen eine gute Übereinstimmung.

Um jedem Gitterpunkt des gebildeten Rasters einen Verdunstungswert zuordnen zu können, wählt ENDERS folgendes Verfahren: Die empirische Formel nach THORNTHWAITE (1948) gestattet bei unbeschränktem Wasserangebot mit der Lufttemperatur als einziger Größe die Errechnung der potentiellen Jahresverdunstung. Dies gilt für jeden Gitterpunkt, weil die Temperatur wiederum eng mit der bekannten Seehöhe korreliert ist, wie ENDERS im ersten Teil seiner Arbeit zeigt. Aufgrund des ausreichenden Wasserangebots darf die potentielle der aktuellen Verdunstung im Untersuchungsgebiet gleichgesetzt werden (ebd.).

Alle Werte werden sodann mit Relieffaktoren gewichtet, die die tatsächliche, zur Verdunstung fähige Oberfläche berücksichtigen; letztere ist im Gebirge infolge starker

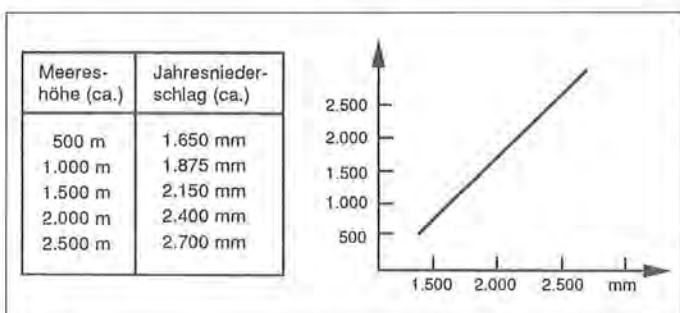


Abb. 5.1: Höhenabhängigkeit der Niederschläge im Biosphärenreservat nach ENDERS 1979.

²⁵⁾ Hinzu treten möglicherweise nennenswerte, bislang jedoch nicht näher quantifizierbare und daher weitgehend unberücksichtigt bleibende Nebelniederschläge; HOFFMANN (mdl. Mitteilung) geht von wahrscheinlichen Nebelzuschlägen auf die Niederschlagswerte von ENDERS um ca. 5 bis zu max. 50 % aus, je nach Bodenbedeckungstyp und Luv- oder Lee-Lage.

Hangneigung wesentlich größer als die Horizontalprojektion. Näherungsweise geschieht die Berechnung der realen Fläche über die für jeden Gitterpunkt und somit jede Rasterfläche bekannte mittlere Hangneigung. In der Berücksichtigung des Einflusses des Reliefs auf die Verdunstung liegt die wesentliche Spezifikation des Ansatzes von ENDERS (vgl. hierzu Kap. 5.1.2).

Zur Eichung der abgeleiteten Verdunstungswerte bedient sich ENDERS klassischer Einzugsgebietsverfahren der Hydrologie, mit deren Hilfe aus der Differenz von Niederschlägen und den an Pegeln gemessenen Abflüssen die Verdunstung errechnet und als Vergleichsbasis herangezogen werden kann. Die Landnutzung in der o.a. groben Klassifikation wird verwendet, um diesen Abgleich gebietsspezifisch zu erleichtern und erfolgreicher zu gestalten²⁶⁾. Die Fehlerquellen eines solchen Vorgehens sieht ENDERS neben der problematischen Niederschlagserfassung insbesondere in der hydrogeologischen Struktur einzelner Einzugsgebiete (Karst). Desweiteren könne eingesetzt werden, daß bei geneigten Flächen ein größerer Oberflächenabfluß stattfindet und damit die tatsächliche, zur Verdunstung verfügbare Wasserversorgung des Standorts reduziert werden könnte.

Aufgrund der Kompensation der bei Horizontalprojektion zu niedrigen verdunstenden Fläche nennt ENDERS seine kartographische Isolinien-Darstellung als „projizierte“ jährliche Verdunstungshöhen; damit wird also die Verdunstung der realen Oberfläche im verebneten Bild der Karte bezeichnet. Diese Darstellung wurde für die vorliegende Arbeit durch Digitalisierung in das Geographische Informationssystem übernommen (Karte 5.1, Testgebiet „Jenner“). Dabei wird jedoch die verdunstungswirksame Bodenbedeckung durch Vegetation weitaus undifferenzierter berücksichtigt, als es die je Realnutzungstyp vorliegenden Angaben im Datenmodell Vegetation anstreben (vgl. Tab. 4.3). Die bei ENDERS vorgenommene grobe Einteilung (fünf Bedeckungsarten) und Zuordnung (nach Dominanz) zu Rasterflächen betrachtet er selbst als kritisch.

Einzelpunkte erhielten bei ENDERS bereits ohne die Berücksichtigung der Relieffaktoren Verdunstungsspitzen von jährlich ca. 850 mm. Wie Karte 5.1 entnommen werden kann, ergeben sich für die „projizierten“ Verdunstungshöhen teilweise Angaben von mehr als 1.700 mm. Maximale Werte sind dabei dort anzutreffen, wo Wälder in niedrigen Höhen auf steilem Gelände stocken, im Testgebiet „Jenner“ also an den Einhängen zum Königsee.

Im Geographischen Informationssystem werden neben der durch Isohyeten gekennzeichneten Niederschlagsverteilung nach ENDERS (ebd.) – wie dargestellt – die Abgrenzungen der Realnutzungstypen gehalten; der potentielle Beitrag der Vegetation zur Verdunstung bezieht sich auf diese Ökosystemtypen im Sinne räumlicher Prozeßeinheiten (vgl. Kap. 2 – 4). Die Kenngrößen Interzep-

²⁶⁾ ENDERS verwendet einige Verdunstungsangaben aus der Literatur (gesamte Evapotranspiration, z. B. aus Lysimeterversuchen oder Berechnungen in Einzugsgebieten), um pauschal ein relatives Verdunstungsverhältnis für unterschiedliche Bodenbedeckung abzuleiten. Er setzt die Verdunstung von Grünland zu Wasser, Wald, Busch und Fels mit 1 : 1,50 / 1,43 / 1,17 / 0,54,

tion und Transpiration werden im Datenmodell als prozentuale Niederschlagsanteile ausgedrückt (Kap. 4.2, Tab. 4.3). Durch den Einsatz des GIS wird es nun möglich, die relative Dimension der Datenmodell-Kenngrößen in absolute Größenordnungen in mm/Jahr umzuwandeln und damit eine gemeinsame Bezugsbasis zum Vergleich mit dem Modellansatz nach ENDERS zu schaffen.

Dazu wird die Karte des potentiellen Beitrags der Vegetation zur Verdunstung (Karte 4.2, erweitert um die grob abgeschätzte Evaporation) mit der Niederschlagskarte nach ENDERS überlagert (vgl. Abb. 5.2). Im Datenbankteil des Geographischen Informationssystems wird für jeden Standort im Testgebiet „Jenner“ die prozentuale Größenordnung der Verdunstung nach dem Datenmodell abgefragt und mit der von ENDERS dort angegebenen Niederschlagshöhe verknüpft.

In Karte 5.2 werden die derart umgesetzten Jahressummen der Verdunstung nach dem ursprünglichen, sektoral erarbeiteten Datenmodell wiedergegeben. Die zunächst zu erwartende Überschätzung der absoluten Verdunstungshöhen (vgl. Kap. 3.3) wird dabei bestätigt.

Insbesondere in mittleren Höhenlagen finden sich in Anbetracht der jährlichen Niederschlagssummen kaum plausible Spitzenwerte: Verdunstungshöhen von 1.200 – 1.600 mm und mehr in Höhenlagen von 1.000 – 1.500 m stehen Jahresniederschläge von ca. 1.900 – 2.100 mm gegenüber (vgl. Abb. 5.1).

ENDERS gelangt insgesamt zu deutlich geringeren Werten der Gebietsverdunstung (vgl. Karte 5.1). In der oben herausgegriffenen Höhenlage erreichen die „projizierten“

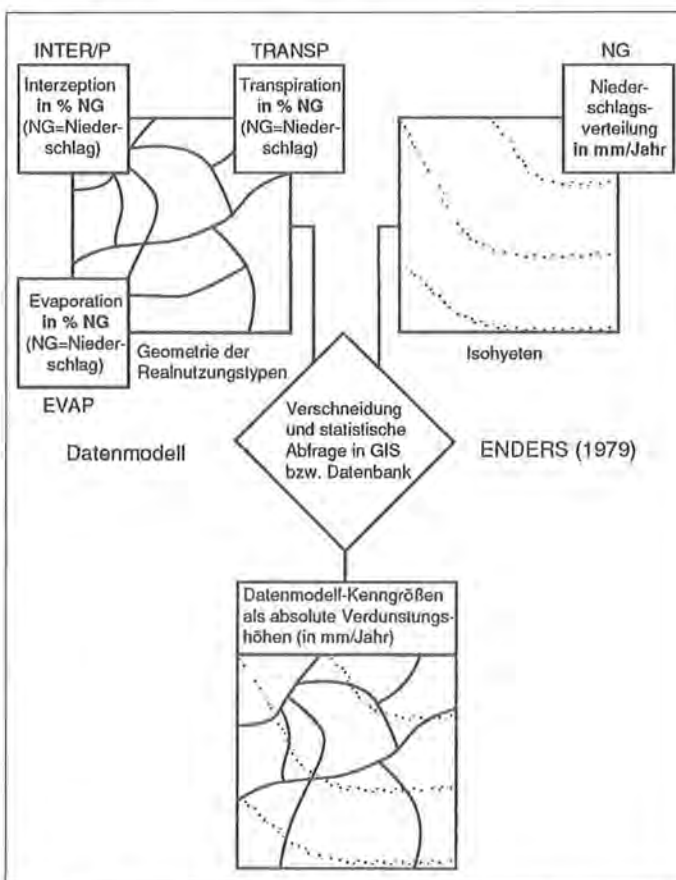
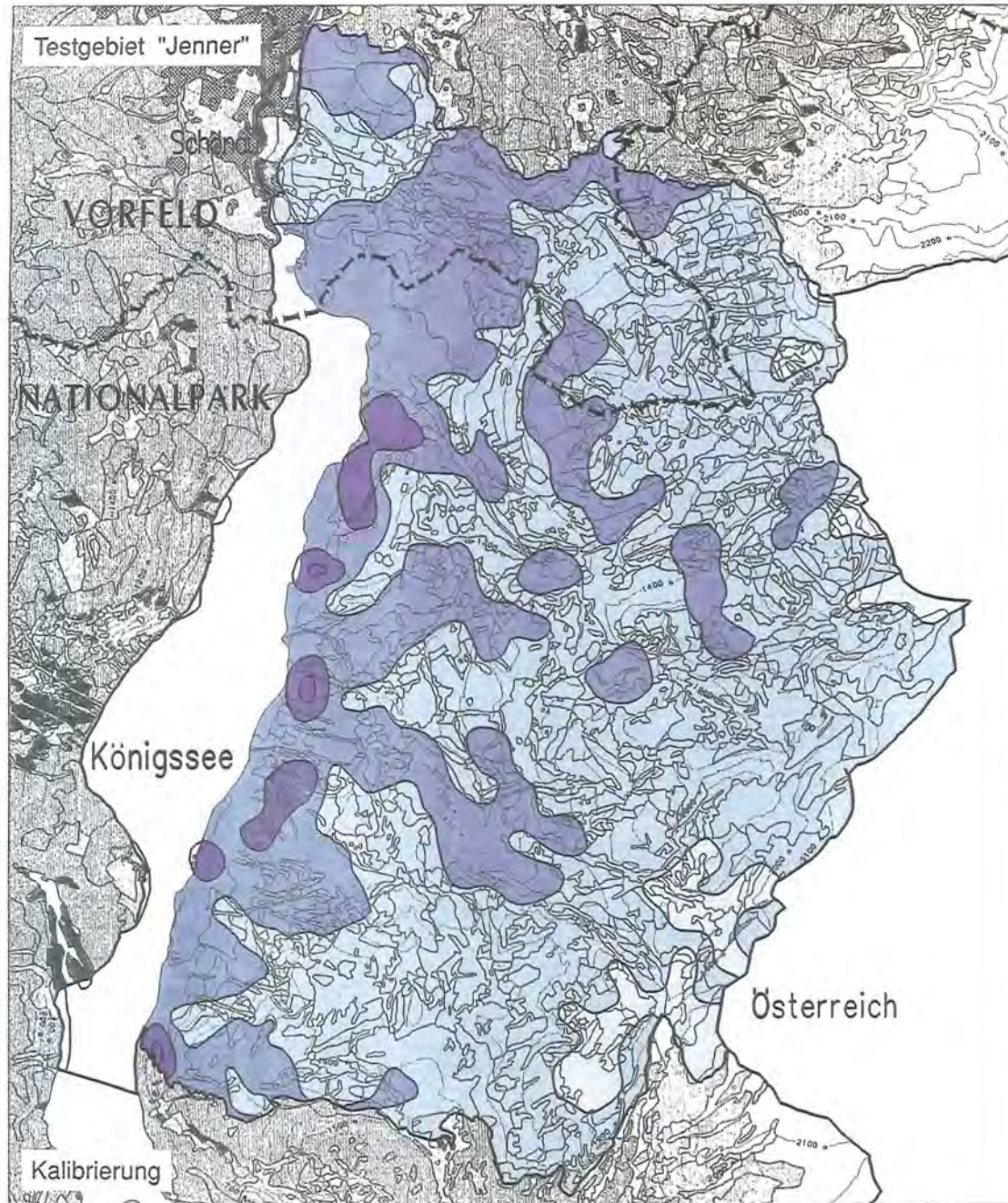


Abb. 5.2: Vorgehensweise zur Umsetzung der relativ dimensionierten Datenmodell-Kenngrößen in absolute Verdunstungshöhen.



MAB - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

Eichung des Datenmodells Vegetation
**Projizierte jährliche Verdunstungshöhen
nach ENDERS (1979)**

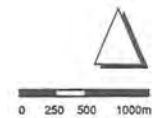
Im Mittel der Periode 1931 - 60
Funktion von Lufttemperatur und Seehöhe

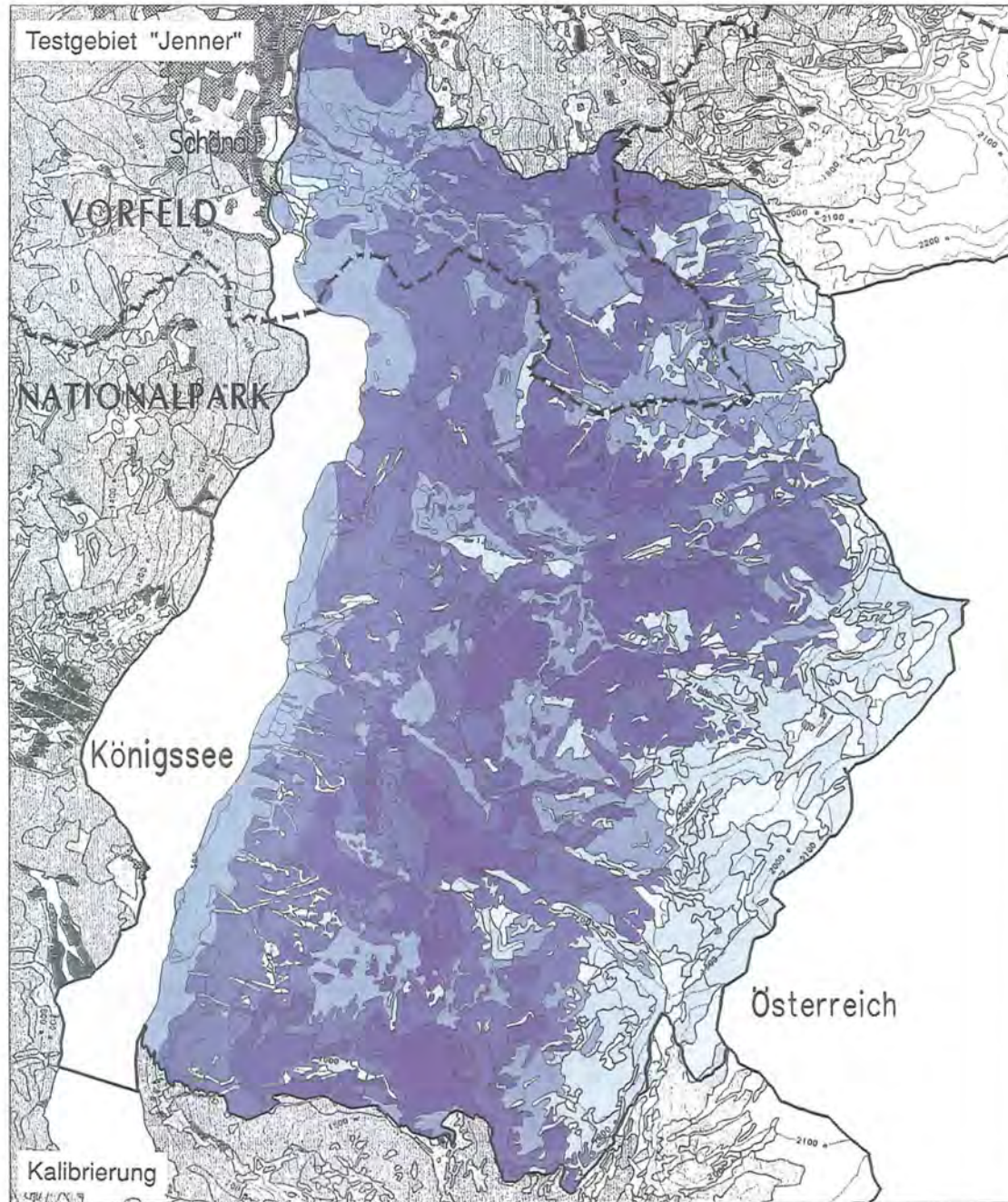
Karte 5.1



J. G. Köppel
Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan

EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7





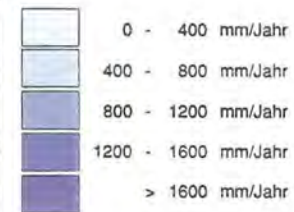
MAB - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

Eichung des Datenmodells Vegetation Verdunstung nach Datenmodell

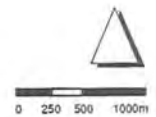
Summenwerte aus den Kenngrößen Interzeption (INTER/P) und Transpiration (TRANSP) unter Berücksichtigung der jährlichen Niederschlagsmengen (nach ENDERS 1979), incl. grob abgeschätzter Evaporation (EVAPG)

Karte 5.2



J. G. Köppel
Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan

EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



jährlichen Verdunstungshöhen lediglich ca. 400 bis max. 1.200 mm/Jahr. Sofort fallen anhand der kartographischen Darstellung die stark widersprüchlichen – da im Datenmodell i.d.R. überhöhten – Angaben zur Verdunstung im Testgebiet auf. Nur im Bereich der Einhänge zum Königssee (ca. 5 % der Testfläche, vgl. Abb. 5.5) erreichen die bei ENDERS errechneten Verdunstungsspitzen höhere Werte als für diese Standorte im Datenmodell ausgewiesen.

Die Differenzdarstellung in Karte 5.3 resultiert aus der Überlagerung der beiden zu vergleichenden Karten (Verdunstung nach dem Datenmodell und „projizierte“ Verdunstungshöhen nach ENDERS). Markant treten die abweichenden Modellvorstellungen hervor; zur Skalierung der Legende wurde dabei die in den Ausgangskarten gewählte Klassenweite von bis zu ± 400 mm/Jahr beibehalten. Die GIS-gestützte Vorgehensweise entspricht prinzipiell dem Verfahren aus Abb. 5.2.

Die ermittelten Diskrepanzen bedurften nun einiger Analyse- und Interpretationsschritte, um zur angestrebten „Kalibrierung“ der Kenngrößen des Datenmodells beitragen zu können. Als einer Interpretation tatsächlich zugänglich und für eine Eichung des Datenmodells relevant wurden jedoch erst Abweichungen von zwei (oder drei) Klassen erachtet (bis zu ± 800 mm bzw. ± 1200 mm/Jahr). Diskrepanzen um eine Klassenweite können jedoch bereits bis zu ± 400 mm/Jahr betragen; dabei handelt es sich um recht beachtliche Verdunstungsbeträge²⁷⁾. Jedoch bleiben auch die Berechnungen von ENDERS bei aller Quantifizierung und Kalibrierung Modellberechnungen, die einer tatsächlichen Validierung durch Freilandmessungen, insbesondere zur Verdunstung selbst, entbehren. Von einer weiteren Annäherung an die Angaben bei ENDERS zur Eichung des Datenmodells (bzw. der „potentiellen Leistungsfähigkeit“ der Vegetation) wird daher abgesehen.

Thematische Flächenbilanzen im GIS zur Analyse der Abweichungen hinsichtlich Exposition und Hangneigung brachten keine interpretationsfähigen Erkenntnisse, obwohl gerade letzterer Faktor im topoklimatologischen An-

satz von ENDERS eine große Rolle spielt. Hier ergaben sich die größten Abweichungen für die im Testgebiet ohnehin dominierenden „mittleren“ Hangneigungen und westliche Expositionen (nur ca. 20 % der Testfläche weisen Hangneigungen von weniger oder mehr als 10 – 40° auf; allein 55 % der Flächen sind westexponiert).

Die Überschätzungen des Datenmodells stammen offenbar vor allem aus einer höheren Einstufung der Verdunstungsleistung von „Busch-“ und „Waldbereichen“ in mittleren Höhenlagen (1.000 – 2.000 m, vgl. Abb. 5.3 und Abb. 5.4). In tieferen und hohen Lagen, im Grünland- sowie im alpinen Bereich (letztere erreichen zusammen immerhin ca. 38 % Anteil im Testgebiet „Jenner“), können dagegen kaum Abweichungen beider Modellbetrachtungen festgestellt werden (vgl. Karte 5.3). So weisen z.B. nur ca. 12,5 % des „Grünlands“ im Testgebiet Diskrepanzen um 2 oder 3 Klassen in beiden Ansätzen auf, während dieser Anteil innerhalb des Bodenbedeckungstyps „Busch“ über 40 % beträgt.

Dabei hätten die Ausgangswerte des Datenmodells zur Kennzeichnung der aktuellen Verdunstungsleistung auch einen weiteren „Parametertest“ (vgl. Tab. 3.5) nicht bestanden: Da die aktuelle Verdunstung im Untersuchungsgebiet der potentiellen i.d.R. entspricht (vgl. Kap. 5.1.1), hätten die gegenüber dem ENDERS-Modell höheren Werte des Datenmodells ein Überschreiten der aktuellen gegenüber der potentiellen Verdunstung bedeutet.

Zwar sind Verdunstungsleistungen von (Hoch-)Wäldern, wie sie im ursprünglichen Datenmodell angegeben wurden (70 – 80 % des Niederschlags), in tieferen Lagen durchaus nicht ungewöhnlich. Die Transformation solcher Angaben ins Gebirge läßt jedoch nicht nur die Niederschlagszunahme mit der Höhe außer Acht, sondern z.B. auch die für die Transpiration relevante Verkürzung der Ve-

²⁷⁾ Andererseits ist z. B. der Unterschied in der Niederschlagshöhe zwischen Königssee und Watzmann größer als der Jahresniederschlag von München.

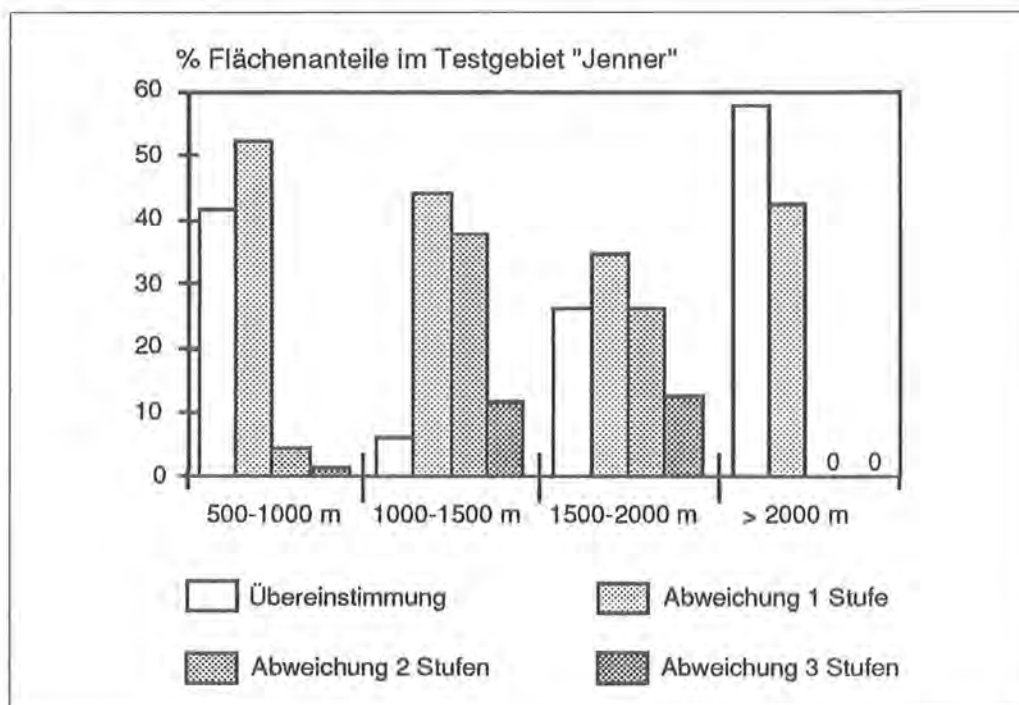
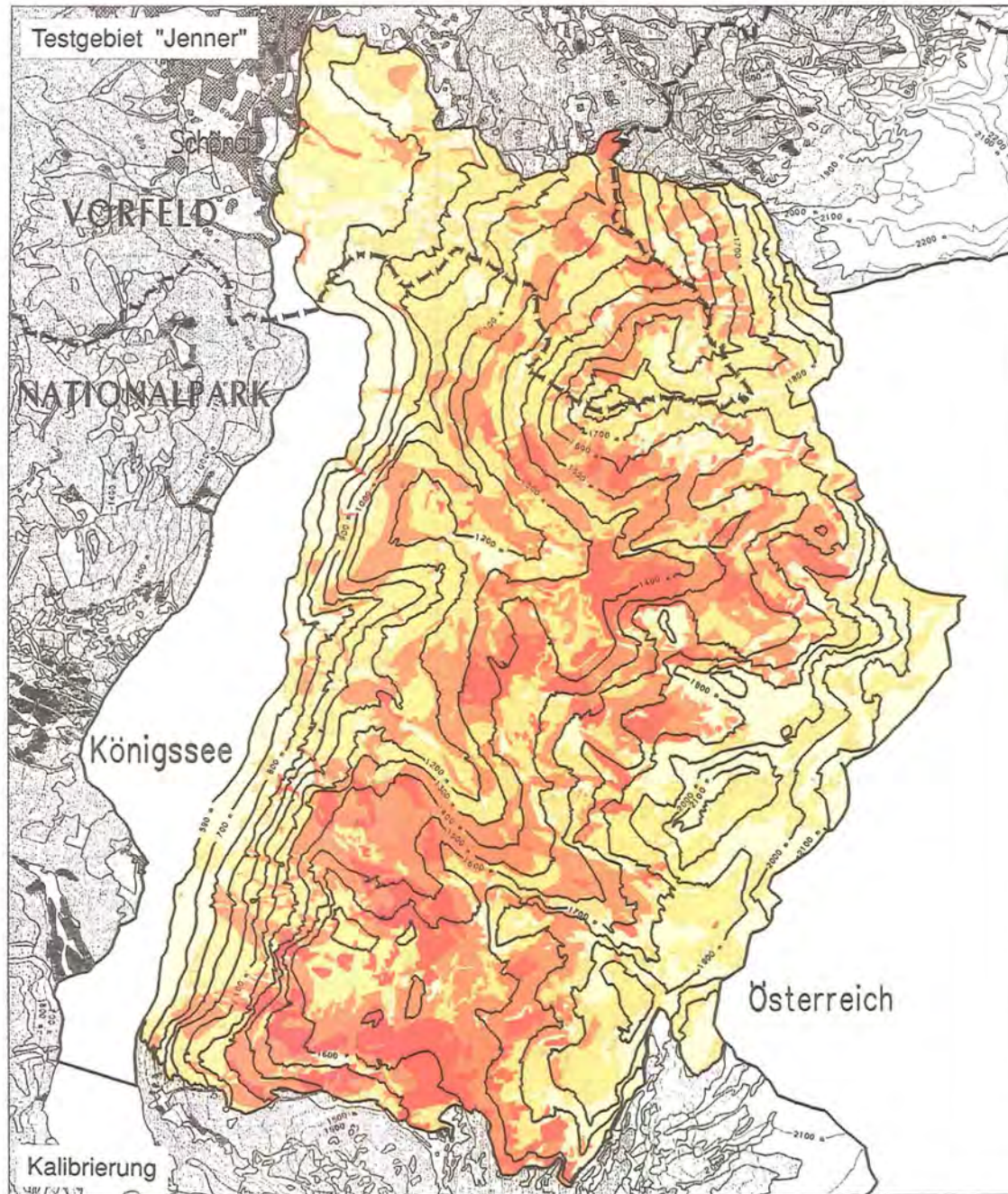


Abb. 5.3: Abweichungen der Verdunstungshöhen zwischen Datenmodell und ENDERS (1979) nach Höhenlagen.



MAB - Projekt 6

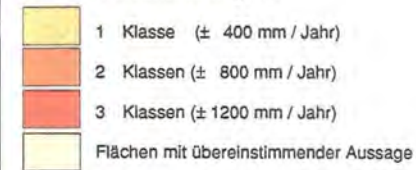
Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

Eichung des Datenmodells Vegetation
Vergleich der Verdunstungshöhen
Datenmodell / ENDERS (1979)

Differenzdarstellung aus Karte 5.1 und 5.2
(Klassenweite jeweils 400 mm / Jahr)

Karte 5.3

Flächen mit Abweichung um



J. G. Köppel

Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan



EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



0 250 500 1000m

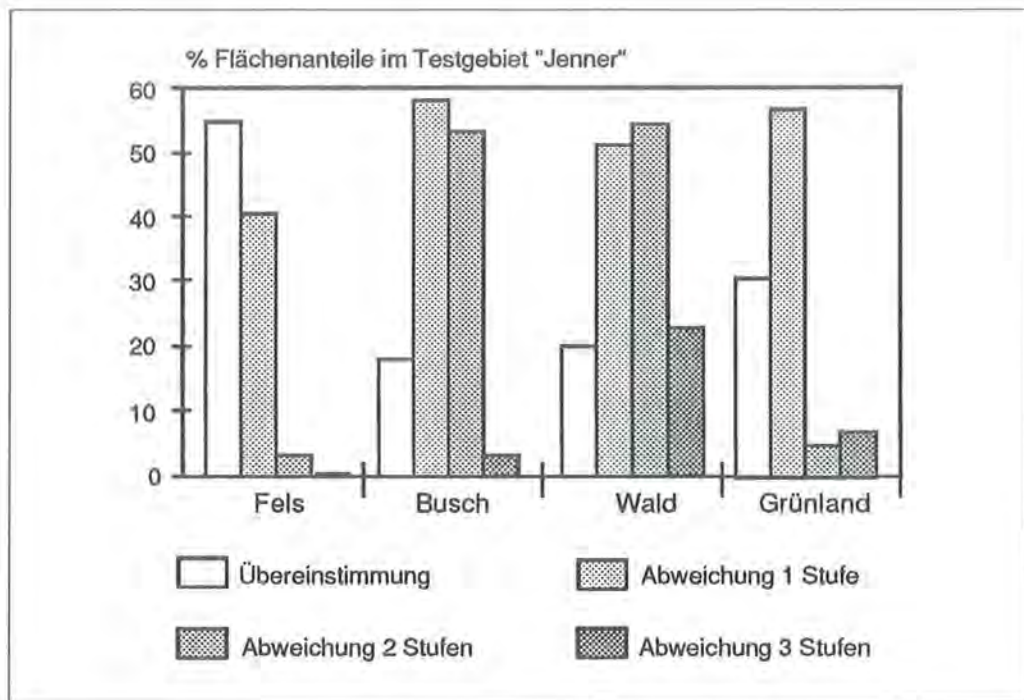


Abb. 5.4: Abweichungen der Verdunstungshöhen zwischen Datenmodell und ENDERS (1979) nach Bodenbedeckungstypen.

getationsperiode. Soweit Literaturangaben aus dem subalpinen und alpinen Bereich vorlagen, konnte dieser Faktor pauschal bei der Ableitung der Kenngrößen berücksichtigt werden (vgl. Kap. 4.2.2).

Inwieweit es sich bei den „Überschätzungen“ im Datenmodell jedoch allein um diese Effekte handelt, kann jedoch nicht eindeutig beantwortet werden. Denn bereits in Kap. 4.2.3 wurde auf die oftmals eher großzügigen Ableitungen der Kenngrößen hingewiesen (vgl. Abb. 4.6 und 4.7)²⁸⁾.

Die aus diesen Interpretationen abgeleiteten Hinweise können nun für eine erste Fortschreibung des Datenmodells genutzt werden. Um die einfache Handhabung der prozeßorientierten Kenngrößen für den nachfolgenden Einsatz in der ökologischen Planung (Kap. 6) nicht zu gefährden, soll dies allein auf der Basis der als homogen be-

trachteten Realnutzungstypen durchgeführt werden (vgl. Tab. 5.1).

Die Häufung der in den mittleren Höhenlagen gefundenen Diskrepanzen soll dabei differenziert berücksichtigt werden. Dazu bedarf es der Analyse der von den Realnutzungstypen im Testgebiet „Jenner“ schwerpunktmäßig eingenommenen Höhenverbreitung. Einfache Abfragen im Geographischen Informationssystem gestatten dies durch eine Verknüpfung des Merkmals Meereshöhe (in 100-m-Schichten) mit den in jeder Höhengschicht auftretenden Flächenanteilen der Realnutzungstypen; so entfallen z.B. ca. 85 % des Anteils der Lärchenwälder auf die Höhenzone von 1.500 – 1.700 m, während als Schwerpunkt der Nadelforste (ca. 45 % Flächenanteil) in etwa die Zone zwischen 1.000 und 1.200 m betrachtet werden kann (vgl. Tab. 5.1 sowie für das gesamte Untersuchungsgebiet Tab. 5.4).

Tab. 5.1: Fortschreibung der Verdunstungsangaben im Datenmodell durch Interpretation der Höhenverbreitung der Realnutzungstypen.

Code	Bezeichnung	Höhenstufe*) (in m)	Verdunstung in % NG		
			ursprünglich (vgl. Tab. 4.3)	fortgeschrieben	
				Beitrag Veget.**)	Verdunstung
013	Grünerjungebüsch	1600 - 1700	65	75	50
068	Lockerer Lärchenbestand auf Fels	1700	45	55	35
055	Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpine Rasen	1500 - 1800	50	60	40
054	Lärchenwald	1500 - 1700	70	75	55
049	(Berg-)Mischwald	1000 - 1600	70	75	55
051	(Berg-)Mischwald, überwiegend Nadelholz	1100 - 1600	75	80	56**)
135	Fichten-Lärchenwald	1300 - 1600	75	80	50
053	Nadelforst (Fichte)	1000 - 1200	75	85	55
039	Kahlschlag-, Windwurf-, Schneebruchflächen	1100 - 1400	50	65	45
046	Aufgelichteter Nadelwald	1100 - 1600	60	70	50
048	Aufgelichteter Mischwald	1300 - 1700	60	70	50
022	Almflechte in Sukzession	1200 - 1700	50	60	40
008	Hochtaiden-, Unkraut-, Lagerfluren	1300 - 1600	70	85	55

*) Verbreitungsschwerpunkt im Bereich von 1.000 - 2.000 m Seehöhe
 **) Summe aus Interzeption und Transpiration
 ***) Durchschnittswert
 % NG = mittl. jährl. Gesamtniederschlag

In Tab. 5.1 werden diejenigen Realnutzungstypen erfaßt, für die in der Abweichungsstatistik zu Karte 5.3 die bedeutendsten Diskrepanzen gefunden wurden, vor allem Wälder unterschiedlicher Struktur und Baumartenmischung. Die in der letzten Spalte (rechts) eingetragenen, deutlich niedriger fortgeschriebenen Kenngrößen der Verdunstung lassen sich überschlägig abschätzen: Bezogen auf die betroffenen Höhenstufen werden die als Absolutbeträge (in mm/Jahr) klassifizierten Abweichungen in Prozent des Niederschlags ausgedrückt und von der ursprünglichen Verdunstungshöhe subtrahiert. Die aus der Höhenfunktion nach ENDERS (ebd.) bekannten mittleren Niederschlagshöhen (vgl. Abb. 5.1) erlauben diese Rückrechnung.

Dieser Anpassungsprozeß des Datenmodells soll an einem Beispiel erläutert werden. „Kahlschlag-, Windwurf-

²⁸⁾ Als ein wesentlicher Beitrag zur Überschätzung der realen Verdunstung im Datenmodell dürfte sich auch die überschlägig vorgenommene Beaufschlagung der phyto-ökologischen Kenngrößen durch die Evaporation (an Boden oder Fels) erwiesen haben.

und Schneebruchflächen" sind in der Höhenzone von 1.100 – 1.400 m im Testgebiet zu ca. 80 % vertreten. Mit Hilfe der deskriptiven Statistik werden im GIS flächenmäßig bedeutsame Abweichungen um zwei Klassen (bis zu ± 800 mm/Jahr) gegenüber den lokal zugehörigen Verdunstungsangaben bei ENDERS gefunden. Als geeignete Annäherung an ENDERS werden Abweichungen bis auf eine Klasse zur Korrektur des Datenmodells berücksichtigt. Also werden ± 400 mm als Überschätzung des Datenmodells gewertet. In dieser Höhenzone entsprechen 400 mm jährliche Verdunstung in etwa 20 % der dort auftretenden Niederschläge (knapp 2.000 mm/Jahr). Der Abschlag der summierten Kenngrößen im Datenmodell erfolgt daher von (als „potentieller Leistungsfähigkeit“) geschätzten 65 % auf 45 % des jährlichen Niederschlags.

Karte 5.4 bringt die gemäß Tab. 5.1 geleistete Fortschreibung in analoger Darstellung wie Karte 5.3 zum Ausdruck. Abb. 5.5 dient zur Verdeutlichung der damit erreichten ersten „Kalibrierung“ des Datenmodells.

Da jedoch nicht nur die im Datenmodell der vorliegenden Arbeit ermittelten, sondern auch die von ENDERS abgeleiteten Verdunstungshöhen deutlich höhere absolute Beträge als bei REICHEL (1957) oder BAUMGARTNER et al. (1983) erreichen, kann der beschriebene Versuch einer Eichung des Prozeßbeitrags der Vegetation durch die abiotischen Parameter der Verdunstung noch nicht als abgeschlossen gelten.

Zwar wird für die Alpen nach REICHEL (ebd.) aufgrund von u.a. Schneespeicherung und Föhneinfluß eine um ca. 100 mm höhere jährliche Verdunstung als im globalen Durchschnitt angenommen (bei vergleichbaren Jahreswerten für Niederschlag und Temperatur). Doch den bei ENDERS ermittelten Spitzenwerten von 850 mm (ohne) bzw. 1.700 mm (mit Berücksichtigung der Relieffaktoren) stehen bei REICHEL und BAUMGARTNER et al. (ebd.) lediglich eine Gebietsverdunstung von ca. 300 mm/Jahr in der alpinen Stufe bis ca. 600 mm/Jahr in Tallagen

gegenüber. Auch WIESER et al. (1984) fanden in Österreich vergleichbare Größenordnungen. Sie ermittelten z.B. auf 580 m Seehöhe bei Innsbruck eine Gesamtverdunstung für Mähwiesen von ca. 670 mm/Jahr sowie für offene Seggenrasenfragmente und Polsterpflanzenfluren in den Hohen Tauern in ca. 2.500 m Meereshöhe von ca. 210 mm/Jahr.

Der von BAUMGARTNER et al. gewählte Ansatz gestattet auch eine gebietsklimatische Ansprache der Chiemgauer/Berchtesgadener Alpen. Er basiert auf einer Regression zur Höhenabhängigkeit der Verdunstung in den Alpen; diese Beziehung wird zur weiteren „Kalibrierung“ des Datenmodells herangezogen. Die von BAUMGARTNER et al. ebenfalls in einem Modellansatz gefundene Regression wird durch eine ähnliche, bei WIESER et al. (ebd.) jedoch meßtechnisch abgeleitete Beziehung von Höhe und Verdunstung weitgehend gestützt (mit Ausnahme der höheren Lagen). Die bei BAUMGARTNER et al. ermittelte und auch für die Berchtesgadener Alpen dargestellten Niederschlagsverhältnisse wiederum bestätigen den diesbezüglichen Ansatz von ENDERS (vgl. Tab. 5.1.).

5.1.2 Exkurs: Gebietsverdunstung in den Alpen nach BAUMGARTNER et al. (1983)

BAUMGARTNER et al. (ebd.) untersuchen den „Wasserhaushalt der Alpen“ und nehmen dabei eine Aufgliederung des Alpengebietes nach Klimazonen vor. Aufgrund der gegebenen Unsicherheit der Grundlagen für Niederschlag und Abfluß sowie wegen fehlender direkter Meßwerte für die Verdunstung (vgl. Kap. 2.5.5) wählen sie wie ENDERS (ebd.) eine kombinierte klimatologisch-hydrologische Vorgehensweise. Dabei werden in einem Einzugsgebietsverfahren (Verdunstung = Niederschlag minus Abfluß) Verteilungskarten von Verdunstung und Abfluß in wechselseitigem Abgleich entwickelt. Die resultierenden Gebietsmittel der Verdunstung werden sodann mit Hilfe der Höhenlinienkarte bzw. der zugrundegelegten engen Abhängigkeit von

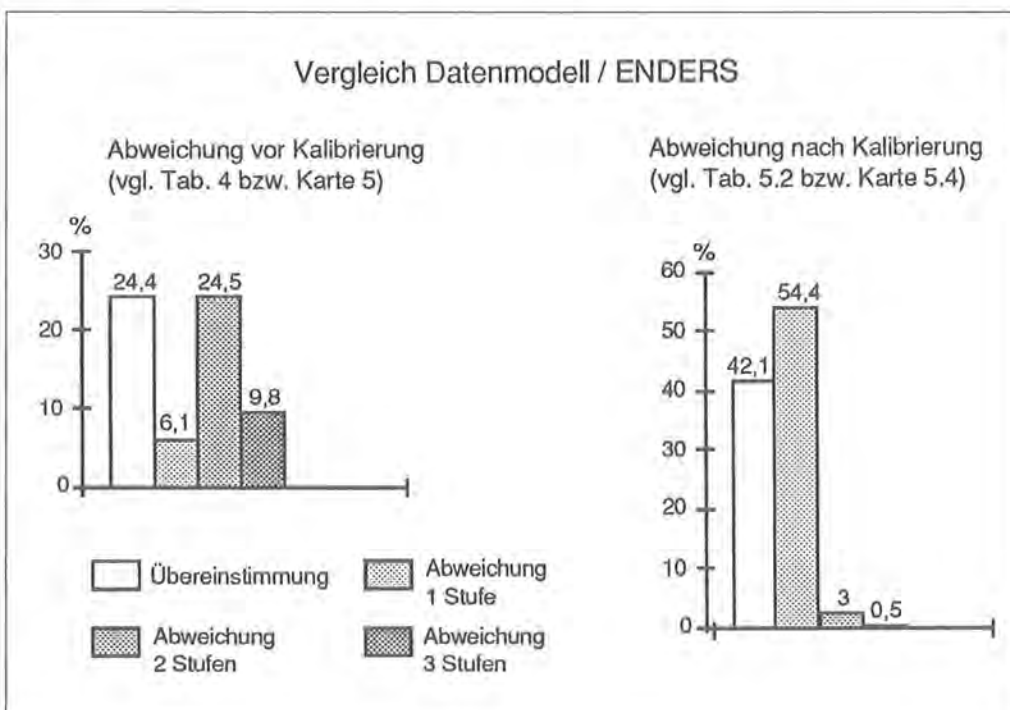
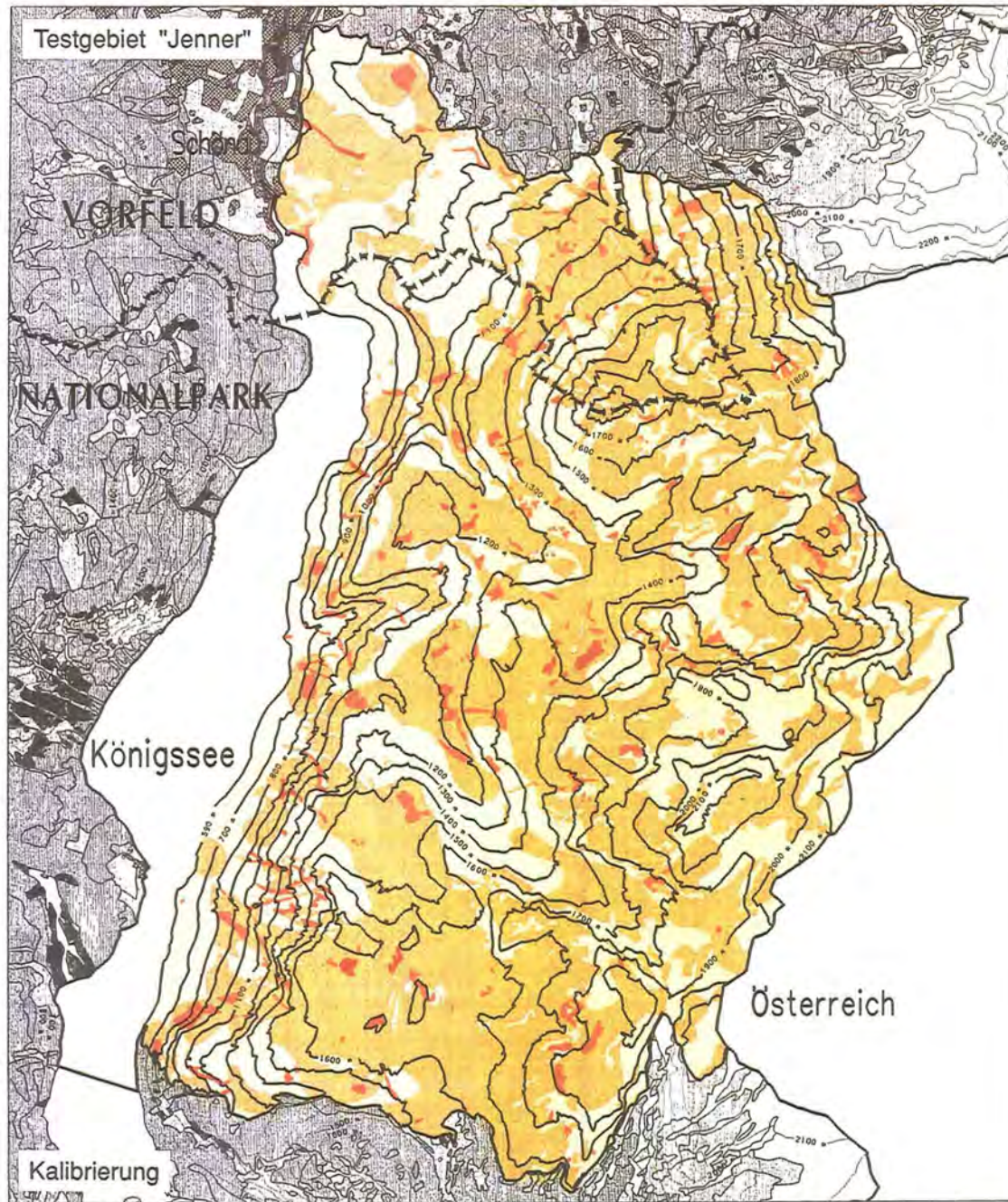


Abb. 5.5: Abweichungen der Verdunstungshöhen bei ursprünglichem und fortgeschriebenem Datenmodell, nach Vergleich mit ENDERS (1979).



MAB - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

Eichung des Datenmodells Vegetation
Vergleich der Verdunstungshöhen
fortgeschriebenes Datenmodell / ENDERS

Differenzdarstellung wie Karte 5.3,
jedoch nach dem ersten Kalibrierungsschritt
(Klassenweite jeweils 400 mm / Jahr)

Karte 5.4

Flächen mit Abweichung um

- 1 Klasse (± 400 mm / Jahr)
- 2 Klassen (± 800 mm / Jahr)
- 3 Klassen (± 1200 mm / Jahr)
- Flächen mit übereinstimmender Aussage

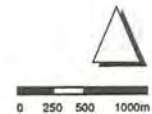
J. G. Köppel

Lehrgebiet Geobotanik

TU München - Weihenstephan



EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



der Lufttemperatur differenziert für die einzelnen Klimagebiete dargestellt.

BAUMGARTNER et al. zeigen dabei, daß z.B. ein Fehler von $\pm 10\%$ bei den Ausgangswerten Niederschlag und Abfluß auf ca. 1.500 m Seehöhe die als Differenz berechnete Verdunstung um $\pm 50\%$ verfälschen können, ein umso wahrscheinlicherer Fehler bei P und D in derselben Größenordnung auf ca. 2.000 m gar um mehr als $\pm 100\%$. Als Anhaltspunkte für den Berchtesgadener Untersuchungsraum ermitteln die Autoren die Verdunstungshöhen aus Tab. 5.2, wobei sie von einer gebietsspezifischen Abnahme der Verdunstung um 17 mm auf 100 Höhenmeter ausgehen.

Tab. 5.2: Verdunstungshöhen in Abhängigkeit von Höhenlage und Geomorphologie für die Berchtesgadener Alpen nach BAUMGARTNER et al. (1983).

Bezugsraum	Jährliche Verdunstung in mm			
	2.350 m	1.750 m	1.150 m	600 m
Klimagebiet "Niederschlagsreiche Nordalpen im atlantischen Klimagebiet mit geringer kontinentaler Komponente; niederschlagsreicheres nördl. Randgebiet"	300	400	500	600
Gebirgsgruppe "Chiemgauer/Berchtesgadener Alpen"	Hochkämme	Mittlere Kämme	Innere Täler und Becken	Außere Täler und Vorland
	300 - 350	400 - 450	500 - 550	550 - 600

Dieser regionalen Modifizierung liegen für das gesamte Alpengebiet abgeleitete Beziehungen der Abhängigkeit der Verdunstung (E) von Temperatur E (T) und Höhenlage E (H) zugrunde. Hierzu wurden die für alle Klimagebiete der Alpen verfügbaren, rechnerisch abgeleiteten Mittelwerte $E = P - D$ sowie die jeweils zugehörigen mittleren Lufttemperaturen und Seehöhen ausgewertet. Die resultierenden Wertepaare werden in linearen Regressionsgleichungen beschrieben. Dabei lautet E (H): $E \text{ (mm)} = 755 - 0,18 \times H \text{ (m)}$ und bedeutet eine Abnahme der Verdunstung (E) um 18 mm je 100 m zunehmender Höhe. Diese Regressionsgleichung ist in Lagen bis 1.000 m nahezu identisch mit der offenbar unabhängig davon von WIESER et al. (1984) ermittelten Regression, wobei in beiden Quellen auf eine gute Korrelation mit z.B. STEINHÄUSSER (1970) verwiesen wird.

WIESER et al. (ebd.) ermittelten an 14 Stationen aus den österreichischen Zentral- und z.T. Kalkalpen die Evapotranspiration von Graslandökosystemen (Mähwiesen, Alpenweiden, alpine Rasen etc.). Sie fanden $V = 783 - 0,22 \times MH$, wobei V für Verdunstung und MH für die Meereshöhe stehen. Die Regressionsgleichung von WIESER et al. kann aufgrund ihrer meßtechnischen, großmaßstäblichen Ableitung näherungsweise zur Stützung der für das gesamte Alpengebiet empirisch abgeleiteten Beziehung E (H) bei BAUMGARTNER et al. herangezogen werden. Auf 1.000 m Seehöhe resultieren z.B. $E \text{ (H)} = 575 \text{ mm}$ sowie $V = 563 \text{ mm}$. Die Verdunstung höherer Lagen wird jedoch

nach der Gleichung von WIESER et al. niedriger ermittelt (auf 2.000 m Höhe beträgt die Differenz ca. 50 mm/Jahr).

Legt man die bei ENDERS (ebd.) abgeleiteten und bei BAUMGARTNER et al. (ebd.) in etwa bestätigten Niederschlagsverhältnisse (Abb. 5.1) zugrunde, lassen sich anhand der Regressionsgleichung aus letzterer Quelle die in Tab. 5.3 überschlägig dargestellten, jährlichen Verdunstungshöhen für das Biosphärenreservat ableiten²⁹⁾.

Die im Geographischen Informationssystem ermittelten und in Tab. 5.4 (S. 86 ff.) dargestellten Höhenprofile erlauben eine entsprechende Charakteristik der einzelnen Realnutzungstypen. Dies gilt auch für den resultierenden Niederschlagsgradienten, der als Funktion der Höhenprofile gemittelt dargestellt wird (zur Umrechnung der absoluten Verdunstungshöhen nach der Regressionsgleichung E (H) in Prozentangaben des Gesamtniederschlags). Mit Tab. 5.4 werden nicht nur die niedrigeren Modellvorstellungen von BAUMGARTNER et al. für das Spektrum der Realnutzungstypen aufgezeigt. Gleichzeitig wird versucht, auf der Grundlage der ersten Überarbeitung (Tab. 5.1) eine in sich geschlossenere, weniger überhöhte Vergleichsbasis auf der Seite des Datenmodells darzustellen.

In der zweiten Spalte von rechts in Tab. 5.4 werden die im Vergleich mit ENDERS erstmals „kalibrierten“ und neu gewonnenen Eckwerte als Ausgangspunkt für weitere Interpolationen genutzt (vor allem im Waldbereich). Damit sollen entstandene Ungleichgewichte durch die Anpassung nur einzelner Realnutzungstypen im ersten Eichungsschritt abgebaut werden. Fehlen die Anhaltspunkte für eine derartige Angleichung (vor allem im Grünlandbereich und in den Hochlagen), werden zumindest die nicht zusätzlich durch Evaporationswerte beaufschlagten Kenngrößen zum Prozeßbeitrag der Vegetation allein herangezogen (vgl. Tab. 4.3)³⁰⁾.

Die nach der Regressionsgleichung E (H) je Realnutzungstyp abgeleiteten, absoluten Verdunstungswerte bewegen sich zwischen ca. 395 mm/Jahr im Bereich der alpinen Felszone sowie ca. 665 mm/Jahr als Spitzenwerte an Feuchtstandorten der Talauen. Offenkundig wird aus Tab. 5.4 auch das zu vorsichtige erste Überarbeiten des Datenmodells; Konsequenzen zur „Kalibrierung“ wurden ja erst bei Abweichungen von mehr als einer Skalenklasse (bis zu $\pm 400 \text{ mm/Jahr}$) gezogen. Die anhand der Niederschlagsprofile umgerechneten Verdunstungshöhen aus der Regressionsgleichung ergeben lediglich Werte von 15 – 40 % des Jahresniederschlags (jeweils gerundet auf 5 % Skalenweite, dritte Spalte von rechts).

In der letzten (rechten) Spalte in Tab. 5.4 werden schließlich die Resultate der abschließenden Überarbeitung des Datenmodells dargestellt. Es handelt sich um Mittelwerte aus den nach BAUMGARTNER et al. errechneten (dritte Spalte von rechts) und den – wie oben dargestellt – fortgeschriebenen bzw. interpolierten Kenngrößen des Datenmodells (zweite Spalte von rechts in Tab. 5.4). Unter dem Anspruch einer damit verbesserten Datenqualität (vgl. Abb. 3.3) wird dabei eine Skalenweite von 2,5 % NG eingeführt. Die resultierenden Verdunstungshöhen erreichen an den Standorten oberhalb der alpinen Waldgrenze im Durchschnitt noch ca. 20 % des mittleren Jahresnieder-

²⁹⁾ Wie ein Vergleich mit Tab. 5.2 zeigt, führt die Anwendung dieser (überregional für den gesamten Alpenraum zugrundegelegten) Gleichung zu etwas höheren Verdunstungswerten. Diese Basis-Regression von BAUMGARTNER et al. (ebd.) wurde hier statt einer Interpolation aus Tab. 5.2 verwendet.

³⁰⁾ Diese als Summenwerte von Interzeption und Transpiration abgeschätzten Kenngrößen integrieren offenbar die Verdunstung von Boden oder Fels vollständig, ohne daß der tatsächliche Anteil der Evaporation quantifiziert werden kann.

Tab. 5.4: Kalibrierung des Datenmodells Vegetation anhand der Regressionsgleichung $E(H)$ nach BAUMGARTNER et al. (1983); Erläuterungen am Tabellenende.

Code	REALNUTZUNGSTYP	Hilfsgrößen		E (H) = 755 - 0,18 x H (m)		Datenmodell	
		Höhenverbreitung (Schwerpunkt)	Niederschlag (gemittelt; vgl. Abb. 5.1)	Verdunstung nach BAUMGARTNER et al. (1983)		Kalibrierung ENDERS	Kalibrierung BAUMGARTNER et al.
				m ü.N.N.	mm/Jahr	mm/Jahr	% NG
01	VEGETATION UND STANDORTE OBERHALB DER ALPINEN WALDGRENZE						
001	Fels, Karrenfelder	1700 - 2300	2415	395	15	0 PRO	07.5
002	Fels mit alpinen Rasengesellschaften	1500 - 2100	2305	430	20	10 PRO	15.0
003	Fels mit einzelnen Latschengruppen	1500 - 2000	2275	440	20	15 PRO	17.5
004	Fels mit einzelnen Bäumen	800 - 1500	1970	550	30	10 PRO	20.0
005	Gesteinsschutt	1300 - 1900	2195	465	20	0 PRO	10.0
014	Gesteinsschuttfluren	1300 - 1500	2095	500	25	10 PRO	17.5
015	Gesteinsschutt mit einzelnen Latschengruppen	1200 - 1700	2120	495	25	10 PRO	17.5
006	Alpine Rasen	1400 - 1900	2225	455	20	20 PRO	20.0
009	Alpine Rasen, erosionsbeeinträchtigt	1100 - 1500	2040	520	25	10 PRO	17.5
140	Alpine Rasen als Degradationsstadium	o.A.	o.A.	[455]	[20]	20 EST	20.0
010	Latschengebüsch	1400 - 1800	2200	465	20	40 PRO	30.0
011	Mosaik aus Latschen und alpinen Rasen	1500 - 1700	2200	465	20	30 PRO	25.0
012	Zwergstrauchheiden	1200 - 1600	2095	500	25	30 PRO	27.5
013	Grünerlengebüsch	1400 - 1700	2175	475	20	50 KAL	35.0
188	Skipiste im Latschenbereich	o.A.	o.A.	[465]	[20]	20 EST	20.0
02	FEUCHTSTANDORTE						
033	Quellflur im Wald	o.A.	o.A.	[630]	[35]	65 EST	50.0
030	Hoch- und/oder Übergangsmoor	o.A.	o.A.	[630]	[35]	65 EST	50.0
075	Niedermoorstandort	500 - 900	1740	630	35	80 PRO	57.5
080	Röhricht, Großseggenried	o.A.	o.A.	[665]	[40]	140 EST	90.0
035	Weidengebüsch	400 - 600	1650	665	40	80 PRO	60.0
122	Verlandungszonen an Stillgewässern	o.A.	o.A.	[665]	[40]	140 EST	90.0
031	Gehölzsaum, Uferfluren an Fließgewässern	500	1650	665	40	90 PRO	65.0
139	Hochstaudensaum an Fließgewässern	o.A.	o.A.	[665]	[40]	75 EST	57.5

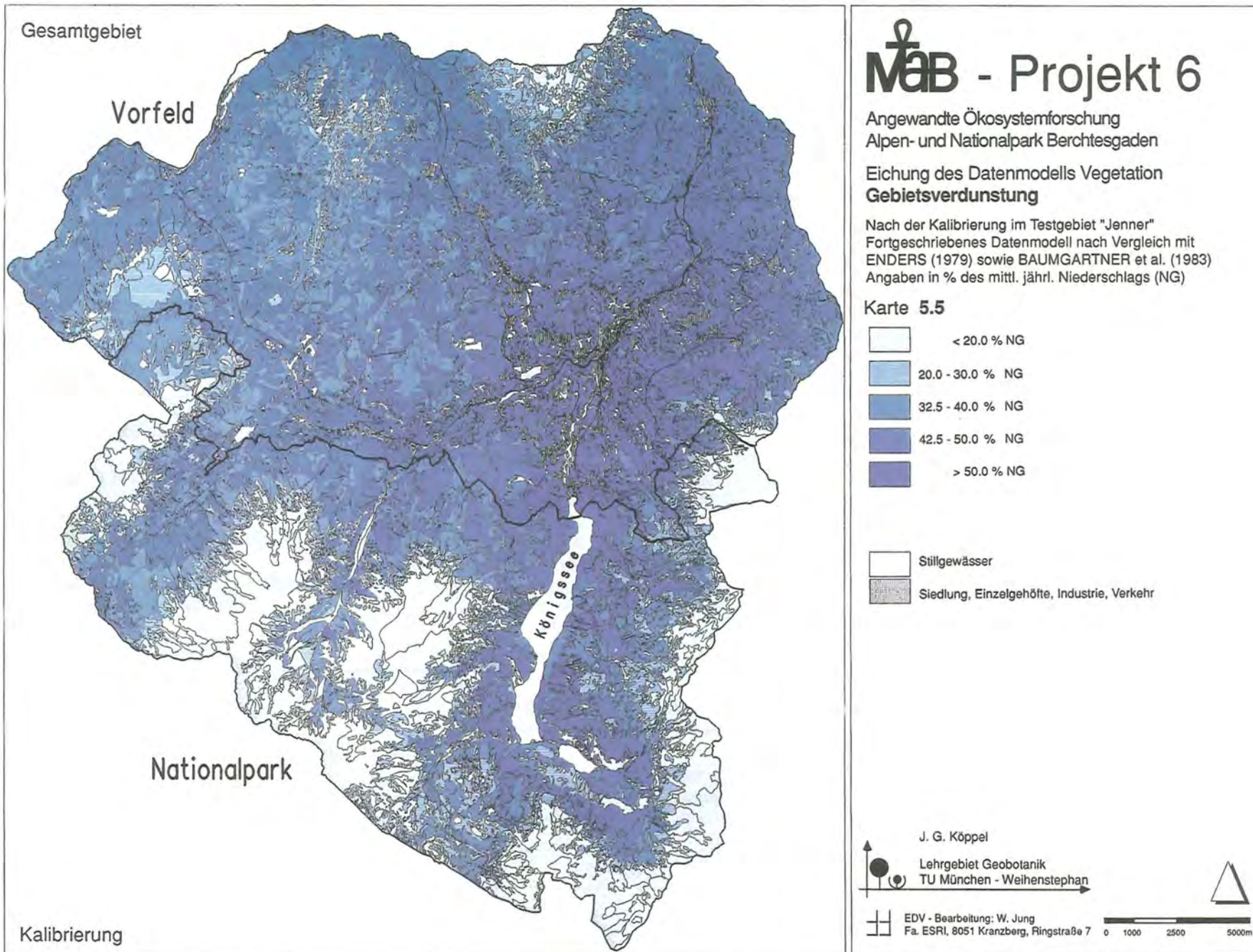
Tab. 5.4: Fortsetzung

Code	REALNUTZUNGSTYP	Hilfsgrößen		E (H) = 755 - 0,18 x H (m)		Datenmodell		
		Höhenverbreitung (Schwerpunkt)	Niederschlag (gemittelt; vgl. Abb. 5.1)	Verdunstung nach BAUNMGART- NER et al. (1983)		Kalibrierung ENDERS		Kalibrierung BAUMGART- NER et al.
				m ü.N.N.	mm/Jahr	mm/Jahr	% NG	% NG
04	WALD/FORSTGESELLSCHAFTEN							
016	Dichte Nadelgehölzgruppe auf Fels	o.A.	o.A.	[565]	[30]	55	EST	42.5
017	Dichte Laubgehölzgruppe auf Fels	o.A.	o.A.	[565]	[30]	50	EST	40.0
078	Niedriger Baumbestand auf Fels	800 - 1300	1910	565	30	35	INT	32.5
068	Lockerer Lärchenbestand auf Fels	1600 - 1700	2225	460	20	35	KAL	27.5
169	Mosaik aus Lärchen, Zirben, Latschengebüsch auf Fels	1500 - 1600	2175	475	20	50	INT	35.0
055	Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpine Rasen	1500 - 1700	2180	465	20	40	KAL	30.0
057	Lichter Lärchenwald auf Gesteinsschutt	1600	2200	465	20	40	INT	30.0
054	Lärchenwald	1200 - 1700	2120	495	25	55	KAL	40.0
056	Lichter Bergmischwaldbestand über Latschen	1100 - 1500	2040	520	25	50	INT	37.5
058	Lichter Bergmischwald auf Gesteinsschutt	1300 - 1400	2070	510	25	45	INT	35.0
134	Schneeheide-Kiefernwald	700 - 800	1765	620	35	50	INT	42.5
067	Aufgelichteter Bergmischwald auf erodiertem Standort	700 - 1400	1920	565	30	45	INT	37.5
123	Aufgelichteter Waldbestand auf Feuchtstandort	600	1695	650	40	55	INT	47.5
052	Schluchtwald	600 - 900	1765	620	35	55	INT	45.0
049	(Berg-)Mischwald	600 - 1000	1785	615	35	55	KAL	45.0
050	(Berg-)Mischwald, überwiegend Laubholz	600 - 700	1720	640	35	55	INT	45.0
051	(Berg-)Mischwald, überwiegend Nadelholz	700 - 1200	1865	585	30	55	KAL	42.5
135	Fichten-Lärchenwald	1200 - 1500	2070	515	25	50	KAL	37.5
053	Nadelforst (Fichte)	700 - 1200	1865	585	30	55	KAL	42.5
077	Gehölzsukzession	700 - 1100	1835	595	30	45	INT	37.5
039	Kahlschlag-, Windwurf-, Schneebruchflächen	800 - 1300	1915	565	30	45	KAL	37.5
117	Naturverjüngung	900 - 1100	1880	575	30	45	INT	37.5
040	Aufforstung, Sämlingsstadium	700 - 1400	1920	565	30	40	INT	35.0
041	Aufforstung, Nadelgehölze	800 - 900	1810	600	35	45	INT	40.0
042	Aufforstung, Laubgehölze	600 - 800	1740	630	35	40	INT	37.5
043	Mischwaldaufforstung	700 - 900	1785	610	35	45	INT	40.0
046	Aufgelichteter Nadelwald	700 - 1500	1945	555	30	50	KAL	40.0
047	Aufgelichteter Laubwald	600 - 1300	1870	585	30	50	INT	40.0
048	Aufgelichteter Mischwald	700 - 1300	1890	575	30	50	KAL	40.0

Tab. 5.4: Fortsetzung

Code	REALNUTZUNGSTYP	Hilfsgrößen		E (H) = 755 - 0,18 x H (m)		Datenmodell	
		Höhenverbreitung (Schwerpunkt)	Niederschlag (gemittelt; vgl. Tab. 5.1)	Verdunstung nach BAUMGARTNER et al. (1983)		Kalibrierung ENDERS	Kalibrierung BAUMGARTNER et al.
		m ü.N.N.	mm/Jahr	mm/Jahr	% NG	% NG	% NG
05	LANDWIRTSCHAFT						
020	Beweidete, gepflegte Almfläche	1100 - 1200	1960	550	30	40 PRO	35.0
021	Beweidete, gepflegte Almfläche, zugleich Skipiste	1200 - 1500	2070	510	25	40 PRO	32.5
022	Almfläche in Sukzession	1200 - 1700	2120	495	25	40 KAL	32.5
008	Hochstauden-, Unkraut-, Lägerfluren	1300 - 1600	2120	495	25	55 KAL	40.0
007	Verarmte Almflächen (Nardeten)	1300 - 1600	2120	495	25	35 PRO	30.0
095	Magerrasen, u.a. auf Buckelwiesen	600 - 800	1740	630	35	40 PRO	37.5
119	Beweidete Buckelwiesen	800	1785	610	35	35 PRO	35.0
096	Hutungen	800	1785	610	35	35 PRO	35.0
074	Extensiv bewirtschaftete Wiesen, Mähweiden	500 - 900	1740	630	35	50 PRO	42.5
180	Schafweiden	600	1695	650	40	40 PRO	40.0
097	Streuwiesen	600	1695	650	40	80 PRO	60.0
071	Mähweiden mittlerer Intensität	500 - 900	1740	630	35	50 PRO	42.5
072	Mähweiden starker Intensität	600	1695	650	40	50 PRO	45.0
073	Dauerweiden	600	1695	650	40	45 PRO	42.5
181	Mähweiden mittlerer Intensität, zugleich Skipiste	1000	1875	575	30	50 PRO	40.0
182	Extensiv bewirtschaftete Mähweiden, zugleich Skipiste	1100	1930	555	30	50 PRO	40.0
076	Futtermaisanbau	600	1695	650	40	50 PRO	45.0
183	Enziananbau	o.A.	o.A.	[650]	[40]	45 EST	42.5
185	Begrünte Skipiste (evtl. beweidet)	800 - 1200	1885	575	30	35 PRO	32.5

- o.A. Kleinstflächen < 5 ha
 [] Interpoliert, geschätzt
 PRO = Verdunstung nach "Prozeßbeitrag Vegetation" (vgl. Tab. 4.3)
 KAL = Resultat des Vergleichs mit ENDERS (Kap. 5.1)
 INT = Interpoliert nach Vergleich mit ENDERS



Tab. 5.3: Jährliche Verdunstungshöhen für das Biosphärenreservat nach einer Regression von BAUMGARTNER et al. (1983) für den Alpenraum.

Seehöhe	Niederschlag NG	Verdunstung absolut	Verdunstung prozentual
500 m	1.650 mm	665 mm	40 % NG
1.000 m	1.875 mm	575 mm	30 % NG
1.500 m	2.150 mm	485 mm	22,5 % NG
2.000 m	2.400 mm	395 mm	16,5 % NG
2.500 m	2.700 mm	305 mm	12,5 % NG

schlags, je ca. 40 % im Bereich der Bergwälder und des Talgrünlands sowie ca. 65 % an den Feuchtstandorten.

In Karte 5.5 werden die Resultate der schrittweise durchgeführten „Kalibrierung“ des Datenmodells auf der Basis der Realnutzungstypen für das gesamte Biosphärenreservat dargestellt. Die herausragende Rolle der Bergwälder für die Gebietsverdunstung gemäß dem ursprünglichen Datenmodell in Tab. 4.3 wird dabei in Karte 5.5 (bzw. Tab. 5.4) deutlich gegenüber dem Talgrünland nivelliert.

Letzteres beruht auf der bei BAUMGARTNER et al. (1983) erfolgenden Betonung von Lufttemperatur und Meereshöhe als dominante Einflußgrößen auf die Gebietsverdunstung. Die Erhöhung der real verdunstenden, vegetationsbedeckten Oberfläche im Gebirge wird durch die Integration des Ansatzes von ENDERS (1979) berücksichtigt. Das als Ausgangsbasis dienende, in der vorliegenden Arbeit entwickelte Datenmodell erlaubt die Berücksichtigung der „potentiellen Leistungsfähigkeit“ der „Pflanzendecke“, somit der differenzierten Betrachtung lokaler Verteilungsmuster der Verdunstung.

Ob eine derartige, schrittweise überlagernde Kombination verschiedener Ansätze geeignet ist, ein adäquates Abbild der tatsächlichen Verdunstungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet und des Prozeßbeitrages der Vegetation zu liefern, wird jedoch abschließend erst durch eine Validierung mit repräsentativen Freilandmessungen bewertet werden können.

5.2 Hinweise zur Validierung des Datenmodells

Das in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ praktizierte Verfahren, die ökosystemaren Muster und Prozesse zunächst regionalisiert und möglichst flächendeckend zu beschreiben, kann die zugehörige Grundlagenforschung keinesfalls ersetzen. Es ermöglicht stattdessen eine iterative Vorgehensweise, um die deduktiv hergeleiteten Datenbasis (vgl. Kap. 2.2) durch Felderhebungen zu validieren und fortzuschreiben. Dabei besteht die Zielvorstellung, durch die Auswahl möglichst repräsentativer Untersuchungsstandorte effektiv und zielgerichtet vorgehen zu können. Eine Begründung für einen solchen Ansatz leitet sich allein schon aus den hohen Schutzziele in einem Nationalpark ab.

Am fortgeschrittensten erscheint die derart betriebene Erkundung des Untersuchungsgebietes derzeit hinsichtlich der zoologischen Inventarisierung (D'OLEIRE-OLTMANN & FRANZ 1991). Dort wurden anhand von Stichprobenerhebungen regionalisierte, potentielle Verbreitungskarten von Tierarten durch die Untersuchung an Re-

ferenzstandorten validiert (BERBERICH 1989 für den Rotfuchs, SCHUSTER 1990 für Singvögel etc.). HEHL & LANGE (1988) wählten ein vergleichbares Vorgehen zur Überprüfung der potentiellen Verbreitung von alpinen Rasengesellschaften.

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, das im Potentialansatz abgeleitete Datenmodell mit den Resultaten anderer Autoren zu „eichen“. Die dabei aufgetretenen Diskrepanzen können gleichzeitig zur Ableitung von Validierungsstrategien genutzt werden. Offensichtlich wurden in beiden Teilschritten (Vergleich mit ENDERS 1979 sowie BAUMGARTNER et al. 1983) geringere Abweichungen im Bereich des Talgrünlands und oberhalb der Waldgrenze festgestellt. Hier kann möglicherweise von einer höheren Absicherung der zugrundeliegenden Modellvorstellungen ausgegangen werden. Da zudem die Erfassung der Interzeption dieser Graslandökosysteme größere Schwierigkeiten bereitet (vgl. Kap. 2.5 und 4.2.1), könnte als meßtechnische Validierung an diesen Standorten zunächst allein die Erfassung der Gesamtverdunstung ausreichen, z.B. in der Methodik von WIESER et al. (1984).

Auch ließe sich die Anzahl an Meßpunkten in diesen Bereichen sicherlich niedrig halten, denn die flächenmäßig dominierenden Mähweiden des Talgrünlands einerseits sowie die Almen andererseits lassen im Hinblick auf den Wasserhaushalt keine allzu große Heterogenität erwarten (Nivellierung durch Nutzung). Desweiteren besteht die Möglichkeit, durch einige wenige, mit Ausnahme der Gipfellagen nahezu vollständig auch im Vorfeld des Nationalparks zu realisierende Messungen die bei WIESER et al. (ebd.) für Österreich ermittelte Höhenfunktion der Verdunstung zu überprüfen und unter Verzicht auf weitergehende Erhebungen modifiziert für die Graslandökosysteme im Biosphärenreservat Berchtesgaden anzuwenden.

Der entscheidende, weil flächenmäßig vorherrschende Wasserumsatz im Untersuchungsgebiet dürfte jedoch im Bereich der Wald- und Forstökosysteme erfolgen. Auf diesen Standorten traten nicht nur die größten Diskrepanzen beim Versuch der „Kalibrierung“ des Datenmodells auf, sondern dort läßt sich auch am effektivsten die von ENDERS (ebd.) vertretene Auffassung einer deutlichen orographischen Prägung der Verdunstungsverhältnisse überprüfen.

Gerade die Bergmischwälder zeigen eine relativ breite Höhenamplitude und weisen dabei keineswegs eine homogene Baumartenmischung auf³¹⁾. Daher erscheinen sie besonders geeignet, um mit einer beschränkten Anzahl von Meßstandorten zu Höhenprofilen ihres tatsächlichen, ggf. baumartenspezifischen Verdunstungsbeitrags zu gelangen. Aufgrund des in Kap. 4.2 aufgezeigten Spektrums an forsthydrologischen Arbeiten wurde deutlich, daß es einer stärkeren Würdigung der Bergwälder im Rahmen der diesbezüglichen Grundlagenforschung bedarf.

Die Vielzahl hydrologischer Arbeiten in Wäldern hat zu einem vergleichsweise fortgeschrittenen und standardisierten Methodenspektrum beigetragen, insbesondere auch

³¹⁾ Realnutzungscode 049, 050, 051, 052 in den Merkmalstabellen.

zur Einzelsprache der Komponenten Interzeption und Transpiration. Auch die meßtechnischen Schwierigkeiten zur Beschreibung des Wasserhaushalts von Bergwäldern erscheinen daher nicht unüberwindlich. Dennoch dürfte die Erfassung von Nebel- und Schneeniederschlägen sowie deren Einflüsse auf die Verdunstung mit nicht unerheblichem Aufwand verbunden sein. Wahrscheinlich müßte auch auf die Untersuchung der nur noch in Relikten anzutreffenden, noch besonders naturnahen Bergmischwälder des Nationalparks selbst zugunsten von Ersatzstandorten im Vorfeld des Alpenparks verzichtet werden.

Zusammenfassend betrachtet erscheint es nicht ausgeschlossen, das auf Literaturlauswertungen, der Charakterisierung des Komplexindikators „Pflanzendecke“ sowie Analogieschlüssen beruhende Datenmodell zur Verdunstung mit Hilfe einiger weniger Freilandstationen repräsentativ zu validieren. Das im Geographischen Informationssystem insgesamt verfügbare Datenmodell der „Ange-

wandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ erlaubt unter Kombination geeigneter Merkmale eine sorgfältige, mutmaßlich den größten Erklärungsbeitrag liefernde Auswahl repräsentativer Untersuchungsstandorte. Denn gerade die Tatsache, daß sich mit der Höhe auch das ganze Spektrum der abiotischen Rahmenbedingungen von Interzeption und Transpiration ändert, macht die Analyse der wechselseitigen Abhängigkeiten mit einem raumbezogenen Informationssystem plausibel. Die Repräsentanz der Erhebungsorte (z.B. im Hinblick auf den Niederschlagsgradienten, die Nebelhäufigkeit, den Föhneinfluß, Luv- und Leelagen etc.) bedarf ggf. der sorgfältigen Prüfung vor der Festlegung von Meßstandorten.

Eine abgestimmte, repräsentative und auch den Prozeßbeitrag der Vegetation beschreibende, hydrologisch-klimatologische Untersuchungskonzeption für das Biosphärenreservat steht jedoch derzeit noch aus.

6 Anwendung des Datenmodells in der ökologischen Planung

Prozeßorientierte Kenngrößen der Vegetation werden gemäß den formulierten Arbeitshypothesen als geeignet erachtet, einen Beitrag zur Beschreibung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ zu leisten. Diese Fähigkeit beruht zwar auf naturgesetzlich-ökosystemaren Prozessen und Mustern. Das Messen des „Zustands“ des Natur- oder Landschaftshaushalts setzt jedoch bereits eine Bewertung voraus, stellt eine anthropozentrische Sichtweise von zunächst zweckfreien Prozeßabläufen dar (BRÖRING & WIEGLEB 1990). Dies erfordert die Definition von Orientierungshilfen, in Form von Umweltqualitätszielen (vgl. Kap. 2.1.3).

Ohne allgemein anerkannte Definition stellt der gerade in der ökologischen Planung eingeführte Begriff zunächst eine Übertragung aus dem amerikanischen „environmental quality“ dar (SCHOLLES 1990). Konsens besteht jedoch darüber, daß damit eine Verknüpfung wissenschaftlicher Informationen und gesellschaftlich-ethischer Werthaltungen gemeint ist. Umweltqualitätsziele unterliegen daher auch einem permanenten Wandel.

„Leistungsfähigkeit“ bzw. („Funktionsfähigkeit“, vgl. Kap. 2.4) des Naturhaushalts wird dann beschreibbar, wenn Zielerfüllungsgrade hinsichtlich naturwissenschaftlich hergeleiteter und / oder gesellschaftlich gesetzter Schwellen- oder Grenzwerte dargestellt werden können. Umweltqualitätsziele geben (verkürzt dargestellt) definierte Qualitäten von Ressourcen bzw. ausgewählten Populationen, Ökosystemen oder Landschaften etc. an, die erhalten oder entwickelt werden sollen. Aktuelle Zielerfüllungsgrade werden daran also meßbar.

Klassische Beispiele für einen solchen „Willensbildungsprozeß“ gibt es seit langem z.B. in der Immissionsschutzgesetzgebung (Grenzwerte der TA Luft) oder für Standards der Abwasserreinigung. Wiederum gingen also Entwicklungsimpulse zunächst von der Betrachtung der abiotischen Ressourcen aus (vgl. Kap. 2.4). Inzwischen finden auch Zieldefinitionen von Umweltqualität Eingang in die Naturschutzgesetzgebung (z.B. „Positivlisten“ schutzwürdiger Biotop gemäß 20 c BNatSchG) oder als biotische Leitbilder, wie z.B. in Arten- und Biotopschutzprogrammen.

Die zur Umsetzung von Umweltqualitätszielen veränderbare Größe auf der „Betroffenenseite“ (FÜRST 1990), den natürlichen Ressourcen oder der Landschaft, ist i.d.R. die menschliche Nutzung derselben bzw. die jeweilige Nutzungsintensität (vgl. HABER et al. 1983). Die Betrachtung der Landnutzung als zentrale Schnittstelle zwischen natürlichem und sozioökonomischem System (MESSERLI & MESSERLI 1979) ermöglicht es, das Nutzungsmuster eines Landschaftsausschnitts in regionalen „ökologischen Eckwerten“ eines zunächst qualitativen Umweltqualitätsziels zu beschreiben (vgl. Kap. 3.3).

Der Begriff „ökologischer Eckwert“ als Resultat dieser Konkretisierung erscheint hier zielführender als die Ansprache von „Umweltstandards“. Denn leicht werden mit Standards allzu fixierte, die Transparenz des Ableitungsherganges sowie eine Fortschreibung hemmende Begriffsinhalte assoziiert. Mit der hier verfolgten Methodik sollen stattdessen Spielräume und Entwicklungschancen bei gleichzeitiger Kennzeichnung von ökologischen „Tabus“ und Gefährdungen gefördert werden (Schwellenwerte statt Grenzwerte, Chancen statt Restriktionen; vgl. KERNER et al. 1991 a und b).

Das im folgenden betrachtete Nutzungsmuster läßt sich hinsichtlich von Zielerfüllungsgraden beschreiben und in Form von „Handlungsanweisungen“ bewerten: Welche Ziele sollen zur Umsetzung des übergeordneten Umweltqualitätsziels verfolgt werden? Die Operationalisierung dieser Zielsetzung als regional handhabbare „ökologische Eckwerte“ wird erreicht, indem mit Werthaltungen belegte Ökosystemtypen sowie ihre flächenhafte Verteilung gekennzeichnet werden. Das Resultat dieser Bewertungen stellt den Erfüllungsgrad je Realnutzungstyp und für den betrachteten Landschaftsausschnitt im Ganzen dar; im Sinne der Zielsetzung positiv bewertete Flächen gelten als unbedingt schützenswert, während für negativ bewertete Nutzungstypen geeignete Umwandlungsstrategien zu definieren sind.

Das komplette, in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ verfügbare Datenmodell und die für das sog. „ökologische Bilanzmodell“ benötigten Kenngrößen gliedern sich auf einer übergeordneten Ebene in ökosystemare Funktionen, wie die hier behandelte Durchsatzlinie des Wassertransports (vgl. Kap. 2.1.1 und 2.1.2). Dort mußte zunächst eine Auswahl geeigneter Indikatoren zur Abbildung des zu definierenden Umweltqualitätsziels stattfinden. Aufgrund einer Vielzahl nicht planerisch veränderbarer, abiotischer Parameter des Wasserhaushalts (Niederschlag, potentielle Verdunstung oder die geologisch definierte Infiltrationskapazität) steht insbesondere der Prozeßbeitrag der Vegetation zur Disposition.

6.1 Prozeßorientierte Kenngrößen der Vegetation zur räumlichen Differenzierung von Umweltqualitätszielen

Prozeßorientierte Eigenschaften der Vegetation können auf pragmatische Art und Weise bei der Definition von Umweltqualitätszielen und der Ableitung regionaler „ökologischer Eckwerte“ Verwendung finden. Dies wird an einem Ausschnitt des Untersuchungsgebietes (Testgebiet „Schönau“) zunächst für den Wasserhaushalt dargestellt. In einem ersten Schritt ist das übergeordnete Umweltqualitätsziel für den gewählten Teil des „Naturhaushalts“ zu definieren.

Als Ziel wird in diesem methodischen Beispiel der bereits o.a. Anspruch formuliert, den (die Unterlieger durch Hochwasserspitzen und Sohlrosion belastenden) Wasserabfluß aus dem Untersuchungsgebiet zu verlangsamen, stattdessen zu einer erhöhten Tiefenversickerung (zur regionalen Eigenversorgung) zu gelangen, insbesondere jedoch unter Reduzierung unerwünschten Oberflächenab-

flusses wegen der erhöhten Bodenabtragsgefahr im Hochgebirge. Zur Verfolgung dieses zunächst abstrakten Oberziels werden nun durch prozeßorientierte Kenngrößen der Vegetation beschreibbare Teilziele benannt; in Tab. 6.1 wird hierzu ein Überblick gegeben. Die hier im Vordergrund stehende Verdunstung wird als eines dieser Teilziele verstanden. Denn sie stellt eine durch den in Kap. 4 und 5 semi-quantifizierten Beitrag der Vegetation stark geprägte und vergleichsweise „manipulierbare“, eng an die jeweilige Nutzungsform gekoppelte Größe der regionalen Wasserbilanz dar.

Die gemäß Tab. 6.1 angestrebten, hohen Verdunstungsraten scheinen zunächst im Widerspruch zu der gleichfalls verfolgten Förderung der Tiefenversickerung zu stehen. Angesichts der erheblichen Gebietsniederschläge wird jedoch mit erster Priorität das Ziel verfolgt, den erosiven Oberflächenabfluß und den damit einhergehenden Abfluß in Vorflutern zu reduzieren. Gemäß Abb. 2.6 kann dies entsprechend der standörtlichen Durchsatzlinie des Wassers

gerade durch eine möglichst hohe Verdunstung erreicht werden (Abfluß = Niederschlag minus Verdunstung).

Im äußerst niederschlagsreichen Untersuchungsraum können ohnehin kaum mehr als etwa 40 % des Niederschlags durch Verdunstung entzogen werden (vgl. Kap. 5). Sofern sie nicht dem Abfluß zugeführt werden, verbleiben mithin erhebliche Wassermengen zur Gewährleistung der angestrebten hohen Tiefenversickerung³²⁾.

Das in Karte 6.1 mit Zielaussagen belegte Nutzungsmuster stellt im Resultat das Teilziel „Verdunstung“ zum übergeordneten Umweltqualitätsziel dar. Aus der Legende wird deutlich, in welcher Weise die regionalisierten „ökologischen Eckwerte“ definiert werden: Als bewertete, durch Schwellenwerte eingegrenzte Flächenanteile am betrachteten Nutzungsmuster (vgl. Kap. 3.3). Der Darstellung in Karte 6.1 liegt also eine zu erläuternde Bewertung der Merkmalstabelle des fortgeschriebenen Datenmodells zur Verdunstung (Tab. 5.4) zugrunde. Zuvor bedarf es jedoch in einem kurzen Exkurs der Begründung der weiteren, beispielhaft herangezogenen Teilziele (vgl. Tab. 6.1).

Das „übergeordnete Umweltqualitätsziel“ lautet:	„Der Wasserabfluß aus dem Untersuchungsgebiet soll verlangsamt werden. Das Verhältnis von Abfluß und Versickerung soll in der Wasserbilanz zugunsten der letzteren (Infiltration) verschoben werden, um nachhaltig die Eigenversorgung der Region zu gewährleisten.“ Dieses Ziel soll jedoch unter vorrangiger Einhaltung der Rahmenbedingung erreicht werden, die durch Wassereinwirkung bedingte Bodenabtragsgefahr im Hochgebirge möglichst gering zu halten. Dies bedingt insbesondere eine Bremmung (Reduktion) unerwünschten Oberflächenabflusses (und damit auch des Wassertransports aus dem Untersuchungsgebiet durch Vorfluter).“	Tab. 6.3 Karte 6.2 Abb. 6.1
Teilziel „Verdunstung“ lautet:	„Der im Hochgebirge keineswegs geschlossene ökosystemare Wasserkreislauf soll so weit wie möglich nicht zu einer Belastung von benachbarten Ökosystemen durch Oberflächenabfluß führen - was für einen möglichst hohen internen Wasserverbrauch der einzelnen Ökosysteme (hier Realnutzungstypen) spricht, [keineswegs jedoch für hohen anthropogenen Wasserverbrauch mit entsprechender Abwasserproduktion]. Geeignete Systemfunktionen zur Zielerfüllung sind möglichst hohe und dabei nicht abtragswirksame Verbrauchsraten durch produktive (Transpiration) und unproduktive (Interzeption) Verdunstung durch die Vegetation - zusätzlich zur Evaporation von abiotischen Oberflächen (vgl. Kap. 4 und 5).“	Tab. 6.2 Karte 6.1 Abb. 6.1
Teilziel „Bodenschutzfaktor“ lautet:	„Die Schutzwirkung der höheren Vegetation gegen die Abtragsenergie auftretender Niederschläge und Abflüsse sowie die resultierenden Verzögerungseffekte bei der Abfluß-Versickerungsbilanz sollen bestmöglich genutzt werden; angestrebt werden also möglichst hohe Bodenschutzfaktoren durch Vegetation (vgl. Kap. 6.1.1).“	Anhang
Teilziel „Durchwurzelung“ lautet:	Die Möglichkeit zur Tiefenversickerung des nach Passieren der oberirdischen Vegetationsdecke verbleibenden Niederschlagswassers soll durch eine möglichst intensive und tiefreichende Durchwurzelung gefordert werden; betroffen im Sinne einer möglichst hohen Zielerreichung im Hauptwurzelraum sowie in der Tiefe ist somit die unterirdische Phytomasse, die als bodenphysikalisch günstig, weil lockernd und Verdichtungseffekten entgegenwirkend erachtet wird (vgl. Kap. 6.1.1).“	Anhang

*) Im Untersuchungsgebiet tritt u.a. Karst auf, d.h. Tiefenversickerung bedeutet nicht unbedingt Grundwasserneubildung in der Region selbst.

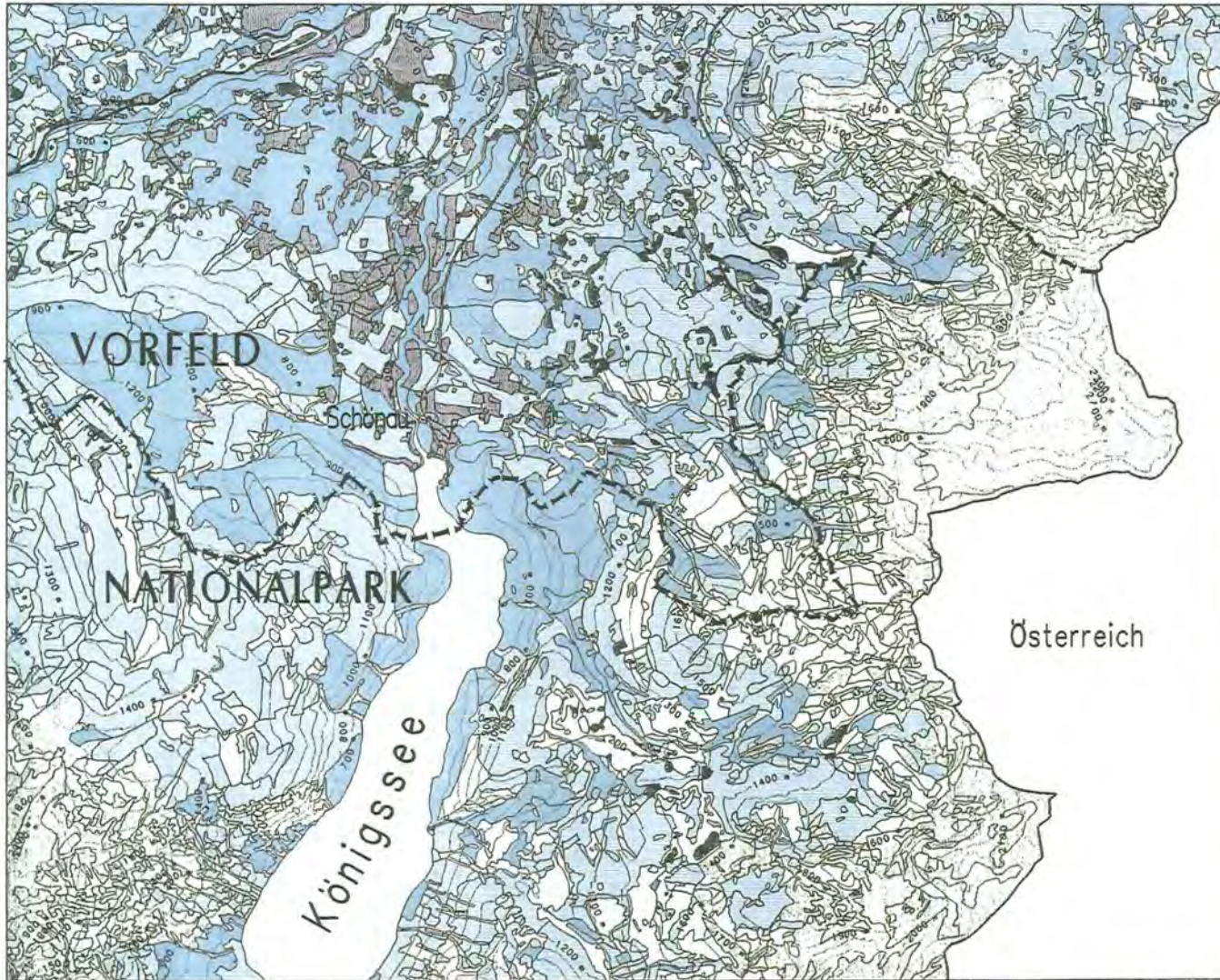
6.1.1 Exkurs: Hydraulisch bzw. bodenphysikalisch wirksame Kenngrößen der Vegetation

Hydraulisch bzw. bodenphysikalisch wirksame Eigenschaften der „Pflanzendecke“ wurden in der Erhebungsphase der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ als weitere Kenngrößen zum Datenmodell der „Höheren Vegetation“ erarbeitet (Dokumentation in HERRMANN et al. 1988 a – c, vgl. Tab. 3.6).

Die Durchwurzelung der Standorte der Realnutzungstypen wird wie die Kenngrößen zur Verdunstung überwiegend im Potentialansatz gekennzeichnet (Literaturauswertung, vgl. Kap. 2.2 und 4). Unterschieden werden zwei Merkmale, die sich inhaltlich ergänzen: Die Angabe des Hauptwurzelraumes, in dem neben den bodenphysikalisch günstigen, die Infiltration fördernden Eigenschaften auch die mechanische Festigungswirkung am größten scheint, sowie Aussagen zur maximalen Wurzeltiefe. Die Wirkung der „Pflanzendecke“ als Erosionsschutz wurde als „Bodenschutzfaktor“ analog bearbeitet. Dieses Merkmal integriert eine Reihe von Faktoren (Deckungsgrad, Schichtung etc.) gemäß der erwarteten Minderung der Energie auftretender Niederschläge und Abflüsse; damit kann auch von Verzögerungseffekten in der Abflußbilanz ausgegangen werden.

In Anlehnung an den C-Faktor aus der ABAG (Allgemeine Bodenabtragsgleichung nach WISCHMEIER & SMITH 1978) erfolgen die Angaben als Faktoren in Relation zur Schwarzbrache (1,0), also gänzlich fehlender „Pflanzendecke“ (dagegen Faktor 0,01 = Hochwald in voller Bestockung, vgl. Tab. im Anhang).³³⁾ Aus den beiden, in einer 5 cm-Skalierung angegebenen Kenngrößen zum Hauptwurzelraum und der maximalen Wurzeltiefe wird zur leichteren Handhabung und zur Vermeidung einer übergewichtigen Einbringung das arithmetische Mittel dieser sich ergänzenden Angaben gebildet. Die resultierenden Werte werden als „Durchwurzelungsindices“ verwendet. Sie bilden wie die Bodenschutzfaktoren die Grundlage für die Sortierung der Realnutzungstypen gemäß ihres Beitrags

Testgebiet "Schönau"



Umweltqualitätsziele









MAB - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

"Ökologische Eckwerte" Wasserhaushalt Teilziel Verdunstung

Bewertung des Beitrags der Vegetation zur Verdunstung (in % NG = mittl. jährl. Niederschlag)
Fortgeschriebenes Datenmodell nach Vergleich mit ENDERS und BAUMGARTNER et al.

Karte 6.1

-  Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Verdunstung $\leq 37.5\%$ NG vorrangig minimieren
-  Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Verdunstung $40.0 - 42.5\%$ NG beibehalten oder gemäß dem Teilziel optimieren
-  Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Verdunstung $\geq 45\%$ NG vorrangig beibehalten
-  Nicht veränderbare Nutzungstypen
-  Nicht bewertbare Nutzungstypen
-  Grenze Nationalpark Berchtesgaden
-  Stillgewässer
-  Siedlung, Einzelhöfte, Industrie, Verkehr

J. G. Köppel

Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan



EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7

0 250 500 1000 m



zur Erfüllung der zugehörigen Teilziele zum Wasserhaushalt (vgl. Tab. 6.1).

Das Niederschlagswasser, das nicht durch die Verdunstung in den Kreislauf zurückgeführt wird, soll nach Möglichkeit versickern und nicht oberflächlich abfließen. Je intensiver und tieferreichender die Durchwurzelung des Bodens ist, als umso günstiger wird die bodenphysikalische Struktur des Bodens erachtet, umso leichter kann das Eindringen des Wassers in die Bodenschicht erfolgen. Mit höheren Durchwurzelungsindices werden daher höhere Zielerfüllungsgrade verknüpft. Die gleichzeitig angestrebte, möglichst hohe Schutzwirkung der Vegetation gegen Prozesse der Wassererosion bedeutet gemäß der o.a. reziproken Skalierung möglichst niedrige Werte der sortierten Bodenschutzfaktoren (vgl. Tab. im Anhang).

Wie kam nun die in Karte 6.1 wiedergegebene Bewertung des Nutzungsmusters zum Teilziel „Verdunstung“ im Detail zustande?

Die Kenngrößen des fortgeschriebenen Datenmodells (Merkmalstabelle 5.4) müssen hinsichtlich ihrer Bedeutung für das Teilziel gekennzeichnet werden. Dies bedeutet zunächst eine Sortierung der Ausprägungen der einzelnen Realnutzungstypen. Dies geschieht im Hinblick auf die Höhe der abgeleiteten Verdunstung; gemäß dem in Tab. 6.1 dargelegten Teilziel werden hierbei möglichst hohe Verdunstungsraten zur „Entlastung“ der Wasserbilanz (bezüglich deren erosiven Komponenten) bevorzugt.

In Tab. 6.2 wird das Resultat dieser einfachen Sortierung der Kenngrößen in der linken Spalte dargestellt. Dort wird vor dem Komma der Realnutzungstyp, an zweiter Stelle die Ausprägung „Verdunstung“, sortiert nach Größenordnung, wiedergegeben (bereits summiert aus den Kenngrößen zur „produktiven“ und „unproduktiven“ Verdunstung, vgl. Kap. 4 und 5).

An der Spitze stehen naturgemäß die Feuchtstandorte (Codes 080, 031 etc.), gefolgt von den (Berg-)Mischwäldern und Schluchtwäldern (Codes 049, 050, 052) sowie den intensiv bewirtschafteten Mähweiden der Täler (Code 072). Die Realnutzungstypen oberhalb des Waldgürtels sowie der Almflächen weisen demnach geringe Verdunstungsraten auf. In Tab. 6.2 fehlen gegenüber der Merkmalstabelle 5.4 sowohl die nicht im Testgebiet „Schönau“ vertretenen Realnutzungstypen als auch die meisten der kaum anthropogen veränderbaren Ökosystemtypen der alpinen sowie teilweise der subalpinen Stufe; letztere Standorte nehmen knapp 20 % der Testgebietsfläche ein (vgl. Karte 6.1). Die Siedlungsbereiche bleiben in der vorliegenden Arbeit außerhalb der Betrachtung.

Mit der Setzung von Schwellenwerten im Verdunstungsgradienten gemäß Tab. 6.2 werden für die einzelnen Ökosystemtypen Zielerfüllungsgrade darstellbar, klassifiziert in drei Bewertungsstufen. Im mittleren Drittel dieser Schwellenwertskala verbleiben „Handlungsspielräume“ (keine gesonderte Belegung mit Zielprojektionen). Insbesondere diejenigen Flächen sollen mit Unterstützung durch das Geographische Informationssystem ausfindig gemacht werden, denen zur Gewährleistung des Teilziels

besondere Bedeutung zukommt, und zwar als „Positivliste“ (möglichst im Sinne von nicht zu verändernden „Tabuflächen“) oder als „Negativliste“ (zur ökologischen „Sanierung“).

Die Sortierung und Bewertung der einzelnen Realnutzungstypen führt also einerseits zu einem Schutzwürdigkeitsprofil derjenigen Flächen mit hohen Zielerfüllungsgraden („Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig beibehalten“). Für diejenigen Anteile des Nutzungsmusters mit geringerer Zielerfüllung wird eine Reduzierung des von ihnen eingenommenen Flächenanteils nahegelegt („Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig minimieren“). Für den mittleren Abschnitt der Skalierung gemäß Tab. 6.2 wird eine Beibehaltung oder aber Weiterentwicklung im Hinblick auf höhere Zielerfüllungsgrade befürwortet.

Entscheidend bei dieser Einstufung bleibt freilich die Setzung der Schwellenwerte (Verdunstung bis 37,5 % des Niederschlags bzw. ab 45,0 % NG). Bei diesem Wertungsschritt herrscht zunächst relativ freie Hand, denn es soll keine Anlehnung an ohnehin nur eingeschränkt ableitbare, abstrakte Richtwerte erreicht werden. Angestrebt wird vielmehr, regionale Zielerfüllungsgrade für die Ökosystemtypen des Landschaftsausschnitts in einer relativen Abwägung untereinander zu ermitteln (vgl. Kap. 3.3) und ggf. einer Abwägung mit anderen, auch konkurrierenden Zielen zu stellen (vgl. Kap. 6.2). Im Anschluß an derartige Abwägungsprozesse könnte es dann zu Fortschreibungen der ursprünglich sektoral abgeleiteten Schwellenwerte kommen (vgl. den Ausblick in Kap. 7).

Die festgestellten Zielerfüllungsgrade werden hier durch einen zugehörigen Flächenanteil charakterisiert; dadurch kommt es zu der Beschreibung „ökologischer Eckwerte“ (also Flächenanteile einer bestimmten Zielprojektion am Nutzungsmuster). Aus der Flächenbilanz zur resultierenden Karte 6.1 kann mit Hilfe des GIS ermittelt werden, daß ca. 20 % des Nutzungsmusters im Testgebiet zur Erfüllung des Teilziels nur wenig beitragen und daher im Falle der planerischen Verfügbarkeit vorrangig einer geringeren Nutzungsintensität zugeführt werden sollten (vgl. Abb 6.1). Davon betroffen sind die in Tab. 6.2 gekennzeichneten Realnutzungstypen, also insbesondere die Almen (in verschiedenen Nutzungsformen), Skipisten, Windwurf- und Kahlschlagflächen oder auch aufgelichtete Wälder tieferer Lagen. Ein Flächenanteil am Nutzungsmuster von ca. 10 % wird einer gesonderten Schutzpriorität unterstellt („vorrangig beibehalten“), dabei handelt es sich in erster Linie um die o.a. Feuchtstandorte und (Berg-)Mischwälder.

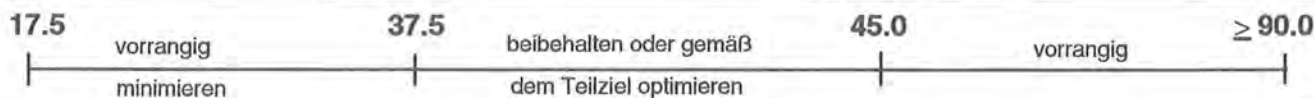
Mit der Verkürzung der sortierten und in der rechten Spalte vertikal aufgelisteten Realnutzungsskala werden planerische Setzungen vorgenommen und dokumentiert. So werden bei der Beurteilung der Zielerfüllungsgrade Moore als regional besonders bedeutsam, weil ohnehin mit hoher Schutzpriorität versehen, eingestuft. Sie stehen bei der Formulierung „ökologischer Eckwerte“ außerhalb jeder Betrachtung. Desweiteren liegt es nahe, die mit einem nicht ausreichenden Zielerfüllungsgrad (Verdunstung $\leq 37,5$ % NG) versehenen Aufwuchsstadien im Waldbereich, wie die mit 040 und 042 codierten Aufforstungen, oder auch Gehölzsukzessionen (Code 077) und Naturver-

Tab. 6.2

**Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt
Bewertung Nutzungsmuster
Teilziel Verdunstung**

Summenwerte aus den Kenngrößen Interzeption und Transpiration (in % NG = Jahresgesamt-niederschlag); fortgeschriebenes Datenmodell gemäß Tab. 5.4

Karte 6.1



Rechenvorschriften (zur Ermittlung der ökologischen Eckwerte)			
"Positivliste"		"Negativliste"	
Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Verdunstung ≤ 37.5 % NG vorrangig minimieren		Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Verdunstung ≥ 45.0 % NG vorrangig beibehalten	
009*,17.5**		009*,17.5**	
188,20.0		188,20.0	
011,25.0		011,25.0	
012,27.5		012,27.5	
055,30.0		055,30.0	
010,30.0		010,30.0	
007,30.0		007,30.0	
185,32.5		185,32.5	
022,32.5		022,32.5	
021,32.5		021,32.5	
096,35.0		096,35.0	
040,35.0		020,35.0	
020,35.0	009 Alpine Rasen, erosionsbeeinträchtigt	080 Röhricht, Großseggenried	020,35.0
135,37.5	188 Skipiste im Latschenbereich	031 Gehölzsaum, Uferfluren an Fließwässern	039,37.5
117,37.5	011 Mosaik aus Latschen und alpinen Rasen	033 Quellflur im Wald	056,37.5
095,37.5	012 Zwergstrauchheiden*)	049 (Berg-) Mischwald	067,37.5
077,37.5	055 Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpine Rasen	050 (Berg-) Mischwald, überwiegend Laubholz	095,37.5
067,37.5	010 Latschengebüsch *)	052 Schluchtwald	135,37.5
056,37.5	007 Verarmte Almflächen (Nardeten)	072 Mähweiden starker Intensität	
042,37.5	185 Begrünte Skipiste (evtl. beweidet)		182,40.0
039,37.5	022 Almfläche in Sukzession		181,40.0
182,40.0	021 Beweidete, gepflegte Almfläche, zugleich Skipiste		180,40.0
181,40.0	096 Hutungen		054,40.0
180,40.0	020 Beweidete, gepflegte Almfläche		048,40.0
054,40.0	039 Kahlschlag-, Windwurf-, Schneebruchflächen		047,40.0
048,40.0	056 Lichter Bergmischwaldbestand über Latschen		046,40.0
047,40.0	067 Aufgelichteter Bergmischwald auf erodiertem Standort		043,40.0
046,40.0	095 Magerrasen, u.a. auf Buckelwiesen		041,40.0
043,40.0	135 Fichten-Lärchenwald		008,40.0
041,40.0			074,42.5
008,40.0			073,42.5
074,42.5			071,42.5
073,42.5			053,42.5
071,42.5			051,42.5
053,42.5			072,45.0
051,42.5			052,45.0
076,45.0			050,45.0
072,45.0			049,45.0
052,45.0			033,50.0
050,45.0			031,65.0
049,45.0			080,90.0
033,50.0			
031,65.0			
080,90.0			
	*) = sofern außerhalb des pot. nat. Verbreitungsgebietes		

* Code Realnutzungstyp

** Kenngrößen der Verdunstung (vgl. Tab. 5.4)

jüngungen (Code 117) von der „Negativliste“ auszunehmen (gemäß ihrem Sukzessionsziel eines Hochwalds). Sofern subalpine Vegetationstypen in der Positiv- oder Negativliste erscheinen, ist nur deren sekundäre, nicht der potentiell-natürlichen Vegetation entsprechende Verbreitung in tieferen Lagen gemeint.

Die Behandlung der anderen, in Tab. 6.1 und Kap. 6.1.1 skizzierten Teilziele zur Durchwurzelung sowie zum Bodenschutzfaktor mündet ebenfalls in jeweils räumlich differenzierte Zielaussagen, auf deren kartographische Darstellung jedoch verzichtet wird. Wie Abb. 6.1 entnommen werden kann, werden in diesem methodischen Beispiel ca. 10 – 15 % (Durchwurzelung) bzw. ca. 5 % (Bodenschutzfaktor) der Testgebietsfläche als „sanierungsbedürftig“ ausgewiesen. Die zugehörigen „Positiv-“ und „Negativlisten“ finden sich im Anhang³⁴⁾. Anschließend erfolgt eine möglichst einfache und transparente Zusammenführung der einzelnen Teilziele aus Tab. 6.1. Dieser Abwägungsvorgang wird in Tab. 6.3 dargestellt; dabei liegt eine sehr einfache, der Tabelle entnehmbare Entscheidungsmatrix für die zusammenfassende Bewertung der Realnutzungstypen zugrunde. Eventuelle Konflikte der Teilziele untereinander werden berücksichtigt und gegeneinander abgewogen; alle Teilziele gehen hier gleichberechtigt in den Abwägungsprozeß ein.

³⁴⁾ Das Teilziel zur Beurteilung der „Infiltrationskapazität“ beschreibt den Einfluß der Nutzung der Realnutzungstypen (z.B. infolge Verdichtung) auf das Infiltrationsvermögen des Bodens in einer faktoriellen Darstellung (2,00 = kaum nutzungsbedingte Belastungen, z.B. in naturnahen Bergmischwäldern; stark verdichtete Skipiste = 0,40). Die zugehörigen Kenngrößen wurden in einem anderen Teilprojekt der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ erarbeitet (LANDAU 1988, vgl. Kap. 3.3). Auch die Tabelle zur „Infiltrationskapazität“ ist unter Kennzeichnung der in der vorliegenden Arbeit vorgenommenen Schwellenwertsetzung im Anhang dokumentiert.

Als Ergebnis ergibt sich wiederum eine flächendeckende Bewertung des Nutzungsmusters, diesmal im Hinblick auf das übergeordnete Umweltqualitätsziel (vgl. Tab. 6.1). Es wird geprüft, welche Realnutzungstypen in welchem Ausmaß zur Erfüllung aller genannten Teilziele beitragen. Der Abwägungsprozeß bedingt gemäß Tab. 6.3 eine weitere Differenzierung der Skala zur Gesamtbewertung; dies wird durch die Vergabe von Prioritäten berücksichtigt. Karte 6.2 zeigt das Resultat dieses Abwägungsprozesses als Ausgabe aus dem Geographischen Informationssystem. Aus Abb. 6.1 (rechts) können die prozentualen Anteile der Bewertungsstufen entnommen werden (nach Flächenstatistik im GIS).

Die Tatsache, daß nach diesem Abwägungsprozeß nur knapp 8 % der Fläche des Testgebietes als „sanierungsbedürftig“ (1. und 2. Priorität) hinsichtlich des Wasserhaushalts erachtet werden, mag zunächst überraschen bzw. die vorgenommenen Schwellenwertsetzungen innerhalb der Teilziele überarbeitenswert erscheinen lassen. Andererseits stellt das Biosphärenreservat Berchtesgaden trotz aller (touristischen oder immissionsbedingten) Belastungen eine vergleichsweise naturnahe Region dar. Über 30 % des Nutzungsmusters werden mit einem vorrangigen Schutzwürdigkeitsprofil belegt („Positivliste erster Priorität“). Dabei handelt es sich vor allem um die (Berg-)Mischwälder, auch um die stärker nadelholzbetonten Ausprägungen. Die „Negativliste“ umfaßt neben Realnutzungstypen mit Skibetrieb in erster Linie einige Formen der landwirtschaftlichen Nutzung, gerade auch die Almen.

Damit sind räumlich differenzierte und bilanzierte „ökologische Eckwerte“ benannt – auf der Basis prozeßorientierter Kenngrößen der Vegetation. Ein optimiertes Nutzungsmuster kann nunmehr für die Ökosystemtypen der „Negativliste“ formuliert werden. Dies bedeutet die Benennung der alternativ angestrebten Realnutzungs- bzw. Vegetationstypen, für die gemäß Tab. 6.3 höhere Zielerfüllungsgrade

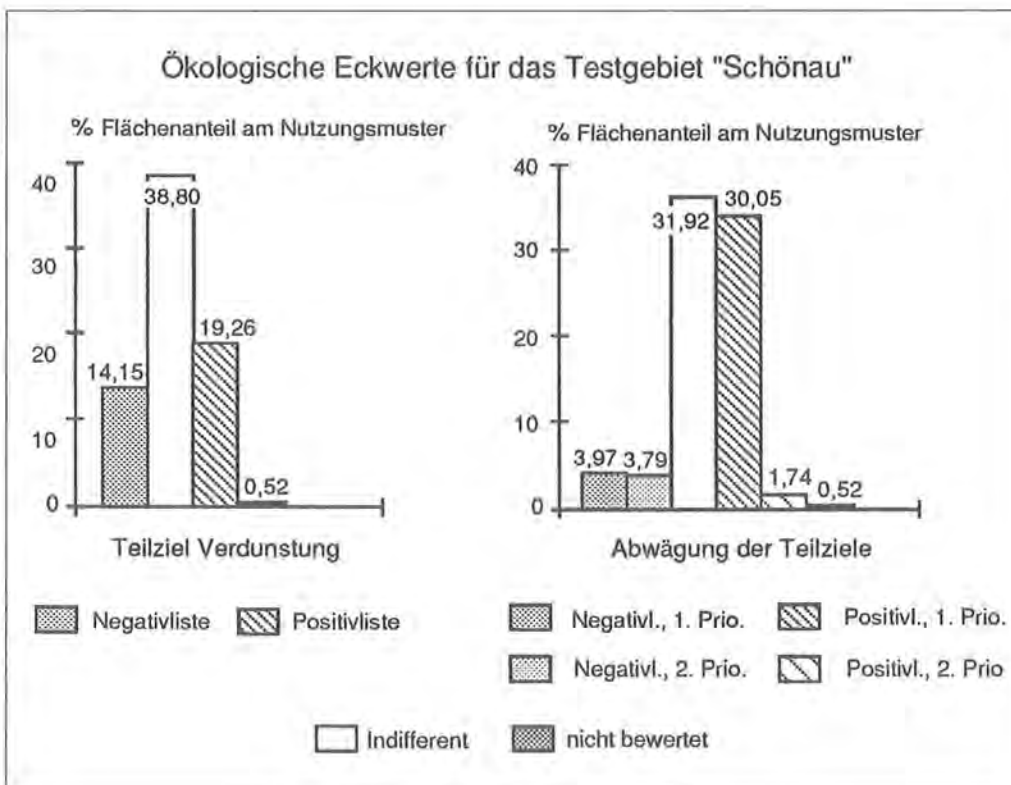
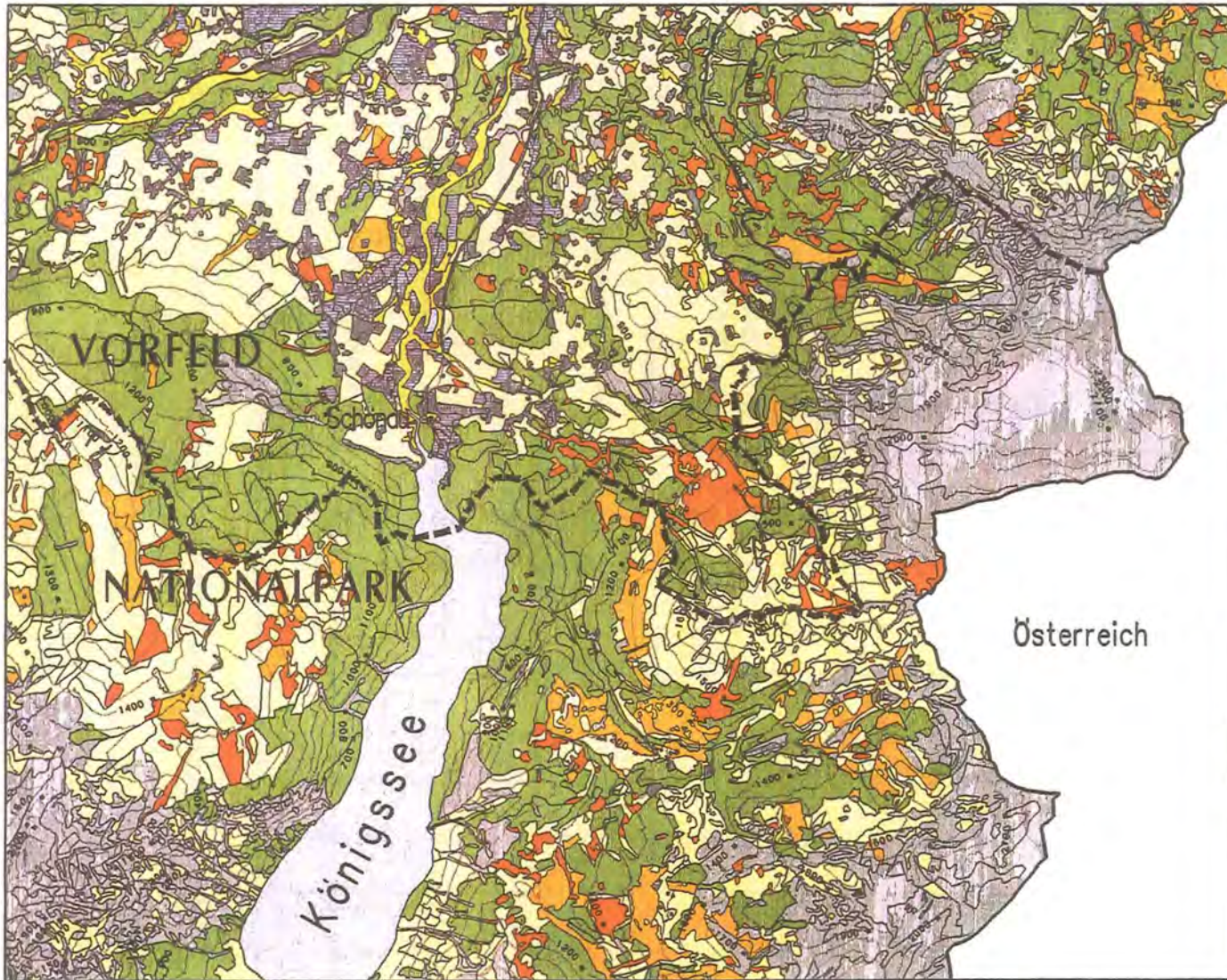


Abb. 6.1: Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt: Bewertetes Nutzungsmuster. Flächenanteile im Testgebiet („Schönau“).

Testgebiet "Schönau"



Umweltqualitätsziele

nab - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

"Ökologische Eckwerte" Wasserhaushalt
Abwägung der Teilziele

aus den bewerteten Nutzungsmustern zur
Verdunstung, Durchwurzelung sowie zum
Bodenschutzfaktor, Infiltrationsvermögen

Karte 6.2

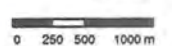
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig minimieren, 1. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig minimieren, 2. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster beibehalten oder gemäß den Teilzielen optimieren
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig beibehalten, 1. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig beibehalten, 2. Priorität
- Nicht veränderbare Nutzungstypen
- Nicht bewertete Nutzungstypen
- Grenze Nationalpark Berchtesgaden
- Stillgewässer
- Siedlung, Einzelgehöfte, Industrie, Verkehr

J. G. Köppel

Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan



EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



Tab. 6.3

Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt
Bewertung Nutzungsmuster

Abwägung der Teilziele

Verdunstung, Durchwurzelung, Bodenschutzfaktor, [Infiltrationsvermögen]

Karte 6.2

RN-Typ	Teilziel Verdunstung	Teilziel Durchwurzelung	Teilziel Bodenschutzfaktor	Teilziel Infiltrationsvermögen	Mediale Abwägung	Teilziele 0 = indifferent 1 = vorrangig minimieren 2 = vorrangig beibehalten 9 = nicht bewertet	Mediale Abwägung 3 = vorrangig minimieren, 2. Priorität 4 = vorrangig minimieren, 1. Priorität 5 = vorrangig beibehalten, 2. Priorität 6 = vorrangig beibehalten, 1. Priorität
007	1	0	2	0	0		
008	0	1	2	0	0		
009	1	1	1	0	4		
010	1	0	2	0	0		
011	1	0	2	0	0		
012	1	1	0	0	3		
020	1	1	2	1	3		
021	1	1	0	1	4		
022	1	1	0	0	3		
031	2	0	2	0	5		
033	2	1	1	0	0		
039	1	1	1	1	4		
040	9	9	9	0	0		
041	0	9	0	9	0		
042	9	9	9	0	0		
043	0	9	0	0	0		
046	0	0	0	0	0		
047	0	0	1	2	0		
048	0	0	0	2	0		
049	2	2	2	2	6		
050	2	2	2	2	6		
051	0	2	2	2	6		
052	2	0	2	2	6		
053	0	0	0	0	0		
054	0	2	2	2	6		
055	1	2	2	0	0		
056	1	0	0	2	0		
067	1	0	1	2	0		
071	0	0	2	1	0		
072	2	1	2	1	0		
073	0	1	1	1	4		
074	0	0	1	0	0		
076	9	9	1	1	3		
077	9	9	0	0	0		
080	2	2	2	0	6		
095	1	1	1	0	4		
096	1	1	1	1	4		
117	9	9	0	0	0		
135	1	2	0	2	0		
180	0	1	1	1	4		
181	0	0	0	1	0		
182	0	0	1	1	3		
185	1	1	1	1	4		
188	1	1	1	1	4		

"Negativliste"	
vorrangig minimieren, 1. Priorität	
009	Alpine Rasen, erosionsbeeinträchtigt
021	Beweidete, gepflegte Almfläche, zugleich Skipiste
039	Kahlschlag-, Windwurf-, Schneebruchflächen
073	Dauerweiden
095	Magerrasen, u.a. auf Buckelwiesen
096	Hutungen
180	Schafweiden
185	Begrünte Skipiste (evtl. beweidet)
188	Skipiste im Latschenbereich
vorrangig minimieren, 2. Priorität	
012	Zwergstrauchheiden
020	Beweidete, gepflegte Almfläche
022	Almfläche in Sukzession
076	Futtermaisbau
182	Extensiv bewirtschaftete Mähweiden, zugleich Skipiste
"Positivliste"	
vorrangig beibehalten, 1. Priorität	
049	(Berg-)Mischwald
050	(Berg-)Mischwald, überwiegend Laubholz
051	(Berg-)Mischwald, überwiegend Nadelholz
052	Schluchtwald
054	Lärchenwald
080	Röhricht, Großseggenried
vorrangig beibehalten, 2. Priorität	
031	Gehölzsaum, Uferfluren an Fließgewässern

hinsichtlich des übergeordneten Umweltqualitätsziels ermittelt wurden.

Ein derart projektiertes „Nutzungswandel“ lässt sich unter Beachtung der standörtlichen Voraussetzungen durch einfache Rechenvorschriften im Geographischen Informationssystem simulieren. Dabei werden in Tab. 6.4 lediglich das potentiell natürliche Verbreitungsgebiet und die Höhenlage zur Standortsbeschreibung herangezogen;

eine weitere Differenzierung könnte auf der Basis des Gesamt-Datenmodells der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ vorgenommen werden (durch Integration der digitalisierten forstlichen Standortkartierung etc.)³⁵).

Konkrete Planungsansätze können also als „Typenübergänge“ im Geographischen Informationssystem definiert werden, wobei der Übergang von einem Realnutzungstyp

mit geringerem Zielerfüllungsgrad zu einem mit höherem erfolgt. Die simulierte Nutzungsänderung auf weniger als 10 % der Testgebietsfläche würde in diesem methodischen Beispiel vor allem zu einer Abnahme der in der Obergruppe „Landwirtschaft“ zusammengefaßten Realnutzungstypen führen (Dauerweiden im Talbereich, Skipisten, Almflächen etc.). Stattdessen werden in der Simulation überwiegend Wälder in ihrer regionalen Zonierung gesetzt. Sie weisen gemäß der Zielprojektion zum Wasserhaushalt deutlich höhere Erfüllungsgrade auf (vgl. Tab. 6.3).

Die ermittelten ökologischen Eckwerte können jedoch nicht isoliert betrachtet werden, sondern bedürfen der Abwägung mit anderen, gleichfalls zunächst sektoralen Umweltqualitätszielen.

6.2 Konkurrierende Qualitätsziele für die Vegetation?

„Jedes Ressort hat eigene Qualitätsziele: Die Wasserwirtschaft andere als der biologische Naturschutz und der wiederum als der Bodenschutz. Allein die Aufzählung dieser Nutzungskategorien zeigt dabei auf, daß Zweck und Zielbildung sich im gesamtgesellschaftlichen Kontext finden.“ MÜLLER (1990, S. 199) verwendet dieses Beispiel, um darzustellen, daß es einen Gesamtindikator Umweltqualität nicht geben kann; es „muß auch hier im Plural von Qualitäten gesprochen werden.“ (ebd.). Daher muß von einem „Bündel“ sektoraler Umweltqualitätsziele ausgegangen werden, deren (Teil-)Ziele der Abwägung und Abstimmung bedürfen (vgl. a. Kap. 7).

Die Definition von Umweltqualitätszielen für einzelne Ressourcen oder „Funktionsbereiche“ (Wasserhaushalt etc.) schließt also widersprüchliche Aussagen mit anderen ökologischen Eckwerten keinesfalls aus. Selbst „innerhalb“ einer Ressource können inhaltlich und räumlich konkurrierende Ziele nicht immer vermieden werden.

Tab. 6.4: Optimierung des Nutzungsmusters im Hinblick auf das übergeordnete Umweltqualitätsziel zum Wasserhaushalt.

Flächenanteil am Nutzungsmuster 'vorrangig minimieren' (Tab. 6.3)		Projektiertes Nutzungsmuster für die 'Negativliste Wasserhaushalt'		
Priorität	RN-Typ			
1	009	im Rahmen ökologischer Planungen umzuwandeln in	010 Latschengebüsch	Innerhalb des pot.nat. Verbreitungsgebietes
	021		055 Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpine Rasen	Innerhalb des pot. nat. Verbreitungsgebietes
	039		054 Lärchenwald	Innerhalb des pot. nat. Verbreitungsgebietes von RN-Typ 135 = Fichten-Lärchenwald
	073		049 (Berg-)Mischwald	innerhalb des pot. nat. Verbreitungsgebietes von RN-Typ 049 und >1200 m Meereshöhe
	095		050 (Berg-)Mischwald, überwiegend Laubholz	Innerhalb des pot. nat. Verbreitungsgebietes von RN-Typ 049 und ≤ 1200 m Meereshöhe
2	096			
	180			
	185			
	188			
	012			
020				
022				
076				
182				

Übereinstimmende Bewertungen, aber auch derartige Konflikte können gemäß der hier verfolgten Methodik flächenscharf aufgezeigt und einer Abwägung unterzogen werden. Dabei stellt sich jeweils die Frage, inwieweit übergeordnete Ziele oder Teilziele im Rahmen eines solchen Prozesses gehalten, durch gleichlautende Bewertungen gestützt oder auch zurückgenommen werden müssen. Im günstigsten Falle herrscht Übereinstimmung bezüglich derjenigen Flächen, für die aufgrund verschiedener Ziel-

setzungen eine vorrangige „Tabuflächen“-Definition oder „Sanierung“ angestrebt wird (KERNER et al. 1991 a).

Dem prozeßorientierten Beitrag der Vegetation zur Wasserbilanz wird im folgenden eine „klassische“ Betrachtung der Vegetation als Objekt des Arten- und Gemeinschaftschutzes gegenübergestellt (vgl. Kap. 3.3). Denn eine wesentliche Nationalparkzielsetzung umfaßt die Erhaltung und Beobachtung „eines möglichst artenreichen heimischen Tier- und Pflanzenbestandes“ (BayNatSchG Art. 8, Abs. 2). Dabei handelt es sich um nichts anderes als ein übergeordnetes Umweltqualitätsziel.

In Anlehnung an das Verfahrensmuster aus Kap. 6.1 wurden vom Bearbeiterteam des Teilprojekts „Vegetation“ der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ zwei entsprechende Teilziele („Artenvielfalt, Gemeinschaftsvielfalt“) formuliert und ebenfalls einer internen Abwägung unterzogen (ASHDOWN et al. 1991, vgl. Tab. und Karte im Anhang). Dazu konnte das Datenmodell „Vegetation“ (HERRMANN et al. 1988 a – c, vgl. Kap. 3.1 und 4.1) hinsichtlich einer Reihe naturschutzrelevanter Gesichtspunkte ausgewertet und auf entsprechende Vorarbeiten von HUBER & LENZ (1988) zurückgegriffen werden.

6.2.1 Exkurs: „Wieviel Trollblumen braucht der Nationalpark?“³⁵⁾

Der Ausweisung eines Nationalparks im Berchtesgadener Raum war in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts die Einrichtung eines „Pflanzenschonbezirks“ vorausgegangen. Damit wurde bereits ein sektorales Umweltqualitätsziel für die Vegetation explizit zum Ausdruck gebracht. Die o.a. Zielsetzungen der heutigen Nationalparkverordnung knüpfen daran an, wobei die äußerst reichhaltige Ausstattung der Berchtesgadener Alpen nicht zuletzt auf der strukturellen Vielfalt der hier entstandenen Kulturlandschaft beruht.

Die Verwirklichung des Teilziels einer größtmöglichen Naturnähe würde daher möglicherweise zum Verschwinden der an die (land- und forstwirtschaftliche) Nutzung des Raumes gebundenen Pflanzenarten führen. Andererseits haben Formen der Überbeweidung (in höheren Lagen v.a. durch Schafe) bereits zum Verlust wertvoller Standorte geführt. Daher müssen auch für den Nationalpark und sein Vorfeld floristisch-vegetationskundlich orientierte Zielvorstellungen diskutiert werden. Als übergeordnetes Umweltqualitätsziel in einer solchen Betrachtung wurde hier vorgeschlagen: „Im Untersuchungsgebiet sollen ein möglichst vielfältiger Artenbestand („hohe Artenvielfalt“), eine möglichst hohe Vielfalt an Pflanzengesellschaften („hohe Gemeinschaftsvielfalt“) sowie möglichst naturnahe Vegetationstypen („Naturnähe“) erhalten bzw. entwickelt werden“.

³⁵⁾ Auf die im Rahmen der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ praktizierte, anschließende Erfolgsbilanz mit Hilfe des sog. „ökologischen Bilanzmodells“ (KERNER et al. 1991 a und b) wurde in Kap. 3.3 verwiesen. Dabei wurden die Bilanzgrößen Oberflächenabfluß und Versickerung als wesentliche Kontrollparameter des übergeordneten Umweltqualitätsziels ermittelt und im Hinblick auf die erreichte Zielerfüllung geprüft.

³⁶⁾ Nach ASHDOWN et al. 1991; die dabei verfolgte Vorgehensweise kann hier nur in einem knappen Exkurs angedeutet werden (vgl. hierzu a. Kap. 7).

Für das Leitbild größtmöglicher Naturnähe treten floristische Aspekte in den Hintergrund, da naturnahe Pflanzengesellschaften häufig struktur- und artenärmer als ihre Ersatzgesellschaften sind. Auf eine Weiterverfolgung dieses Teilziels wurde in dieser methodischen Betrachtung verzichtet, denn die dabei i.d.R. als Leitbild dienende potentielle natürliche Vegetation umfaßt im montanen-hochmontanen Bereich weitgehend Wälder, die bereits beim Umweltqualitätsziel zum Wasserhaushalt mit höchsten Zielerfüllungsgraden belegt waren. Auch lag für die potentiell natürliche Vegetation keine regionalisierende Bearbeitung auf der Ebene der Realnutzungstypen vor.

Eine hohe Artenvielfalt basiert insbesondere auf dem Nutzungsgradienten in kulturgeprägten Landschaften; die dadurch höhere Differenzierung der Landschaft ermöglicht i.d.R. einer Vielzahl floristisch interessanter, seltener oder bedrohter Einzelarten die Einnischung. Als Indikatoren zur Umsetzung des Teilziels „Artenvielfalt“ wurden die regionalisierten Angaben zur durchschnittlichen Anzahl der bestandsbildenden Arten (vgl. Kap. 4.1.1) sowie der seltenen, bedrohten Arten herangezogen („viele“ und seltene Arten werden positiv bewertet; beide Teilziele werden zusammengeführt). Auch hier wurde also das Nutzungsmuster im Untersuchungsgebiet durch die Setzung von Schwellenwerten im relativen Vergleich der einzelnen Zielerfüllungsgrade bewertet.

Mit dem Teilziel einer hohen Gemeinschaftsvielfalt wird die Standortabhängigkeit charakteristischer Artengruppen in das Zentrum des Interesses gerückt. Analog wird zum einen die absolute Anzahl von Pflanzengesellschaften (vgl. Kap. 4.1.1) herangezogen; desweiteren wird die Anzahl seltener Gesellschaften ermittelt (überarbeitete Bewertungsgrundlage nach HUBER & LENZ 1988). Die absoluten Werte beider Kriterien werden wiederum durch Schwellenwerte in eine Skala überführt und zum Teilziel „Gemeinschaftsvielfalt“ vereint. Auch hier werden also zwei Aspekte eingebracht, nämlich mit der nicht weiter bewerteten absoluten Anzahl von Pflanzengesellschaften

ein struktureller Wert, mit der Berücksichtigung seltener Gesellschaften eine klassische, auch kontrovers diskutierte Form der Bewertung im Naturschutz (vgl. FISCHER & PFADENHAUER 1991).

Für beide Teilziele ergeben sich hohe Bewertungen z.B. für solche Ökosystemtypen, die geomorphologisch vielfältige oder außergewöhnliche Standortsvoraussetzungen aufweisen (u.a. schwer erreichbare Steilhänge am Königssee). Der Nutzungseinfluß für diese „Positivliste“ ist i.d.R. gering, während die „Negativliste“ z.B. das beweidete Talgrünland und Skipisten umfaßt.

Im Anhang wird die analog zu Tab. 6.3 aufgebaute, aus den beiden Teilzielen der Arten- und Gemeinschaftsvielfalt resultierende Abwägung zum übergeordneten Ziel einer reichhaltigen „Pflanzenwelt“ im Biosphärenreservat dargestellt; ebenso das räumliche, mit Hilfe des GIS differenzierte Bewertungsmuster. Die größten Flächenanteile (ca. 30 %) nehmen dabei die mit zweiter Priorität gekennzeichneten Vegetationstypen der „Negativliste“ ein, während für ebenfalls ca. 30 % des Testraums ein hohes Schutzwürdigkeitsprofil ermittelt wird.

Das Umweltqualitätsziel zur Arten- und Gemeinschaftsvielfalt zeigt in der Gegenüberstellung mit den prozeßorientiert begründeten, ebenfalls mit Hilfe von Kenngrößen der Vegetation erarbeiteten Zielsetzungen zum Wasserhaushalt auch widersprüchliche Trends (Karte 6.3, Abb. 6.2). Ein- und derselbe Realnutzungstyp kann sowohl auf der „Positiv-“ als auch auf der „Negativliste“ der beiden Umweltqualitätsziele vertreten sein.

Die Matrix aus Abb. 6.3 verdeutlicht das Zustandekommen der getroffenen Kategorisierungen. Dies bedeutet, daß neben eindeutig zuordenbaren Übereinstimmungen oder Widersprüchen auch zumindest „konfliktfrei“ abgewogene Umweltqualitätsziele benannt werden können (Ökosystem- bzw. Nutzungstypen einer sektoralen „Positiv-“ oder „Negativliste“ treffen auf ein jeweils „indifferentes“ Gegenüber).

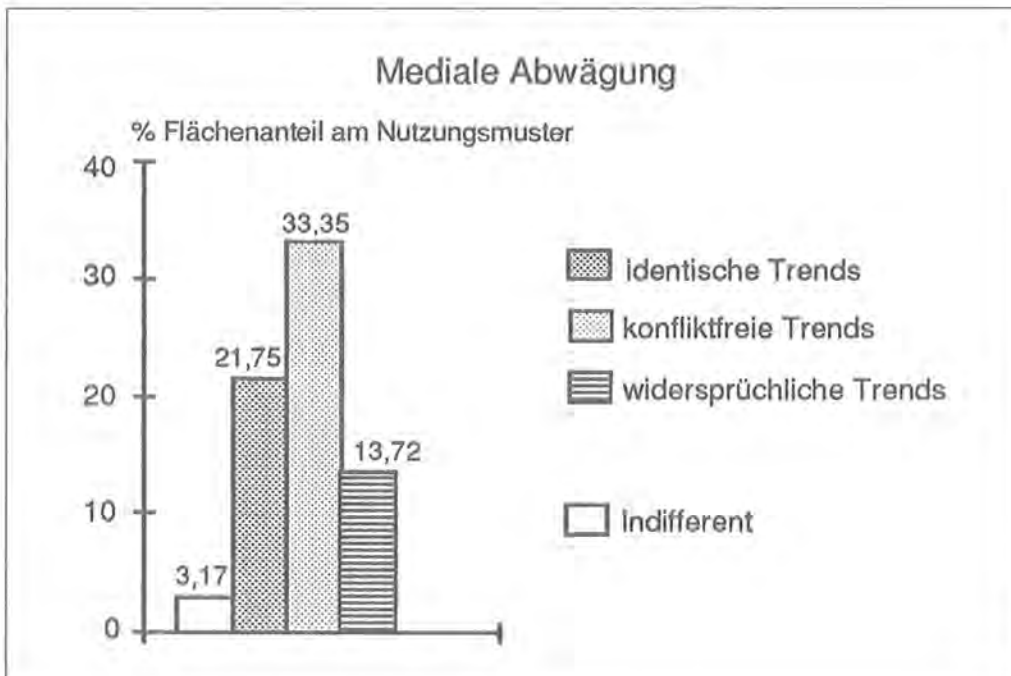
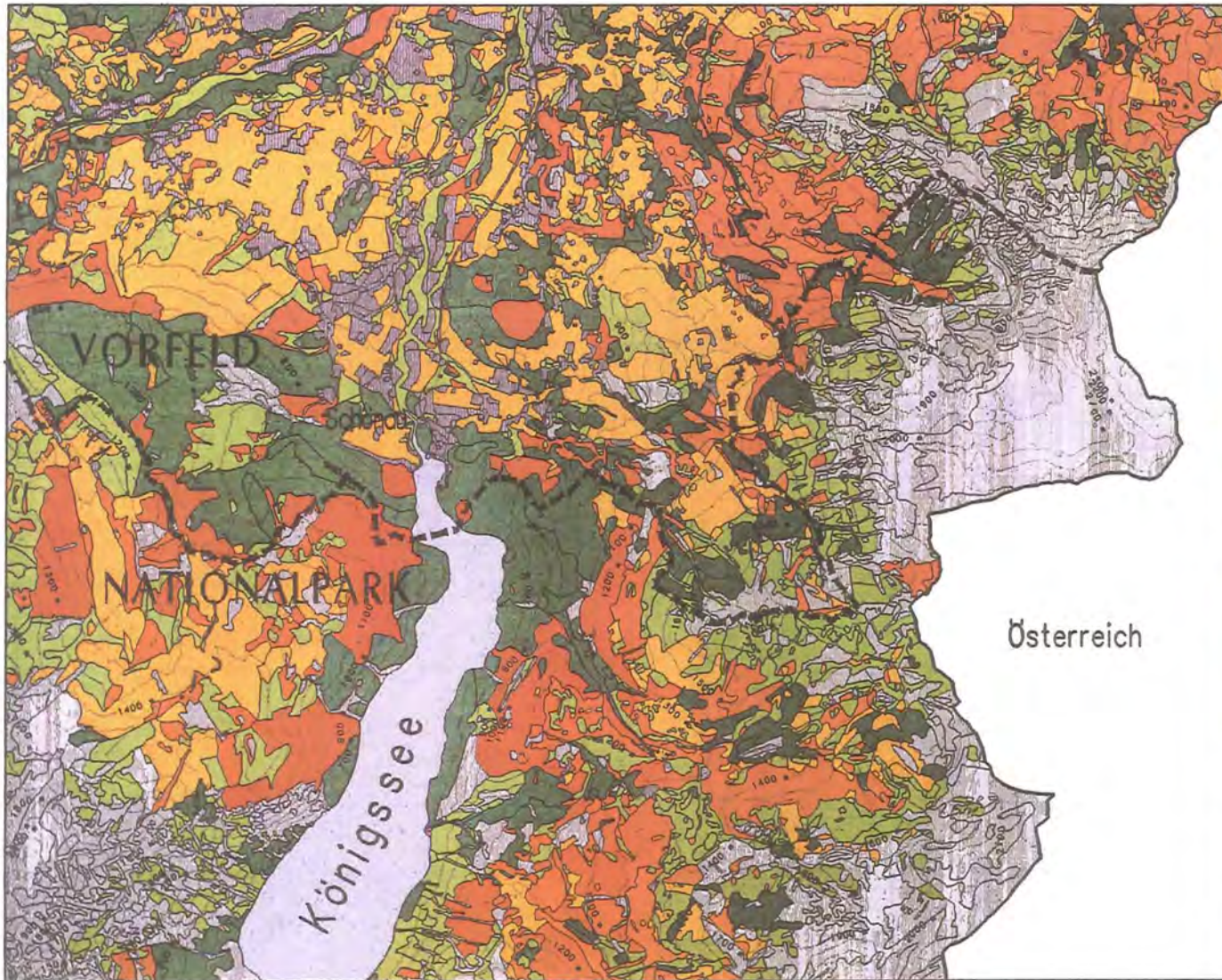


Abb. 6.2: Umweltqualitätsziele Vegetation: Bewertetes Nutzungsmuster, Flächenanteile im Testgebiet „Schönau“. Mediale Abwägung.

Testgebiet "Schönau"



Umweltqualitätsziele

MAB - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

"Ökologische Eckwerte" Vegetation
Mediale Abwägung

aus den Zielen zum Wasserhaushalt
sowie Arten- / Gemeinschaftsschutz

Karte 6.3

- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig minimieren, 1. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig minimieren, 2. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig beibehalten, 1. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig beibehalten, 2. Priorität
- Widersprüchliche Trends zwischen den medialen Zielen
- Nicht veränderbare Nutzungstypen
- Nicht bewertete Nutzungstypen
- Grenze Nationalpark Berchtesgaden
- Stillgewässer
- Siedlung, Einzelgehöfte, Industrie, Verkehr

J. G. Köppel

Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan



EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



Die Analyse der Zielkonflikte aus dieser „medialen Abwägung“ wird mit dem Geographischen Informationssystem erleichtert. Dabei treten die widersprüchlichen Trends für die „nadelholzreichen Bergmischwälder“³⁷⁾ aufgrund ihrer großflächigen Verbreitung im Testgebiet hervor (ca. 13,5 % Flächenanteil). Den positiv bewerteten, prozeßorientierten Kenngrößen dieses Ökosystemtyps stehen nicht befriedigende floristisch-strukturelle Ausstattungen gegenüber („Negativliste Pflanzenwelt“). Tatsächlich handelt es sich dabei zu wesentlichen Teilen um Waldflächen, die aufgrund ihrer Naturferne der sog. Pflegezone der waldbaulichen Planungen im Nationalpark (RALL 1990) zugerechnet werden können.

Mit ebenfalls widersprüchlichen Trends, jedoch aufgrund umgekehrter Einstufungen („Positivliste Pflanzenwelt“, „Negativliste Wasserhaushalt“), werden die Magerrasen (u.a. auf Buckelwiesen) belegt. Hier überzeugt der Prozeßbeitrag zur Hemmung von Oberflächenabfluß sowie zur Förderung der Infiltration nicht – im Gegensatz zur floristisch-strukturellen Bedeutung dieser extensiven Grünlandform (vgl. a. HAUPT 1981). Nicht übereinstimmende Zielprojektionen treten auf ca. 14 % der Testgebietsfläche auf (vgl. Abb. 6.2).

Gleichlautende Schutzwürdigkeitsprofile („Positivlisten“) ergeben sich insbesondere für verschiedene Waldtypen (Bergmischwälder, Schluchtwälder, Lärchenwälder). Als „Negativliste“ angesprochen werden hingegen erosionsbeeinträchtigte alpine Rasen, Kahlschläge (incl. Windwurf- und Schneebruchflächen), aktuell beweidete Almen, Schaf- und Dauerweiden im Talbereich sowie eigens angelegte Pisten und Mähweiden mit Skibetrieb.

In diesem methodischen Beispiel würden sich mit einer planerischen Umwidmung des Nutzungsmusters gemäß der Simulation zum Wasserhaushalt (vgl. Kap. 6.1, Tab. 6.4) die im Status Quo aufgetretenen Zielkonflikte aufgrund teilweise identischer Entwicklungsziele jedoch bereits deutlich reduzieren.

UMWELT-QUALITÄTS-ZIELE	nicht bewertet	indifferent	vorrangig minimieren, 2.Priorität	vorrangig minimieren, 1.Priorität	vorrangig beibehalten, 2.Priorität	vorrangig beibehalten, 1.Priorität
nicht bewertet						
indifferent						
vorrangig minimieren, 2.Priorität						
vorrangig minimieren 1.Priorität						
vorrangig beibehalten, 2.Priorität						
vorrangig beibehalten, 1.Priorität						







MEDIALE ABWÄGUNG	
	Ohne Belegung durch Umweltqualitätsziele
	Gleichlautende Trends / vorrangig minimieren, 1. Priorität
	Gleichlautende Trends / vorrangig beibehalten, 1.Priorität
	Trends mit indifferentem / nicht bewertetem Konkurrenzziel: vorrangig minimieren, 2.Priorität
	Trends mit indifferentem / nicht bewertetem Konkurrenzziel: vorrangig beibehalten, 2.Priorität
	Widersprüchliche Trends: Abstimmung zwischen konkurrierenden Umweltqualitätszielen erforderlich

Abb. 6.3: Matrix zur medialen Abwägung.

³⁷⁾ Realnutzungscode 051

7 Schlußdiskussion und Ausblick

Maßstäbliche Aggregation:

Aufgabe angewandter Ökologischer Forschung

Mit dem hier zugrundegelegten „Potentialansatz“ sowie dem Versuch einer ersten „Eichung“ kleinmaßstäblicher Kenngrößen – und erst anzuschließender, von daher auszuwählender Validierung in Form von Freilanderhebungen – war die Hoffnung verbunden worden, rasch und effektiv planerisch verwertbare Kenngrößen bereitstellen zu können. Allerdings setzte dies die eingangs dargelegte „Gratwanderung“ zwischen wissenschaftlicher Absicherung und planerischer Erfordernis voraus.

Doch ist immer noch unverkennbar, daß auf der praxisorientierten Seite der in Abb. 1.1 skizzierten Schnittstelle nicht genügend wahrgenommen werden kann, daß aus der angewandten ökologischen Forschung i.w.S. ein zwar recht „gemächlicher“, aber steter Strom an Quantifizierungs- und Bewertungsmöglichkeiten stammen könnte. Einen wesentlichen Grund für diese „Wahrnehmungsschwierigkeiten“ stellt die oftmals fehlende, kleinmaßstäblich-räumliche Aufbereitung punktuell gewonnener ökologischer Forschungsergebnisse dar. Gerade auch bei „induktiven“ Konzepten der Regionalisierung treten noch kaum bewältigte wissenschaftliche Problemstellungen beim Übergang zwischen den einzelnen „scales“ auf.

Zunehmend wird jedoch erkannt, daß relevante Ergebnisse der grundlagenorientierten ökologischen Forschung aggregiert und regionalisiert werden müssen. Dabei ist es unerlässlich, vereinfachende Verfahren zur Ableitung von relevanten Parametern der ökologischen Planung auf der Basis auch kleinmaßstäblich kartierbarer Merkmale der Landschaft zu entwickeln (allerdings mit definierten Toleranzen im Sinne von Fehlerwahrscheinlichkeiten, vgl. LTG 1991 bzw. die Ausführungen in Kap. 5).

Und doch ist immer wieder zu beobachten, wie zögerlich sich die Anforderungen einer zunehmend anspruchsvolleren ökologischen Planung und die Ausrichtung ökologischer Forschung im Grundlagenbereich aufeinander zubewegen. „Auf der einen Seite stehen die sich immer stärker spezialisierenden Forscher, deren Ziel darin besteht, immer genauere Daten über einige wenige Vorgänge zu gewinnen; auf der anderen Seite stehen die eher pragmatisch orientierten Anwender, die auch mit weniger gesicherten Daten ökologische Strategien entwickeln und darin den Antrieb für ihre Forschung finden“ (HABER 1990).

WIEGLEB & BRÖRING (1991) beschreiben eine sich lange Zeit abzeichnende Zwiespältigkeit: Ein zunehmender Anteil der Ökologen halte die angewandte Seite ihrer Wissenschaft nicht für „unfein“, gefährde jedoch dadurch (mangels einer gesicherten Institutionalisierung) seine wissenschaftliche Karriere.

Versuche einer auch im Bundesnaturschutzgesetz zentral vorausgesetzten Handhabung des Begriffs der „Lei-

stungsfähigkeit des Naturhaushalts“ stehen nun einmal in einem solchen Spannungsfeld. Dabei können Verfahren zur Indikation dieses Rahmenziels nach PLACHTER (1990 a) im Gegensatz zur klassischen, induktiven Arbeitsweise der Naturwissenschaften möglicherweise noch lange auf deduktivem Wege ermittelt werden (analog z.B. dem Entstehen des Saprobien-systems zur Gewässergüte oder der Systematik der Waldschadensbeobachtung, ebd.).

Eine solche Forderung nach einem hohen Maß an Deduktion haben jüngst z.B. auch HEEB & MOSIMANN (1991) zur planerischen Handhabung der Komplexität von Stofftransporten in der Landschaft erhoben. KNAUER & SURBURG (1990) formulieren, daß in Fällen von umweltpolitischer Dringlichkeit „erklärungsorientierte“ Modelle (durch umfangreiche Untersuchungen wissenschaftlich abgesichert) weniger bewirken als „handlungsorientierte“ Ansätze.

Doch auch eine sachgerechte ökologische Planung kann es sich auf Dauer nicht leisten, auf einer nicht ausreichend abgesicherten Datenbasis allzu weitreichende Schlüsse zu ziehen. An der Schnittstelle zur ökologischen Forschung bleibt also das Ziel bestehen, einen vertretbaren Kompromiß zwischen wissenschaftlicher Absicherung und den Rahmenbedingungen der Planungspraxis zu finden. Im Berchtesgadener Vorhaben hatte man es sich zum Ziel gesetzt, mittels einer „Angewandten Ökosystemforschung“ (KERNER et al. 1991 b) an dieser Schnittstelle zu vermitteln.

Und doch wurde mit einer solchen, nicht eindeutig definierten Begriffsprägung noch Etliches im unklaren gelassen. Mißverständnisse, die aus der Bezeichnung „Ökosystemforschung“ herrührten, hatten bereits das MAB-6-Projekt begleitet. Doch mittlerweile mangelt es nicht an weiteren, synonym verstandenen Begrifflichkeiten. So könnte man z.B. KLEYER et al. (1992) folgen; diese Autoren verwenden in Grundzügen einen ähnlichen Ansatz wie im Berchtesgadener Projekt zur Forschungskonzeption einer „Ökosystemtraverse Baden-Württemberg“ und bezeichnen das Vorhaben als „landschaftsbezogene Ökosystemforschung für die Umwelt- und Landschaftsplanung“. Nicht zuletzt spricht HABER (1992) im Rückblick auf derartige Forschungsvorhaben von „Angewandter Landschaftssystemforschung“.

Ökosystemtypen:

Räumliche Parallele zur inhaltlichen Schnittstelle von ökologischer Forschung und Planung

Von einer tatsächlichen planerischen Verfügbarkeit wissenschaftlicher Erkenntnisse kann jedoch erst dann gesprochen werden, wenn praxisrelevante Raumeinheiten der ökologischen Planung mit dem erhofften Informationsgehalt „bedient“ werden können.

Als räumliche Bezugseinheiten für Prozeßbetrachtungen eignen sich wie auch immer abzugrenzende Ökosystemtypen (in vorliegender Arbeit als Realnutzungstypen aus der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ übernommen). Hierüber scheint zumindest für den terre-

strischen Bereich wenig Dissens zu bestehen. So erklärt z.B. PLACHTER (1990 a) das Niveau ganzer Ökosysteme und deren Komplexe (ohne weitere Konkretisierung) als die geeigneten Ebenen zur Betrachtung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“.

Mit dem Ziel einer „homogenen“ Datenbasis auf der im Geographischen Informationssystem abgebildeten Maßstabsebene 1:10.000 wurden im Berchtesgadener Vorhaben eine Reihe von Unschärfen hingenommen. Doch dabei bestand ein wesentliches Ziel stets darin, miteinander kombinierbare Datensätze zu ein- und denselben räumlichen Bezugseinheiten, eben den luftbildkartierbaren Realnutzungstypen, bereitzustellen.

Im Sinne einer einfachen Handhabung für die ökologische Planung ermöglicht dieser Ansatz auch eine so oft angestrebte „ökosystemare Gesamtschau“: So wird damit z.B. die in der Umweltverträglichkeitsprüfung geforderte Betrachtung „ökosystemarer Wechselwirkungen“ ebenso erleichtert wie die Kompromißfindung bei ggf. miteinander konkurrierenden ökologischen Leitbildern.

Schätzgleichungen von Schlüsselprozessen: Zugang zur Regionalisierung

Bei der Darstellung des Beitrags der Vegetation zum Wasserhaushalt (zur Verdunstung) wurde die Verwendbarkeit mathematischer Modellansätze (z.B. zur Interzeption) angesprochen. In der Tat stellt sich die Frage, ob nicht die vielerorts entstehenden Modelle zum Wasserhaushalt auch an einer solchen Schnittstelle zur ökologischen Planung nicht rascher Verwendung finden könnten. Denn längerfristig dürfte dies ohnehin der Fall sein, zumal in Kombination mit raumbezogenen Informationssystemen.

Doch vorläufig scheinen für den praxisrelevanten Einsatz derartiger Modelle „Wunsch und Wirklichkeit“ noch kaum zur Deckung zu bringen sein, wie es z.B. HÖRMANN (1991 b) für den Bereich des Boden- und Gebietswasserhaushalts einschätzt. Und die vielfältigen, diesbezüglichen Arbeiten aus dem Waldbereich beziehen sich zumeist auf einzelne, gut untersuchte Bestände. Die dabei abgeleiteten Modellvorstellungen erzeugen nach wie vor einen erheblichen „Datenhunger“ (d.h. Meßaufwand) zu ihrer Parametrisierung, so daß sie für die planerische Praxis als zu aufwendig gelten müssen (vgl. MANDERSCHIED & HAUHS 1991).

GERKE (1987) z.B. beschäftigte sich am Göttinger Waldökosysteme-Forschungszentrum mit der Frage nach Möglichkeiten und Grenzen mathematisch-statistischer Interzeptionsmodelle (vgl. a. GERKE 1984). Er kam zu dem Schluß, daß die von ihm betrachteten Ansätze jeweils kaum auf andere Bestände oder Zeiträume übertragbar seien. Erst die Weiterentwicklung zu „Schätzgleichungen“ (GOSSMANN 1991), die auf wenigen Schlüsselprozessen aufbauen und eine Regionalisierung ermöglichen, könnte hier wohl Abhilfe schaffen (vgl. MANDERSCHIED & HAUHS ebd., LENZ 1991).

Folgt man MOSIMANN (Vorwort in HEEB 1991, S. XII), so „... war zudem schon seit längerer Zeit klar, daß in abseh-

barer Zeit keine numerischen Modelle für Standortkomplexe geschweige denn für ganze Flächen entwickelt werden können“; das „ökologische Bilanzmodell“ aus dem Berchtesgadener Projekt (vgl. KERNER et al. 1991 b) dürfte demgegenüber eher einen „semi“-quantitativen Zugang zur Modellierung darstellen. Noch auf absehbare Zeit müssen daher für die Praxis der ökologischen Planung deduktiv-abschätzende Verfahren auch „unterhalb“ der Einsetzungsebene mathematischer Modelle Abhilfe bei der Beschreibung der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ schaffen.

Doch sind auch im Hinblick auf die Behandlung der Verdunstung in landschaftshaushaltlichen Zusammenhängen Entwicklungen erkennbar, die auf handhabbare und nicht allzu aufwendig zu parametrisierende Modelle hinführen könnten (mit Raumbezug durch ein GIS). Möglicherweise leisten dies z.B. die Arbeiten von REICHE (1990, 1991; vgl. a. FRÄNZLE 1990). Dort wird die Interzeption in Abhängigkeit von Blattflächenindices und der Niederschlagsintensität nach einem Regressionsansatz von HOYNINGEN-HUENE (1983, zit. in REICHE ebd.) abgeschätzt und dergestalt in weitere Betrachtungen zum Wasser- und Stoffhaushalt eingebracht (allerdings mit dem Anwendungsschwerpunkt in landwirtschaftlich genutzten Räumen).

Als Basis prozeßorientierter „Schätzgleichungen“ werden in der vorliegenden Arbeit strukturelle Vegetationsmerkmale verwendet. Das hier gewählte Verfahren zur flächendeckenden, strukturellen Kennzeichnung von Phytozönosen entspricht in Grundzügen der Vorgehensweise, wie sie von PFADENHAUER & KRÜGER (1991) u.a. mit einer weiterentwickelten Definition und Kartierung von Vegetationsformen nach SCHLÜTER (1984) dargelegt wurde.

Dabei werden dominante, bestands- und strukturbildende Artengruppen erhoben. Doch kommen Auswahl und Kartierung dieser Artengruppen zur Darstellung von Vegetationsformen bei PFADENHAUER & KRÜGER (ebd.) ohne vollständige Aufnahmeverfahren der pflanzensoziologischen Schule aus (vgl. a. PFADENHAUER et al. 1990).

Die Kartierung von Formationen scheint wieder größere Bedeutung zu erlangen, da die Vegetationsstruktur oft einen engeren Zusammenhang mit den Standortfaktoren aufweist als die floristische Zusammensetzung (BRÖRING & WIEGLEB 1990, nach KÜCHLER & ZONNEVELD 1988). Jedoch wurde im Teilprojekt „Vegetation“ der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ nicht die Auflösung und Bandbreite struktureller Merkmale der Vegetation erhoben, wie es mit jüngeren Ansätzen am Lehrgebiet Geobotanik der TU München-Weihenstephan angestrebt wurde: HOFMANN (1989) z.B. arbeitete hier im Maßstab 1:5.000 an einer kombinierten Methode zur Kartierung der Vegetationsstruktur; berücksichtigt werden dabei nicht nur Höhe und Deckung der einzelnen Vegetationsschichten sondern auch Wuchsformen.

Klimatischer Höhengradient: Regional bedingte Fehlerquelle

Der in der vorliegenden Arbeit eingeschlagene Weg zur vorläufigen Überprüfung des Datenmodells basierte auf

dem Vergleich mit anderen – weil kleinmaßstäblich zwangsläufig ebenfalls modellhaften – Aussagen zur Gebietsverdunstung. Die Tatsache, daß sich mit der Höhenlage nahezu alle die Verdunstung beeinflussenden Faktoren ändern und Freilandmessungen im (Nord-)Alpenraum unterrepräsentiert sind, bereitete auch den zum Vergleich herangezogenen Ansätzen von ENDERS (1979) und BAUMGARTNER et al. (1983) Probleme.

Aufgrund dieser schwierigen Ausgangslage zur Beurteilung der Verdunstung im Alpenraum bedienten sich die genannten Autoren einer kombinierten klimatologisch-hydrologischen Methodik. Dabei geschieht die Abschätzung der mittleren Gebietsverdunstung als Bestimmung der Restgröße aus der Wasserhaushaltsgleichung der betrachteten Einzugsgebiete (Verdunstung = Niederschlag minus Abfluß). Zur Entwicklung der regionalen Höhenverteilung in den Verdunstungskarten wird bei diesen Autoren auf eine von Niederschlag und Abfluß unabhängige Höhenfunktion der Temperatur zurückgegriffen, wie sie bereits in die Darstellungen von Autoren wie REICHEL (1957), STEINHÄUSER (1970), KERN (1975) oder zuvor WUNDT (1939) Eingang fanden (zit. in BAUMGARTNER et al. ebd.).

Bei der überschlägigen Berechnung der mittleren Gebietsverdunstung (E) aus den gemessenen (bzw. auch interpolierten) Größen Abfluß (D) und Niederschlag (P) gehen dabei systematisch alle Fehler ein, mit denen die ermittelten Ausgangswerte P und D behaftet sind. Der bei der Niederschlagsmessung mit der Seehöhe i.d.R. zunehmende Fehler bewirkt nach BAUMGARTNER et al. mit großer Wahrscheinlichkeit zu niedrig berechnete Verdunstungswerte im Gebirge. Zudem sind die Werte von Niederschlag und Abfluß im Verhältnis zu den Verdunstungshöhen zu groß, so daß sich Fehler bei P und D besonders stark verfälschend auf die Verdunstung (E) auswirken (ebd.).

Hinzu treten die als Relieffaktoren bei ENDERS (ebd.) ausführlich behandelten orographischen Einflüsse, von denen auch BAUMGARTNER et al. – jedoch ohne erkennbare Konsequenzen – annehmen, daß sie eine Erhöhung der wirklichen Verdunstungsmengen gegenüber den Werten ergeben, die sich aus der Integration der Verdunstungshöhen über die zweidimensionale Kartenfläche ableiten lassen.

Gegenläufig zu diesen Tendenzen einer möglichen Unterschätzung der Verdunstung im Gebirge kann sich insbesondere bei kleinräumigen Betrachtungen eine Unterbewertung der an Pegeln gemessenen Abflüsse erweisen. Dies erschwert gerade auch im Berchtesgadener Untersuchungsgebiet aufgrund des dort häufig anzutreffenden Karstes hydrologische Bilanzierungen.

Eine Abwägung der vorstehenden Aspekte ist auf der Basis des verfügbaren Beobachtungsmaterials kaum möglich. Exakte Grundlagen können tatsächlich nur in speziellen alpinen Untersuchungsgebieten gewonnen werden. Dies gilt jedoch ebenso für die Arbeiten von BAUMGARTNER et al. und ENDERS, stellt also nicht einmal ein Spezifikum der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ bzw. der vorliegenden Arbeit dar.

Die Unsicherheiten bei der Ableitung des Datenmodells, die zunächst deutliche Überschätzungen des Beitrags der Vegetation zur Verdunstung hervorriefen, scheinen also nicht allein von methodischer Beschaffenheit zu sein. Nicht zuletzt müssen sie auf die schwierige Fassung des enormen Höhengradienten im Untersuchungsgebiet zurückgeführt werden.

Ökologische Planung:

Ein abzustimmendes „Bündel“ regionalisierter Umweltqualitätsziele

„Ökologische Eckwerte“ wurden hier im Sinne bewerteter Anteile am „Nutzungsmuster“ des betrachteten Landschaftsausschnitts verstanden. Die Tragfähigkeit der – zunächst jeweils fachsektoral und damit vorläufig – gesetzten Schwellenwerte zeigt sich zum einen im nachfolgenden Abwägungsprozeß mit anderen, ggf. konkurrierenden medialen Zielen zur Umweltqualität. Dabei kann es im Zuge einer „Kompromißfindung“ auch zu Modifikationen sektoraler (Teil-)Ziele kommen.

Zum anderen erweist sich der Umfang des mit Zielprojektionen belegten Flächenanteils („vorrangig minimieren / beibehalten“) als Maß für die Akzeptanz und Umsetzungsfähigkeit der damit dokumentierten Werthaltungen. Das methodische Grundgerüst zur weiteren Behandlung konkurrierender Umweltqualitätsziele wurde noch in der Synthesephase der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ gelegt; eine Veröffentlichung steht jedoch noch aus.

Die in Anlehnung an den „amoeba-approach“ (vgl. KNAUER 1990) während der Synthesephase des Berchtesgadener Projekts exemplarisch und pointiert vorgetragene Frage des Umweltbundesamtes: „Wieviel Trollblumen braucht der Nationalpark?“ wurde hier nicht direkt beantwortet. Dies bedeutete eine Absage an die alleinige Verwendung „fester“ – oft aus historischen Leitbildern entwickelten – Umweltstandards.

Stattdessen wurde ein Verfahren zur Regionalisierung übergeordneter Umweltqualitätsziele gewählt, das relative Schwellenwerte innerhalb regionaler Zielerfüllungsgrade des vorgefundenen Spektrums an Ökosystemtypen verwendet: Damit wurde also bewußt keine allgemeingültige Grenzwertkonzeption verfolgt. In ähnliche Richtung geht auch die aktuelle Kritik an den in der Verwaltungsvorschrift (Entwurf) zum UVP-Gesetz dargestellten Orientierungswerten; denn eine regional unreflektierte Anwendung bundesweiter Umweltstandards ist kaum praktikabel.

An deren Stelle tritt also der Gedanke eines möglichst transparenten, iterativ im Abgleich der „Interessen“ stattfindenden ökologisch orientierten Planungsprozesses. Im günstigsten Falle könnte dies in einen – auf fester Vereinbarung methodischer Regeln aufbauenden – „individualisierten“ Planungsprozeß münden.

Vielleicht kann damit am ehesten ein Abbild der gesellschaftlichen Situation bei der Umsetzung und Abstimmung umweltpolitischer Leitlinien dargestellt werden. Denn querschnittsorientierte, aus einer „Feder“ stammende Umwelt-Leitplanungen – wie es z.B. die Landschafts-

planung i.w.S. „eigenmotiviert“ gerne darstellen würde – wird es wohl auf absehbare Zeit kaum tatsächlich geben (vgl. KÖPPEL et al. 1992).

Das von HABER (1992) vorgetragene Unbehagen, ob man denn überhaupt „ökologisch planen“ könne, kann hier angeschlossen werden. Angesprochen wird dabei zum einen die nicht zu übersehende Ineffektivität so mancher großen, fachübergreifenden und langfristigen Planung. Davon wurde schon im Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen von 1987 (SRU 1987) die Landschaftsplanung i.w.S. nicht ausgenommen. Und schließlich verweist HABER (ebd.) in seiner Kritik des gegenwärtigen Planungsverständnisses auf Argumente der sog. Chaos-Theorie bzw. Tendenzen ökosystemarer Selbstorganisation, die sich einem „dirigistischem“ Planungsverständnis entzögen.

Ein Einsatz der in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ in sog. Merkmalstabellen angebotenen und mit Hilfe des Informationssystems in den raumbezogenen Konsequenzen abbildbaren Datensätze kann in diesem Sinne auch nicht den „anwendenden“ Wissenschaftler bzw. „ökologisch orientierten“ Planer entbehren (KERNER et al. 1991 b, HERRMANN et al. 1991).

Die meisten der zur Verdeutlichung der Methodik bewußt einfach hergeleiteten, schließlich als „ökologische Eckwerte“ resultierenden Bewertungsergebnisse in der vorliegenden Arbeit überraschen keineswegs. Jedoch sollte deutlich werden, daß es gelingen kann, prozeßorientierte, „ökosystemar“ verstandene Kenngrößen (hier der Vegetation) weitgehend planerisch verfügbar zu machen (zu „operationalisieren“).

Bei den alternativ zu den „Negativlisten“ angestrebten Formen der Landnutzung handelt es sich in den gewählten Beispielen weitgehend um Wälder. Selbst in einem Untersuchungsgebiet wie dem Nationalpark Berchtesgaden mit seinem erheblichen Anteil an lediglich halb-natürlichen Ökosystemen könnte jedoch der Einwand geltend gemacht werden, daß all jene Leitbilder als fragwürdig zu be-

trachten seien, die am „Landnutzungssystem“ vorbei entwickelt werden (PFADENHAUER & KRÜGER 1991); zumindest für „Normallandschaften“ wird ja oftmals der Gedanke der Integration des Naturschutzes in die jeweilige Landnutzung verfolgt (vgl. ebd.). Dieser Einwand greift umso mehr im noch deutlicher anthropogen überprägten Vorfeld des Alpenparks.

Die Weiterverfolgung der in Kap. 6 offenbleibenden Konfliktsituationen zwischen den Umweltqualitätszielen zum Wasserhaushalt und einer im Sinne des Arten- und Gemeinschaftsschutzes charakterisierten „Pflanzenwelt“ wurde hier nicht dargestellt. Dies bleibt einer planerischen Behandlung und Abwägung, also jenseits der hier betrachteten Schnittstelle vorbehalten. Dazu bietet sich gerade im mittlerweile auch als Biosphärenreservat ausgewiesenen Untersuchungsgebiet (ERDMANN 1992) auf der Basis der Vorarbeiten aus der „Angewandten Ökosystemforschung“ eine naheliegende Chance: Entsprechend der Vorgabe aus der Nationalparkverordnung (und auch im Sinne des Zonierungsgedankens der Biosphärenreservate, ERDMANN & NAUBER 1992) gilt es, zunächst zwar sektorale, dann aber zu „bündelnde“ und abzustimmende Umweltqualitätsziele umfassend darzulegen und zu regionalisieren.

Als letzter „Baustein“ in diesem Ausblick ist schließlich die Umweltbeobachtung (SRU 1990) zu nennen. Neben übergeordneten, national und international einzubindenden Aufgaben einer ökologischen Umweltbeobachtung in Biosphärenreservaten (TÖPFER 1992, ERDMANN & NAUBER ebd.) kommt einem solchen „Monitoring“ die Aufgabe einer Erfolgskontrolle zu: Denn es gibt keine „zweckfreie“ Umweltbeobachtung; vielmehr ist diese immer nur als „Messung“ des zeitpunktbezogenen Erfüllungsgrades von angestrebten Umweltqualitäten interpretierbar. Der in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ erreichte Kenntnisstand und Erfahrungshorizont wird dazu seit Anfang 1992 hinsichtlich einer „Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung“ als Pilotprojekt für die deutschen Biosphärenreservate ausgewertet und weiterentwickelt (UBA 1992).

8 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ (besser: „Angewandte Landschaftssystemforschung“). Dabei wird die Vegetation als elementare Prozeßeinheit der Landschaft verstanden. Prozeßorientierte Eigenschaften der Vegetation werden exemplarisch einer Semi-Quantifizierung in Form von Kenngrößen zugänglich gemacht. Dies geschieht unter Nutzung von regionalisierten Hilfsgrößen zur physiognomischen und floristischen Vegetationsstruktur.

Die ausgewählten Kenngrößen charakterisieren den durch die „Pflanzendecke“ in Form von Interzeption und Transpiration geleisteten Beitrag zum Wasserhaushalt der Landschaft. Auf lokale Erhebungen zur Bestandesinterzeption und -transpiration konnte jedoch nicht zurückgegriffen werden. Daher basiert das Verfahren auf der modifizierten Übertragung von Eckwerten aus der Literatur auf das regional zu bewertende Spektrum an Ökosystemtypen. Es entsteht ein erstes, generalisiertes Gerüst an Kenngrößen (Datenmodell); beschrieben wird jedoch zunächst nur die „potentielle“ Fähigkeit der Vegetation, durch ihren Verdunstungsbeitrag die Wasserbilanz zu beeinflussen.

Als räumliche Bezugseinheiten dienen durchgängig die in der „Angewandten Ökosystemforschung Berchtesgaden“ ausgeschiedenen Ökosystemtypen. Ein Geographisches Informationssystem stellt diese Integrationsebene technisch bereit. Mit Hilfe der flächendeckend aus Luftbildern kartierten Ökosystemtypen werden die Kenngrößen für das gesamte Untersuchungsgebiet verfügbar.

Die wohl wichtigste Fehlerquelle für das Datenmodell ergibt sich bei der Übertragung von Literaturdaten aus niedrigeren bzw. Mittelgebirgslagen in das Untersuchungsgebiet am Alpennordrand, denn mit der Höhe ändern sich nahezu alle, die Verdunstung beeinflussenden Faktoren. Klimatisch wirksame Standortparameter, wie die Höhenlage, die Niederschlagsverteilung und die potentielle Evapotranspiration erfahren also zunächst eine Behandlung als „black box“. Deshalb wurde eine erste „Eichung“ der

abgeleiteten Kenngrößen im Hinblick auf diese klimatischen Rahmenbedingungen angestrebt.

Dies geschieht durch den Vergleich mit kleinmaßstäblich vorliegenden Modellvorstellungen anderer Autoren zur Gebietsverdunstung der Untersuchungsregion (unter Nutzung der analytischen Möglichkeiten des eingesetzten Geographischen Informationssystems). Aus diesem Vergleich resultiert eine fortgeschriebene, in den Größenordnungen deutlich reduzierte Vorstellung des Beitrags der Vegetation zum Wasserhaushalt im Biosphärenreservat. Die weitere Validierbarkeit des derart überarbeiteten Datenmodells sowie die ohnehin schwierige Fassung des Verdunstungsgradienten im Hochgebirge wird diskutiert.

Im Rahmen einer Fallstudie zur Regionalisierung und flächenscharfen Abbildung von Umweltqualitätszielen wird die planerische Handhabbarkeit der erarbeiteten Kenngrößen aufgezeigt. Dies erfolgt exemplarisch für Aspekte der Wasserbilanz (Minimierung des Oberflächenabflusses und Erhöhung der Tiefenversickerung). Das Ergebnis stellt eine im Sinne des übergeordneten Umweltqualitätsziels regionalisierte Bemessung von Zielerfüllungsgraden des vorgefundenen „Nutzungsmusters“ dar.

Mit dem dabei verfolgten Konzept iterativ abzustimmender, sektoraler Schwellenwerte tritt der Gedanke eines kritik- und diskussionsfähigen ökologisch orientierten Planungsprozesses an Stelle einer Verwendung „fester“ Umweltstandards. Darüberhinaus erfolgt eine methodische Darstellung möglicher Zielkonflikte zwischen derartigen prozeßorientierten Ansätzen sowie herkömmlichen Leitbildern des Arten- und Biotopschutzes. Eine umfassende Darstellung und „Bündelung“ fachsektoraler und schließlich abzustimmender Leitbilder bleibt jedoch der weiteren Planung bzw. dem Management im Alpen- und Nationalpark vorbehalten.

Grundlegende Hypothese für die gesamte Arbeit war der Gedanke, daß es an der Schnittstelle von ökologischer Forschung und Planung erforderlich sei, einfache Verfahren zur Operationalisierung der abstrakten „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ (BNatSchG) und damit zur Effektivierung ökologischer Planungsverfahren zu entwickeln. Die dabei erkennbare Suche nach einem Kompromiß im Spannungsfeld zwischen planerischer Erfordernis und wissenschaftlicher Absicherung beschreibt ein aktuelles Dilemma der ökologischen Planung.

9 Literaturverzeichnis

9.1 Publierte Quellen

- AG UNESCO/WMO, 1983: Hydrologische Untersuchungsgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilungen aus dem Tätigkeitsbereich der Arbeitsgruppen des Nationalkomitees der Bundesrepublik Deutschland für das Internationale Hydrologische Programm der UNESCO und für das Operationelle Hydrologische Programm der WMO, Heft 4, Koblenz.
- ARL (Akademie für Raumforschung und Landesplanung), 1991: Anforderungen an ein neues Bundesnaturschutzgesetz. Vorschläge der ad hoc-Arbeitsgruppe. Naturschutz und Landschaftsplanung, 4/91: 168–169.
- ASHDOWN, M., SCHALLER, J., 1990 (Hrsg.): Geographische Informationssysteme und ihre Anwendung in MAB-Projekten, Ökosystemforschung und Umweltbeobachtung. MAB-Mitteilungen 34, Schriftenreihe des Deutschen Nationalkomitees für das UNESCO-Programm MAB. Bonn.
- BACHMANN, G., 1985: Bodenschutz. Überlegungen zur Einbeziehung in Schutzkonzepte. Schriftenr. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung (Hrsg.: Fachbereich Landschaftsentwicklung der TU Berlin), Nr. 28, 153 S.
- BALAZS, A., 1982: Interzeptions-Verdunstung des Waldes im Winterhalbjahr als Bestimmungsgröße des nutzbaren Wasserdargebotes. Beitr. zur Hydrologie, Sonderheft 4: 79–101.
- BAUER, E., 1962: Ergebnisse der mehrjährigen Nebelniederschlagsmessungen im Hunsrück und Eifel. Dt. Gewässerkundl. Mitt. 6: 118–119.
- BAUMGARTNER, A., 1967: Energetic bases for differential vaporization from forest and agricultural lands. In: SOPPER, W. & LULL, H. (Hrsg.): 381–390.
- BAUMGARTNER, A., REICHELT, E., WEBER, G., 1983: Der Wasserhaushalt der Alpen. Niederschlag, Verdunstung, Abfluß und Gletscherspende im Gesamtgebiet der Alpen im Jahresdurchschnitt für die Normalperiode 1931–1960. München, Wien: Oldenbourg. 343 S.
- BEESE, F., 1984: Verhalten von Ökosystemen und die Funktion von Böden als Teilsystem. In: Fachbereich Landschaftsentwicklung der TU Berlin (Hrsg.), 1984: Ökosystemorientierte Landschaftsplanung. Beiträge aus den Bereichen Bodenkunde und Limnologie. Schriftenr. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Nr. 22: 176–191.
- BENECKE, P., 1984: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nieders. Forstl. Versuchsanst., Bd. 77. Frankfurt/Main, 158 S.
- BERBERICH, W., 1989: Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. Untersuchungen der Lebensraumsprüche und der Aktivitätsrhythmik des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*) im Alpenpark Berchtesgaden. Forschungsberichte Nationalpark Berchtesgaden 17: 1–68.
- BLAB, J., 1988: Bioindikation und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. Natur und Landschaft, 63 (H. 4): 147–149.
- BOSSEL, H., 1987: Introduction to Systems Analysis. In: Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“: Ecologic-Socioeconomic System Analysis and Simulation: A Guide for Application of System Analysis to the Conservation, Utilization and Development of Tropical and Subtropical Land Resources in China, MAB-Mitteilungen 24: 51–76.
- BRAHMS, N., v. HAAREN, Ch., JANSSEN, U., 1989: Ansatz zur Ermittlung der Schutzwürdigkeit der Böden im Hinblick auf das Biotopotential. Landschaft + Stadt 21 (3), 110–114.
- BRECHTEL, H.M., 1969: Wald und Abfluß. Methoden zur Erforschung der Bedeutung des Waldes für das Wasserdargebot. Dtsch. Gewässerkd. Mittlg., Sonderheft: 24–31.
- BRECHTEL, H.M., 1970: Wald und Retention – Einfache Methoden zur Bestimmung der lokalen Bedeutung des Waldes für die Hochwasserdämpfung. Dtsch. Gewässerkundl. Mittlg. 14: 91–103.
- BRETTSCHNEIDER, G., 1990: Vermittlung ökologischen Wissens im Rahmen des MAB-Programmes. Erarbeitung eines spezifischen Programmbeitrages für das UNESCO-Programm „Man and the Biosphere“ (MAB). MAB-Mitteilungen 32.
- BRÖRING, U. & WIEGLEB, G., 1990: Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? Natur und Landschaft 65 (H. 6): 283–292.
- BÜCKING, W. & KREBS, A., 1986: Interzeption und Bestandesniederschläge von Buche und Fichte im Schönbuch. In: EINSELE, G. (Hrsg.): Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch, S. 113–131, DFG-Forschungsbericht. Weinheim.
- BURGY, R.H. & POMEROY, C.A., 1958: Interception losses in grassy vegetation. Trans. Amer. Geophys. Union, 39: 1095–1100.
- CERNUSCA, A., 1984: Das MAB-6-Pilotprojekt „Alpine Ökosysteme“. Der Beitrag der Arbeitsgruppe Innsbruck zum Österreichischen MAB-Hochgebirgsprogramm. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Bern 1982), Bd. XII: 59–71.
- DAUNICHT, W.D., SALSKI, A., SPERLBAUM, C., 1991: Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette: Ein Prognosemodell über den Bruterfolg von Feldlerchen (*Aves: Alauda arvensis*) – Ansatz mit „Fuzzy Set Theory“. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990) Bd. 20: 211–215.
- DELFS, J., 1955: Die Niederschlagszurückhaltung im Wald (Interzeption). Mitt. d. Arbeitskr. „Wald und Wasser“ 2, Koblenz.
- DELFS, J., FRIEDRICH, W., KIESEKAMP, H. & WAGENHOFF, A., 1958: Der Einfluß des Waldes und des Kahlschlags auf den Abfluvvorgang, den Wasserhaushalt und den Bodenabtrag. Aus dem Wald, 3.
- DURWEN, K.-J., 1991: Fehlinformationen durch Informationssysteme? Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990), Bd. 20: 715–719.
- DVWK-Fachauschuß Verdunstung, 1990: Stand der Verdunstungsermittlung in der Bundesrepublik Deutschland. In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (Hrsg.), 1990: Grundlagen der Verdunstungsermittlung und Erosivität von Niederschlägen. Schriftenr. des DVWK, H. 86: 1–77.
- EGGELSMANN, R., o.J.: Die Verdunstung der Hochmoore und deren hydrographischer Einfluß. Dtsch. Gewässerkundl. Mittlg. 8, H. 6.
- EIDMANN, F.E., 1959: Die Interzeption in Buchen- und Fichtenbeständen. Assoc. of Scientific Hydrology, Publication 49: 5–25.
- ELLENBERG, H., 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 3. Aufl., Stuttgart: Ulmer. 989 S.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J., 1986: Ökosystemforschung – Ergebnisse des Solling-Projekts. Stuttgart: Ulmer. 507 S.

- ENDERS, G., 1979: Theoretische Topoklimatologie. Forschungsber. Nationalpark Berchtesgaden Nr. 1: 92 S.
- ERBGUTH, W., 1991: Entwicklungen im Recht der Umweltplanung. Städtebau- und Naturschutzrecht, Umwelteinplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 5/91: 197–200.
- ERDMANN, K.-H., 1992: Biosphärenreservate. Instrument des Umwelt- und Naturschutzes. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Berlin 1991), Bd. 21: 261–266.
- ERDMANN, K.-H. & NAUBER, J., 1992: Biosphärenreservate - Instrument zum Schutz, zur Pflege und zur Entwicklung von Natur- und Kulturlandschaften. In: ERDMANN, K.-H. & NAUBER, J., 1992: Beiträge zur Ökosystemforschung und Umwelterziehung. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees, Nr. 36: 15–24.
- FISCHER, A. & PFADENHAUER, J., 1991: Rote Listen von Pflanzengesellschaften. Naturschutz und Landschaftsplanung 6/91: 229–232.
- FLECK, W., 1986: Bodenwasserbilanz, Streuverdunstung und Wasserverbrauch von Buche und Fichte auf Standorten und in Einzugsgebieten des Schönbuchs. In: EINSELE, G., (Hrsg.): Das Landschaftsökologische Forschungsprojekt, Naturpark Schönbuch: 133–160. DFG-Forschungsbericht.
- FRANZ, H.P., 1984: Analyse eines umfassenden Forschungsprogramms. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees, Nr. 18. Bonn.
- FRÄNZLE, O., 1990: Ökologische Informationssysteme als Grundlage der Raumplanung. In: ELSASSER, H. & KNOEPFEL, P. (Hrsg.): Umweltbeobachtung. Geographisches Institut der Universität Zürich. Vol.8: 35–63.
- FREY, W., 1977: Wechselseitige Beziehungen zwischen Schnee und Pflanzen – Eine Zusammenstellung anhand von Literatur. Mittlg. d. Eidgenöss. Institut für Schnee- und Lawinenforschung, Nr. 34.
- FÜRST, D. 1990: Umweltqualitätsstandards im System der Regionalplanung? *Landschaft + Stadt* 22 (2): 73–77.
- GASH, J.H.C. & STEWART, J.B., 1977: The evaporation from Thetford Forest during 1975. *J. Hydrol.*, 35: 385–396.
- GEIGER, R., 1961: Das Klima der bodennahen Luftschicht. Braunschweig. 646 S.
- GERKE, H., 1987: Untersuchungen zum Wasserhaushalt eines Kalkbuchenwald-Ökosystems und zur Wasserbewegung in flachgründigen Böden und im durchwurzelten Kalkgestein als Grundlage zur Modellentwicklung. *Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme / Waldsterben*, Universität Göttingen. Reihe A, Bd. 27.
- GLAWION, R. 1989: Geoökologische Kartierung nach dem GÖK 25-Konzept und ihre ökologische Planungsrelevanz. *Verhandl. Ges. f. Ökologie* (Essen 1988) Band XVIII: 627–635.
- GOODELL, G.C., 1963: A reappraisal of precipitation interception by plants and attendant water loss. *Soil and Water Conserv.* 18: 231–234.
- GOSSMANN, H., 1991: Die Nutzung Geographischer Informationssysteme in der Angewandten Klimatologie. *Geo-Informationssysteme* 4 (H. 3/91): 3–7.
- GROSSMANN, W.D. & CLEMENS-SCHWARTZ, B., 1986: Das Modell OLIMP: Zeitliche Auswirkungen und Rückwirkungen Olympischer Winterspiele. In: HABER, W. (Hrsg.), 1986: Mögliche Auswirkungen der geplanten Olympischen Winterspiele 1992 auf das Regionale System Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees, Nr. 22: 46–75
- GRUNOW, J., 1955: Der Niederschlag im Bergwald. *Forstwiss. Centralblatt* 74: 21–36.
- GUSTEDT, E., KNAUER, P., SCHOLLES, F., 1989: Umweltqualitätsziele und Umweltstandards für die Umweltverträglichkeitsprüfung. *Landschaft + Stadt* 21 (1): 9–14.
- HAASE, G. (Hrsg.), 1991: Naturraumerkundung und Landnutzung. Geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen. *Beiträge zur Geographie*, Bd. 34. Berlin: Akademie Verlag.
- HABER, W., 1986: Über die menschliche Nutzung von Ökosystemen – unter besonderer Berücksichtigung von Agrarökosystemen. *Verhandl. Ges. f. Ökologie* (Hohenheim 1984), Bd. XIV: 13–24.
- HABER, W. (Hrsg.) 1986: Mögliche Auswirkungen der geplanten Olympischen Winterspiele 1992 auf das Regionale System Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees, Nr. 22. Bonn.
- HABER, W., 1989: Notwendigkeit und Funktion von Umweltstandards. In: Akademie der Wissenschaften zu Berlin, *Jahrbuch 1988*: 263–295. Berlin: de Gruyter.
- HABER, W., 1992: Erfahrungen und Erkenntnisse aus 25 Jahren der Lehre und Forschung in Landschaftsökologie: Kann man ökologisch planen? In: DUHME, F., LENZ, R., SPANDAU, L. (1992): 25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Prof. Dr. Dr. h. c. W. Haber: 1–28.
- HABER, W., GROSSMANN, W.D., KERNER, H., KUNZ, A., RICHTER, U., SCHALLER, J., SITTARD, M., SPANDAU, L., 1983: Ökosystemforschung Berchtesgaden. Durchführung des MAB-Projektes „Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme“. Ziele, Fragestellungen und Methoden. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees Nr. 16. Bonn.
- HABER, W., SPANDAU, L., TOBIAS, K. (Hrsg.), 1990: Ökosystemforschung Berchtesgaden. 1. Schlußbericht über die Arbeiten der Fachdisziplinen (Hauptphase). 2. Umweltqualitätsziele für den Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. *Umweltbundesamt-Texte* 15/90.
- HEEB, J., 1991: Haushaltsbeziehungen in Landschaftsökosystemen topischer Dimensionen in einer Elementarlandschaft des Schweizerischen Mittellandes. Modellvorstellungen eines Landschaftsökosystemes. *Physiographica* (Basler Beiträge zur Physiographie), Bd. 14.
- HEEB, J. & MOSIMANN, M., 1991: Ausscheidung von Pufferräumen für Schutzgebiete unter stoffhaushaltlichem Aspekt. *Verhandl. Ges. f. Ökologie* (Freising-Weihenstephan 1990) Bd. 20: 465–475.
- HEHL, S. & LANGE, E., 1988: Erstellen und Überprüfen EDV-erzeugter Vegetationskarten. Am Beispiel der alpinen Stufe im Nationalpark Berchtesgaden. *Schriftenr. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, Fachbereich Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Sonderheft S 2.
- HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.), 1991: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. *Berichte aus der ökologischen Forschung* (Hrsg.: Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger Biologie, Energie und Ökologie), Bd. 4/91.
- HERRMANN, Th., KÖPPEL, J.G., KRÜGER, G.M., MOSER, M., 1990: Fachbereich 02 („Vegetationskunde“). In: HABER, W., SPANDAU, L., TOBIAS, K. (Hrsg.): Ökosystemforschung Berchtesgaden. 1. Schlußbericht über die Arbeiten der Fachdisziplinen (Hauptphase). *Umweltbundesamt-Texte* 15/90: 85–94.
- HERRMANN, Th., JESSEL, B., KÖPPEL, J., SCHMALZ, K., 1991: Bedeutung, Struktur und Realisierbarkeit von Informationssystemen für die Planung im Bereich Arten- und Biotopschutz. In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.): 367–383.
- HIBBERT, A.R., 1967: Forest treatment effects on water yield. In: SOPPER, W., & LULL, H. (Hrsg.): 527–543.

- HOYNIGEN-HUENE, J. v., 1981: Der Wasserhaushalt von Kulturpflanzen aus mikrometeorologischer Sicht. Agrarspektrum, Bd. 1 (Landwirtschaft und Wasserhaushalt): 108–131.
- HOYNIGEN-HUENE, J. v., 1983: Die Interzeption des Niederschlags in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. In: DVWK (Hrsg.): Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt, H. 57: 1–53.
- JARVIS, M.S. & JARVIS, P.G., 1972: Staffell's Plant Ecology. London. English translation of STALFELT, M.G., 1969: Växteknologi.
- JESSEL, B., KÖPPEL, J., LANG, R., SPANDAU, L., 1990: Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen in Ökosysteme. Laufener Seminarbeiträge 5/90, Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL): 20–27.
- JÖRGENSEN, S.E., 1986: Fundamentals of Ecological Modelling. Developments in Environmental Modelling, 9. Elsevier. 392 S.
- KAENDLER, G., 1986: Die Ermittlung von Bestandsparametern als Eingangsgrößen für Interzeptionsmodelle mit Hilfe aerophotogrammetrischer Verfahren. Mittlg. d. Forstl. Versuchs- und Forschungsanst. Baden-Württemberg, H. 127.
- KELLER, R., 1951: Natur und Wirtschaft im Wasserhaushalt der rheinischen Landschaften und Flußgebiete. Forsch. zur Dt. Landeskunde, Bd. 57.
- KELLER, R., 1962: Gewässer und Wasserhaushalt des Festlandes. Leipzig: Teubner. 520 S.
- KERN, K.G., 1966: Wachstum und Umweltfaktoren im Schlag- und Plenterwald. Schriftenr. Forstl. Abl. Univ. Freiburg i. Br., I.
- KERN, H., 1971: Niederschlagshöhen Jahr, Sommerhalbjahr, Winterhalbjahr 1931 – 1960. 3 Karten 1:500.000, hrsg. v. Oberste Baubehörde im Bayer. Staatsministerium d. Innern, München.
- KERN, H., 1975: Mittlere, jährliche Verdunstungshöhen, 1931–1960. 3 Karten 1:500.000, hrsg. v. Oberste Baubehörde im Bayer. Staatsministerium d. Innern, München.
- KERNER, H.F., KÖPPEL, J., SPANDAU, L., TOBIAS, K., 1990: Umweltqualitätsziele für den Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. In HABER, W., SPANDAU, L., TOBIAS, K. (Hrsg.): Ökosystemforschung Berchtesgaden. Umweltbundesamt-Texte 15/90, Berlin.
- KERNER, H.F., KÖPPEL, J., SPANDAU, L., 1991 a: Eine Methode zur Handhabung und räumlichen Differenzierung von Umweltqualitätszielen – unterstützt durch den Einsatz eines Geographischen Informationssystems. Verhandl. der Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan), Bd. 20: 695–705.
- KERNER, H.F., SPANDAU, L., KÖPPEL, J.G. (Hrsg.) 1991 b: Methoden zur angewandten Ökosystemforschung. Werkstattbericht, entwickelt im MAB-Projekt 6 „Ökosystemforschung Berchtesgaden“. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees, Nr. 35.1 und 35.2. Bonn).
- KIRWALD, E., 1944: Wasserhaushaltstechnik. Neudamm.
- KLEYER, M., KAULE, G., HENLE, K., 1991: Landschaftsbezogene Ökosystemforschung für die Umwelt- und Landschaftsplanung. Z. Ökologie und Naturschutz 1: 35–50.
- KNAUER, P., 1990: Umweltqualitätszielkonzepte und Umweltinformationssysteme als Instrument der Umweltpolitik. Laufener Seminarbeitr. 6/90, Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL): 36–43.
- KNAUER, P., 1991: Anforderungen an Umweltinformationssysteme. Verhandl. Ges. für Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990), Bd. 20: 643–650.
- KNAUER, P. & SURBURG, U. 1990: Umweltqualitätszielkonzepte als Instrument der Umweltpolitik. UVP-Report, 3/91: 38–55.
- KÖPPEL, J., SCHALLER, J., SPANDAU, L., 1986: Die Bilanzierung der Einflüsse am Jenner. In: HABER, W. (Hrsg.): Mögliche Auswirkungen der geplanten Olympischen Winterspiele 1992 auf das Regionale System Berchtesgaden. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees, Nr. 22: 141–198.
- KÖPPEL, J.G. & JESSEL, B., 1990: Bewertungsverfahren und Beweissicherung in Umweltverträglichkeitsstudien. Laufener Seminarbeitr. 6/90. Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL): 49–58.
- KÖPPEL, J.G., MAYER, F., SCHMALZ, K.V., STEIB, W., 1991: Die ökologische Rahmenuntersuchung zum geplanten Donauausbau zwischen Straubing und Vilshofen. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Osnabrück 1989), Bd. XIX/III: 671–679.
- KÖRNER, C., 1977: Evapotranspiration und Transpiration verschiedener Pflanzenbestände im alpinen Grasheidegürtel der Hohen Tauern. In: CERNUSCA, A. (1977): Alpine Grasheide Hohe Tauern. Veröff. österr. MaB-Hochgebirgsprogramm Hohe Tauern, Bd. 1: 47–68.
- KÖRNER, C., HOFLACHER, H., WIESER, G., 1978: Untersuchungen zum Wasserhaushalt von Almflächen im Gasteiner Tal. In: CERNUSCA, A. (Hrsg.), 1978: Ökologische Analysen von Almflächen im Gasteiner Tal. Veröff. österr. MAB-Hochgebirgsprogramm Hohe Tauern, Bd. 2. Innsbruck: Wagner. 390 S.
- KÖRNER, C., WIESER, G., GUGGENBERGER, H., 1980: Der Wasserhaushalt eines alpinen Rasens in den Zentralalpen. In: Veröff. d. österr. MaB-Hochgebirgsprogramm Hohe Tauern, Bd. 3: 243–264.
- KÖSTER, A., 1986: Zur Quantifizierung ökologischer Leistungen des ländlichen Raumes. Schriftenreihe Regionalpolitik und Umweltschutz im ländlichen Raum, Bericht Nr. 22. Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- KOŁODZIEJCOK, K.-G. & RECKEN, J., 1977: Kommentar zum Bundesnaturschutzgesetz. Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege – 1, 1107, 8. In: Naturschutz, Landschaftspflege und eigenschlägige Regelungen des Jagd- und Forstrechts. Berlin: Erich Schmidt.
- KÜCHLER, A.W. & ZONNEVELD, I.S. (Hrsg.), 1988: Vegetation mapping. Handbook of Vegetation Science. Vol. 10. Dordrecht.
- LADEFOGED, K., 1963: Transpiration of forest trees in closed stands. Physiologica plantarum 16: 378–414.
- LAMBRECHT, K., RAMERS, H., REGER, G., SOKOLLEK, U., WOHLRAB, B. 1979: Einfluß der Bodennutzung auf Grundwasserneubildung und Grundwassergüte. Berichte zur Landeskultur (Hrsg.): Hess. Minister für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten. Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- LARCHER, W., 1976, 1980 und 1984: Ökologie der Pflanzen. 2., 3. und 4. Aufl., Stuttgart: Ulmer.
- LENZ, R., RIEDEL, B., VOERKELIUS, U., 1990: Landschaftsanalyse mittels Ökosystemtypen und -potentialen und ihre Bedeutung für die Planung. Landschaft und Stadt 22 (3): 84–87.
- LENZ, R. & SCHALL, P., 1991: Theorie und Modellierung von Waldschadensprozessen im Fichtelgebirge – ihre hierarchische Strukturierung und technologische Anwendung. Verh. Ges. f. Ökologie (Osnabrück 1989), Bd. XIX/III: 647–661.
- LEONARD, R.E., 1967: Mathematical theory of interception. In: SOPPER, W., & LULL, H. (Ed.): 131–136.
- LESER, H. & KLINK, H.-J., 1988: Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000. Forschungen zur Deutschen Landeskunde, Bd. 228, Trier. 349 S.

- LEUSCHNER, Ch., 1986: Niederschlags-Interzeption aus ökologischer Sicht: Mikrometeorologische und physiologische Untersuchungen in krautigen Pflanzenbeständen. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, Universität Göttingen. Reihe A, Bd. 23.
- LIPPERT, W., 1966: Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Berchtesgaden. Berichte der Bayer. Bot. Gesellschaft 39: 67–122.
- LÖHMANNSRÖBEN, R. & CERNUSCA, A., 1990: Bodenverhältnisse, Oberflächenabfluß und Erosionsgefährdung im Skigebiet am Stubnerkogel. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Osnabrück 1989) Band XIX/II: 726–734.
- MAGNUS, K., 1915: Die Vegetationsverhältnisse des Pflanzenschonbezirks bei Berchtesgaden. Berichte der Bayer. Bot. Gesellschaft 15.
- MANDERSCHIED, B. & HAUHS, M., 1991: Aufbau und ökologische Inhalte eines Forstlichen Informationssystems – Monitoring und Regionalisierung. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990) Bd. 20: 673–684.
- MARKS, R. (Hrsg.), 1989: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts. Forsch. z. Dtsch. Landeskunde, Bd. 229, Trier.
- MAYER, H., 1959: Waldgesellschaften der Berchtesgadener Kalkalpen. Mitt. Staatsforstverw. Bayerns 30: 164–216.
- MAYER, H., 1976: Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege. Stuttgart: G. Fischer, 436 S.
- MAYER, F., STEIB, W., KÖPPEL, J.G., HOLFTER, B., MANEGOLD, J., SCHERELIS, G., 1991 a: Umweltwirkungen des geplanten Donauausbaus zwischen Straubing und Vilshofen – Teil 1: Untersuchungskonzept. Wasser und Boden 3/91: 134–138.
- MAYER, F., STEIB, W., KÖPPEL, J., 1991 b: Umweltwirkungen des geplanten Donauausbaus zwischen Straubing und Vilshofen – Teil II: Bewertungsverfahren. Wasser und Boden 4/91: 214–218.
- McMILLAN, D.D. & BURGY, R.H., 1960: Interception loss from grass. Journ. of Geophys. Research, 65: 2389–2398.
- MESSERLI, P., 1986: Modelle und Methoden zur Analyse der Mensch-Umweltbeziehungen im alpinen Lebens- und Erholungsraum. Erkenntnisse aus dem schweizerischen MAB-Programm 1979 – 85. 172 S.
- MESSERLI, B. & MESSERLI, P., 1979: Wirtschaftliche Entwicklung und ökologische Belastbarkeit im Berggebiet. In: Fachbeiträge zur schweizer. MAB-Information, Nr. 1. Bern.
- MEYER-GRASS, M., 1987: Waldlawinen als Folge immissionsgeschädigter Gebirgswälder. Maßnahmen. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Graz 1985) Bd. XV: 257–265.
- MITSCHERLICH, G., 1971: Wald, Wachstum und Umwelt. Bd. 2: Waldklima und Wasserhaushalt. Frankfurt/Main. 365 S.
- MOLCHANOV, A.A., 1966: The hydrological role of forests. Übers. aus dem Russischen. Israel Progr. Sci. Transl., Jerusalem. 2. Aufl.
- MOSIMANN, Th., 1990: Ökotope als elementare Prozesseinheiten der Landschaft. Konzept der prozessorientierten Klassifikation von Geoökosystemen. Provisor. Fassung. Geosynthese, Veröff. Abt. Physische Geographie und Landschaftsökologie am Geograph. Inst. Univ. Hannover, H.1.
- MÜLLER, F. & FRÄNZLE, O., 1991: Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette: Forschungskonzept und Stand der Arbeiten. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990) Band 20: 95–106.
- NIEMANN, E., 1982: Methodik zur Bestimmung der Eignung, Leistung und Belastbarkeit von Landschaftselementen und Landschaftseinheiten. Wiss. Mittlg. Inst. f. Geographie u. Geoökologie, 1982, Sonderheft 2.
- NOIRFALISE, A., 1959: Sur l'interception de la pluie par le couvert dans quelques forets belges. Bull. Soc. Roy. Forest. Belgique.
- OLEIRE-OLTMANN, W. d', FRANZ, H.P., SCHUSTER, A., 1991: Die Anwendung der räumlichen Habitatverteilung von Tierarten. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Osnabrück 1989), Band 19/3: 619–627.
- OLEIRE-OLTMANN, W. d' & FRANZ, H.P., 1991: Das zoologische Informationssystem (ZOLIS) der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990), Bd. 20: 685–693.
- PAGE, B., JAESCHKE, A., PILLMANN, W., 1990: Angewandte Informatik im Umweltschutz – Teil 1 und 2. Informatik Spektrum: 6–16 und 86–97. Springer.
- PERSSON, T. (ed.), 1980: Structure and function of northern coniferous forests – An ecosystem study. Ecol. Bull. 32, Stockholm.
- PFADENHAUER, J., 1988: Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Mooren des Alpenvorlandes. Natur und Landschaft, 63 (H. 7/8): 327–334.
- PFADENHAUER, J., 1991: Integrierter Naturschutz. Garten und Landschaft, 2/91: 13–17.
- PFADENHAUER, J., SIUDA, C., KRINNER, C., LIPSKY, H., BRÄU, M., 1990: Ökologisches Entwicklungskonzept Kendlmühlfilzen. Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 91.
- PFADENHAUER, J. & KRÜGER, G.-M., 1991: Ganzheitlicher Naturschutz für süddeutsche Hochmoorlandschaften: Ziele und Methoden. Verh. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990) Bd. 20: 285–290.
- PISEK, A. & CARTELLIERI, E., 1941: Der Wasserverbrauch einiger Pflanzenvereine. Jahrb. für Wiss. Botanik 90: 256–291.
- PLACHTER, H., 1990 a: Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts. Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 32: 187–199. Bonn-Bad Godesberg.
- POLSTER, H., 1967: Wasserhaushalt. In: LYR, H., POLSTER, H., FIEDLER, H.J., 1967: Gehölzphysiologie. Jena: VEB G. FISCHER.
- PRUTZER, E., 1961: Die Verdunstungsverhältnisse einiger subalpiner Standorte. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Mariabrunn 59: 231–256.
- RALL, H., 1990: Waldinventur und Waldpflegeplanung 1983 – 1986. Angefertigt als Operat der Forsteinrichtung im Auftrag der Oberforstdirektion München. In: Wälder – Geschichte, Zustand, Planung. Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden Nr. 20: 21–86.
- REICHE, E.-W., 1991 a: Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. Kieler Geographische Schriften, Bd. 79.
- REICHE, E.-W., 1991 b: Umweltbeobachtung Schleswig-Holstein: Flächenhafte Modellanwendung zur Erstellung regionaler Wasser- und Stoffbilanzen. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990) Bd. 20: 157–166.
- REICHEL, E., 1957: Der Zusammenhang zwischen Niederschlag und Temperatur und Verdunstung in den Alpen. La Météorologie IV: 199–205.

- RINGLER, A., o.J.: Landschaftsgliederung, nutzungsspezifische Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzept für die Region Südostoberbayern (Region 18). Erweiterter Auszug aus der Gesamtuntersuchung. Materialien des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), 33.
- ROHMANN, U. & SONTHEIMER, H., 1985: Nitrat im Grundwasser. Ursachen – Bedeutung – Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 448 S.
- ROWE, P.B. & HENDRIX, T.M., 1951: Interception of rain and snow by secondgrowth ponderosa pine. *Transact. Amer. Geophys. Union* 32: 903–908.
- ROWE, P.B. & REIMANN, L.F., 1961: Water use by brush, grass and grassforb Vegetation. *Journ. of Forestry* 59: 175 ff.
- SCHALLER, J. & SPANDAU, L., 1987: MAB-Projekt 6: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme – Integrierte Methoden und Auswertungsansätze zu den Ergebnissen der Ökosystemforschung Berchtesgaden. *Verhandl. Ges. f. Ökologie*, (Graz 1985), Bd. XV: 35–47.
- SCHALLER, J., 1989: Das Geographische Informationssystem ARC/INFO. In: Institut für Geographie der Universität Wien (Hrsg.): *Digitale Technologie in der Kartographie – Wiener Symposium 1986*. Wiener Schriften zur Geographie und Kartographie, Bd. 1: 218–227.
- SCHALLER, J. & DANGERMOND, J., 1991: Geographische Informationssysteme als Hilfsmittel der ökologischen Forschung und Planung. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990)* Bd. 20: 651–662.
- SCHIMMING, C.-G. & BLUME, H.P., 1991: Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette: Untersuchungen zu Stoffflüssen in und zwischen Ökosystemen. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990)* Bd. 20: 119–126.
- SCHLÜTER, H., 1984: Die „Vegetationsform“ als Elementareinheit landschaftlicher Vegetationsmosaiken. *Wiss. Mittlg. Inst. f. Geographie und Geoökologie der ADW der DDR* 14: 7–16.
- SCHMALTZ, J., 1969: Die Bedeutung des Waldes für den Wasserkreislauf. *Forstarchiv* 40, Inst. f. Waldbau-Technik d. Univ. Göttingen.
- SCHOLLES, F., 1990: Umweltqualitätsziele und -standards. UVP-Report, 3/90: 35–37.
- SCRIBA, J., 1991: Das elektronische Jein. Wie die Fuzzy-Logik Probleme löst. *Süddeutsche Ztg.* v. 24.12.1991.
- SCHROEDER, M., 1990: Der Boden im Kreislauf des Wassers. *Wasser und Boden*, 3/90: 140–144.
- SCHUBERT, J., 1917: Niederschlag, Verdunstung, Bodenfeuchtigkeit, Schneedecke in Waldbeständen und im Freien. *Meteorologische Zeitschrift, Braunschweig* 34: 145–153.
- SCHUBERT, A., 1939: Untersuchungen über den Transpirationsstrom der Nadelhölzer und den Wasserbedarf von Fichte und Lärche. *Tharandter Forstl. Jahrb.*, 90, 821.
- SCHUSTER, A., 1990: Ornithologische Forschung unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems. *Salzburger Geographische Materialien* 15: 115–123.
- SOPPER, W.E., LULL, H.W., (Ed.), 1967: International symposium on forest hydrology. *Proceedings of a national science foundation seminar, held at Pennsylvania*. Oxford, London: Pergamon Press.
- SPANDAU, L., 1988: Angewandte Ökosystemforschung im Nationalpark Berchtesgaden – dargestellt am Beispiel sommer-touristischer Trittbelastung auf die Gebirgsvegetation. *Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden* Nr. 16.
- SPANDAU, L. & KÖPPEL, J., 1991: Geographische Informationssysteme als Hilfsmittel zur räumlichen Differenzierung von Umweltqualitätszielen. *GEO-Informationssysteme*, 4 (H. 3): 12–19.
- SPANDAU, L., KÖPPEL, J.G., SCHALLER, J., 1990: Integrierte Umweltbeobachtung auf der Grundlage einer ökosystemaren Untersuchungskonzeption. In: ELSASSER, H. & KNOEPFEL, P. (Hrsg.): *Umweltbeobachtung*. Geographisches Institut der Universität Zürich, Vol.8: 65–91.
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen), 1987: *Umweltgutachten 1987*. Kohlhammer, Stuttgart, Mainz, 674 S.
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen), 1990: *Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten 1990*. Bundestagsdrucksache 11/8123.
- STEINHÄUSER, H., 1970: Gebietsverdunstung und Wasservorrat in verschiedenen Seehöhen Österreichs. *Österr. Wasserwirtsch.* 22, H. 5/6: 163–170.
- STEBING, L. & SCHWANTES, H.O., 1981: *Ökologische Botanik*. Heidelberg: UTB 888.
- STRASSER, H., 1990: Ansätze für regionalisierte Umweltstandards und ihre regional-politische Umsetzung. *Laufener Seminarbeitr.* 6/90, Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL): 44–48.
- THIELE, K., 1978: Vegetationskundliche und pflanzensoziologische Untersuchungen im Wimbachgries. Aus den Naturschutzgebieten Bayerns, Heft 1; Hrsg.: Bayer. Landesamt für Umweltschutz. München, Wien: Oldenbourg. 73 S.
- THOMASIU, H., 1978: *Wald, Landeskultur und Gesellschaft*. 2. Aufl., Fischer, Jena.
- THORNTHWAITE, C.W., 1964: Average Climatic Water Balance Data of the Continents. Part V. Europe. *Publ. in Climatol.*, Vol. 17, No. 1, Centerton.
- TOBIAS, K., 1990: Aufgaben und Prinzipien der Grundlagen- und angewandten ökologischen Forschung. *Landschaft + Stadt* 22 (3): 81–84.
- TOBIAS, K., 1991 a: Konzeptionelle Grundlagen zur angewandten Ökosystemforschung. *Beiträge zur Umweltgestaltung: A*, Bd. 128. Berlin: Erich Schmidt. 155 S.
- TOBIAS, K., 1991 b: Grundlagen und Anwendungen einer hierarchischen Systemtheorie. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan)* Bd. 20: 761–768.
- TÖPFER, K., 1992: Umsetzung der Erkenntnisse zum Schutze der Umwelt – Wissenschaftliche Erkenntnis und politische Realisierung. In: ERDMANN, K.-H. & NAUBER, J., 1992: *Beiträge zur Ökosystemforschung und Umwelterziehung*. MAB-Mitteilungen des Deutschen Nationalkomitees, Nr. 36: 7–12.
- TRANQUILINI, W., 1964: The physiology of plants at high altitudes. *Ann. Rev. Plant Physiol.*: 345–362.
- TRANQUILINI, W., 1979: *Physiological ecology of the alpine timberline*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 137 S.
- TREPL, L., 1988: Gibt es Ökosysteme? *Landschaft und Stadt* 20, (4): 176–185.
- UHDEN, O., 1972: Gebirgshochmoore und Wasserwirtschaft am Beispiel des Brockenfeldmoores im Oberharz. *Schriftenr. d. Kuratoriums für Kulturbauwesen*, Heft 21: 145–175.
- UNESCO, 1988: *Man belongs to the earth. International cooperation in environmental research. Unesco's man and the biosphere programme*. Paris.

- UNTERSEHER, E., 1991: Landschaftshaushalts-Funktionen als Grundlage der umweltökonomischen Steuerung landwirtschaftlicher Betriebe. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weißenstephan 1990)* Bd. 20: 417–428.
- VENZKE, J.F., 1989: Charakteristika des Interzeptionsvermögens ausgewählter borealer Wald- und Forststandorte in Nordschweden. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Göttingen 1987)*, Bd. 17: 445–448.
- WALTER, H., 1979: *Allgemeine Geobotanik*. 2. Aufl., Stuttgart: UTB 284.
- WARD, R.C., 1975: *Principles of Hydrology*. McGraw-Hill, London, 2nd ed., 367 S.
- WEIHE, J., 1974: Die Niederschläge unter Buchen und Fichten im trockenen Sommer 1973. *Der Forst- und Holzwirt*, 29 (H. 6).
- WIEGLEB, G., 1989: Theoretische und praktische Überlegungen zur ökologischen Bewertung von Landschaftsteilen, diktiert am Beispiel der Fließgewässer. *Landschaft und Stadt* 21: 15–20.
- WIEGLEB, G. & BRÖRING, U., 1991: *Wissenschaftlicher Naturschutz. Garten und Landschaft*, 2/91: 18–22.
- WIESER, G., KÖRNER, Ch., CERNUSCA, A. 1984: Die Wasserbilanz von Graslandökosystemen in den österreichischen Alpen. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Bern 1982)*, Band XII: 89–99.
- WINDHORST, W., 1991: Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Datenverarbeitung und Modellbildungstrategie. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weißenstephan 1990)* Bd. 20: 107–117.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D., 1978: Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. USDA Agric. Handbook No. 537, Oxford, Miss., USA.
- WUNDT, W., 1939: Die Verdunstung von den Landflächen der Erde im Zusammenhang mit der Temperatur und dem Niederschlag. *Z. Angew. Meteor.* 56: 1–9.
- ZINKE, P.J., 1967: Forest interception studies in the United States. In: SÖPPER, W. & LULL, H. (ed.): 137–161.
- ZÖLITZ, R., 1989: Integrierte Umweltbeobachtung in Schleswig-Holstein – Aufgaben eines Geographischen Informationssystems in der angewandten Geoökologie. *Geo-Informationssysteme* 3/89: 19–25.
- ZÖLITZ-MÖLLER, R., 1991: Umweltbeobachtung Schleswig-Holstein: Forschungskonzept und Stand der Arbeiten. *Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weißenstephan 1990)* Bd. 20: 149–155.
- 9.2 „Graue“ Literatur**
- ASHDOWN, M., HERRMANN, Th., KÖPPEL, J.G., 1991: MAB-Projekt 6, Ökosystemforschung Berchtesgaden. Umweltqualitätsziele aus der Sicht der Pflanzenwelt. Unveröff. Manuskript.
- BACHHUBER, R., GERTBERG, W., HABER, W., KAULE, G., SCHALLER, J., SITTARD, M., 1983: Landschaftsökologische Modelluntersuchung Ingolstadt. Abschlussbericht Band A01–Textteil.
- BALAZS, A. & BRECHTEL, H.M., 1984: Einflüsse des Standortes und der Bestockung auf die örtliche Niederschlagsbilanz. In: Nationalpark Bayerischer Wald: Symposium Wald und Wasser, 5. Tagungsbericht: 91–101.
- BILL, R., 1991: Zur Eignung moderner Geo-Informationssysteme für Belange der Umweltinformatik. In: GÜNTHER, O., KUHN, H., MAYER-FÖLL, R., RADERMACHER, F.-J. (Hrsg.): Workshop Umweltinformatik 1990, Tagungsband Teil II: 189–197. Forschungsinstitut für anwendungsorientierte Wissensverarbeitung (FAW) an der Universität Ulm.
- BMFT (Bundesminister für Forschung und Technologie), 1991: Rahmenkonzept ökologische Forschung in Stadtregionen und Industrielandschaften (Stadtökologie). Bonn, Ausschreibungsunterlagen.
- BRECHTEL, H.M. & LEHNARDT, F., 1982: Einfluß der Grundwasserabsenkung auf Waldstandorten. 4. DVWK-Fortbildungslehrgang Grundwasser. Nutzbares Grundwasserangebot. Hess. Forstl. Versuchsanstalt., Inst. für Forsthydrologie (Hrsg.), Hann. Münden.
- BRECHTEL, H.M. & PAVLOV, M.B., 1977: Niederschlagsbilanz von Waldbeständen verschiedener Bodenarten und Altersklassen in der Rhein-Main-Ebene. Schätztabellen (Arbeitspapier). Kuratorium für Wasser und Kulturbauwesen, Arbeitsgruppe Wasserwirtschaft in der Kultur- und Erholungslandschaft.
- BRECHTEL, H.M. & SCHEELE, G., 1982: Erwirtschaftung von Grundwasser durch land- und forstwirtschaftliche Maßnahmen. 4. DVWK-Fortbildungslehrgang Grundwasser: Nutzbares Grundwasserangebot. Hess. Forstl. Versuchsanstalt, Institut für Forsthydrologie.
- DITTRICH, B. & HERMSDORF, U., 1987: Schadstoffanalysen an Waldbäumen und Auswahl von pflanzlichen Bioindikatoren, die speziell auf Photooxidantien reagieren. Unveröff. Zwischenbericht eines Forschungsprojekts im Nationalpark Berchtesgaden. Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- ERNSTBERGER, H., 1984: Aktuelle Evapotranspiration eines bewaldeten Einzugsgebietes in Mittelhessen. In: Nationalpark Bayerischer Wald: Symposium Wald und Wasser, 5. Tagungsbericht: 103–116.
- FRÄNZLE, O., ZÖLITZ-MÖLLER, R., BOEDEKER, D., BRUHM, I., HEINRICH, U., JENSEN-HUSS, K., KLEIN, A., KOTHE, P., MICH, N., REICHE, E.-W., REIMERS, T., SAAGER, W., 1991: Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die ökologisch-orientierte Planung auf der Basis der regionalisierenden Umweltbeobachtung am Beispiel Schleswig-Holsteins. Abschlussbericht. Geographisches Institut in Zusammenarbeit mit dem Botanischen Institut der Universität Kiel und dem Gewerbeaufsichtsamt Itzehoe. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 109 02 033.
- FREIBERG, H.-M., 1980: Pflanzensoziologische Untersuchungen im Bereich der alpinen Baumgrenze im Funtenseegebiet – Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit im Fachbereich Forstwissenschaft, Abteilung Vegetationskunde der Ludwigs-Maximilian-Universität München.
- GATTERMAYER, W., 1976: Vergleichende Messungen und Berechnungen der Verdunstung, der Evapotranspiration und der Interzeption zur Abschätzung des Wasserhaushalts der Karsthochfläche Dachstein-Oberfeld und Erstellung der Wasserbilanz für den inneralpinen Piburger See. Dissertation Universität Innsbruck.
- GERKE, H., 1984: Kronendurchlass, Stammabfluß und Interzeptionsverdunstung eines Buchenaltbestandes und deren Beziehungen zum Freiflächenniederschlag. In: Nationalpark Bayerischer Wald: Symposium Wald und Wasser, 5. Tagungsbericht: 59–76.
- GREMM, G., 1986: Interzeption an kleinwüchsigen Pflanzen anhand dreier Weidegräser. Diplomarbeit Friedrich-Wilhelm-Universität, Geographie, Bonn.
- GROSSMANN, W.D., 1989: Zusammenstellung von Validierungsmöglichkeiten. In: KÖPPEL, J. G., SPANAU, K., TOBIAS, K., 1989: Protokoll zum MAB-Workshop 01b (Datenfest, Plausibilitäts- und Gültigkeitstest) vom 28.02.1989 am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weißenstephan.

- HABER, W., 1990: Über den Stand der Ökosystemforschung. Referat auf dem „I. wissenschaftliches Symposium Ökosystemforschung Wattenmeer“, 7./8. Mai 1990, Wilhelmshaven. Vortragsmanuskript.
- HAMMES, W. & BRECHTEL, H.M., 1986: Exkursionsführer zur 16. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie. Verfahrensgang und erste Ergebnisse der forstlich-ökologischen Beweissicherung im Raum der Startbahn 18, West, des Frankfurter Flughafens. Hess. Forstl. Versuchsanstalt, Hann. Münden.
- HAULEITNER, F., 1970: Studien zur Interzeption eines Latschenfeldes. Dissertation Universität Wien.
- HAUPT, G., 1981: Buckelfluren im Vorfeld des Nationalparks Berchtesgaden. Diplomarbeit Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan.
- HERRMANN, Th., KÖPPEL, J.G., KRÜGER, G.M., MOSER, M., 1988 a: MAB-Projekt 6, Ökosystemforschung Berchtesgaden. Abschlußbericht Fachbereich 02 (Vegetation der Nutzungstypen). Band A, Kurzfassung: Zusammenfassender Überblick über die Variablenbearbeitung. Lehrgebiet Geobotanik, Institut für Landespflege und Botanik, TU München-Weihenstephan.
- HERRMANN, Th., KÖPPEL, J.G., KRÜGER, G.M., MOSER, M., 1988 b: MAB-Projekt 6, Ökosystemforschung Berchtesgaden. Abschlußbericht Fachbereich 02 (Vegetation der Nutzungstypen). Band C, Einzelbeschreibung der Kartierungsdaten und Nutzungstypenmerkmale. Lehrgebiet Geobotanik, Institut für Landespflege und Botanik, TU München-Weihenstephan.
- HERRMANN, Th., KÖPPEL, J.G., KRÜGER, G.M., MOSER, M., 1988 c: MAB-Projekt 6, Ökosystemforschung Berchtesgaden. Abschlußbericht Fachbereich 02 (Vegetation der Nutzungstypen). Band D/I – III, Dokumentation: NUTZTAB, Variablenkennblätter, Literatur (D/I); FACHTAB (D/II); Vegetationstabellen für den subalpinen/alpinen Bereich. Lehrgebiet Geobotanik, Institut für Landespflege und Botanik, TU München-Weihenstephan.
- HÖRMANN, G., 1991 a: OOPS! (engl. OOPS, Frz. OOPS). Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Interne Mittlg. aus dem Forschungsvorhaben, H. 1/91, 28–31.
- HÖRMANN, G., 1991 b: Wunsch und Wirklichkeit: Modelle zum Wasserhaushalt. In: Ökosystemforschung Bornhöveder Seenkette, Interne Mitteilungen, H. 1/91, 14–19.
- HOFMANN, J., 1989: Vegetationskartierung anhand von Strukturmerkmalen. Diplomarbeit Lehrgebiet Geobotanik, Institut für Landespflege und Botanik, TU München-Weihenstephan.
- HÜBER, J. & LENZ, B., 1988: Vegetationskundliche Bewertungen und Auswertungsbeispiele auf der Basis eines Geographischen Informationssystems im Nationalpark Berchtesgaden. Ökosystemforschung Berchtesgaden. Diplomarbeit Fachhochschule Weihenstephan.
- HÜBLER, K.-H., 1990: Forderungen an ein neues Naturschutzgesetz. Erweitertes Manuskript eines Vortrags anlässlich des Fachbereichstages Landschaftsentwicklung der TU Berlin am 31.10.1990.
- KAENDLER, G., 1984: Die Ermittlung von Bestandesparametern als Eingangsgrößen für Interzeptionsmodelle mit Hilfe des Luftbilds. In: Nationalpark Bayerischer Wald: Symposium Wald und Wasser, 5. Tagungsbericht: 77–90.
- KERNER, H. F. & SPANAU, L. (Hrsg.) 1990: MAB-Projekt 6: „Ökosystemforschung Berchtesgaden“. Sozioökonomische Auswirkungen und Szenarien zur Berglandwirtschaft. Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan. Manuskript.
- KÖPPEL, J., UFER, Ch., STRASSER, H., BRUNKEN-WINKLER, H., 1992: Diskussionsvorlage zum Fachgespräch: „Standardisierung von Bewertungsgrundlagen für die Planung“ am 16./17.12.1992 im Umweltbundesamt Berlin (in Vorb. für die UBA-Texte-Reihe).
- LAMMEL-SIUDA, C., 1983: Grünland im Vorfeld des Nationalparks Berchtesgaden. Diplomarbeit Lehrstuhl für Grünlandlehre und Futterbau, Freising-Weihenstephan.
- LANG, W., 1970: Ökologische und hydrologische Untersuchungen in verschiedenen stark durchforsteten Fichten- und Lärchenbeständen des Schwarzwaldes. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i.Brg..
- LANDAU, H., 1988: Abschlußbericht des Fachbereichs 03. Teil D: Datendokumentation. MAB-Projekt 6 „Ökosystemforschung Berchtesgaden“.
- LENZ, R., 1991: Charakteristika und Belastungen von Waldökosystemen NO-Bayerns – eine landschaftsökologische Bewertung auf stoffhaushaltlicher Grundlage. Dissertation, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan.
- LEUSCHNER, Ch., 1987: Ökosystemforschung im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Entwurf eines Forschungskonzeptes. Manuskript.
- LIN, P., 1968: Einflüsse verschiedener Pflanzenbestände auf den Wasserhaushalt in einem Einzugsgebiet. Dissertation Staatswirtsch. Fakultät München.
- LTG (Leitungsgremium der Ökosystemforschung im Bereich der „Bornhöveder Seenkette“), 1991: Forschungskonzept für die zweite Projektphase. Beschreibung des Vorhabens. Interne Mitteilungen aus dem Forschungsvorhaben, 3/91.
- MAIER, J., 1981: Die Hecken im Vorfeld des Nationalparks Berchtesgaden. Diplomarbeit Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan.
- McKINSEY & COMPANY, INC., 1989: Konzeption des ressortübergreifenden Umweltinformationssystems (UIS). Im Rahmen des Landessystemkonzeptes Baden-Württemberg. Phase IV: Weiterentwicklung der Rahmenkonzeption. Erstellt im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, vertreten durch das Ministerium für Umwelt. Stuttgart.
- MÜLLER, F., 1987: Geoökologische Untersuchungen zum Verhalten ausgewählter Schadstoffe im Boden. Dissertation Geographisches Institut Universität Kiel.
- MÜLLER, C., 1990: Wie können Umweltbelastungen bewertet werden? Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Interne Mittlg. aus dem Forschungsvorhaben, H. 3/90: 197–201.
- MÜLLER, M., 1991: Räumliches Informations- und Planungssystem (RIPS). In: GÜNTHER, O., KUHN, H., MAYER-FÖLL, R., RADERMACHER, F.-J. (Hrsg.): Workshop Umweltinformatik 1990, Tagungsband Teil II: 99–112. Forschungsinstitut für anwendungsorientierte Wissensverarbeitung (FAW) an der Universität Ulm.
- MUMMERT + Partner, 1991: Vorstudie zum Aufbau eines Natur- und Umweltinformationssystems Schleswig-Holstein. Im Auftrag des Ministerpräsidenten des Landes Schleswig-Holstein/Staatskanzlei in Zusammenarbeit mit dem Minister für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein.
- NAUMANN, K., 1981: Vegetationskartierung der subalpinen-alpinen Rasen- und Gebüschgesellschaften am Jenner (Berchtesgadener Alpen). Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan.
- OTHMANN, O.A.S., 1984: Potentielle Verdunstung eines Buchen- und eines Fichtenwaldes auf der Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes als Parameter der aktuellen Evapotranspiration. Dissertation Forstliche Fakultät Universität Göttingen.

- PLACHTER, H., 1990 b: Dynamik und funktionelle Beziehungen als Kriterien für Naturschutz und Landschaftspflege. In: PFADENHAUER, J & ANDERLIK, G., (Hrsg.), 1990: 20. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie in Freising-Weihenstephan. Tagungsführer und Kurzfassungen der Vorträge und Poster: 129–130.
- POKORNY, D., 1990: Methodik zur Erstellung eines Nationalparkplanes am Beispiel des Nationalparks Berchtesgaden im Rahmen des MAB-6 Projektes „Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme“. Diplomarbeit Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan.
- RIEDEL, B., 1986: Der Wintertourismus im MAB-Testgebiet Jenner. Diplomarbeit Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU-München-Weihenstephan.
- ROBERTS, J., 1984: Conservative and compensatory mechanisms in forest transpiration. In: Nationalpark Bayerischer Wald: Symposium Wald und Wasser, 5. Tagungsbericht: 605–614.
- RÖGER, M., 1982: Die Tratten im Berchtesgadener Land. Diplomarbeit Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München. Freising-Weihenstephan.
- SIMMERDING, E., 1980: Der Lärchen-Zirbenwald und die Strauchformationen auf der Reiteralm (Alpennationalpark Berchtesgaden). Diplomarbeit Fachbereich Forstwissenschaft, Abteilung Vegetationskunde der Ludwigs-Maximilians-Universität München.
- SPANDAU, L. 1989: Aufbereitung und Dokumentation der Kartierungs- und Nutzungstypendaten im MAB-Projekt 6. Abschlußbericht Fachbereich 93, Bd. A. Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan.
- SPRINGER, S. & SPATZ, G., 1983/84: Grünlandkartierung auf Almen im Alpenpark Berchtesgaden. Bericht 1982/1983. Lehrstuhl für Grünland und Futterbau der TU München-Weihenstephan.
- STORCH, M., 1984: Zur floristischen Struktur der Pflanzengesellschaften in der Waldstufe des Nationalparks Berchtesgaden und ihrer Abhängigkeit vom Standort und der Einwirkung der Menschen. Dissertation (Manuskript) Ludwig-Maximilians-Universität München.
- UBA (Umweltbundesamt), 1992: Jahresbericht 1991.
- WEIGER, H., 1984: Wasserhaushalt und Wasserqualität in einigen typischen Waldbeständen Bayerns. In: Nationalpark Bayerischer Wald: Symposium Wald und Wasser, 5. Tagungsbericht: 313–321.
- ZAUKE, G.-P., 1991: Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Theoretische Grundkonzeption. Universität Oldenburg, Fachbereich Biologie. Manuskript.

10 Anhang

zu Kap. 4.2 (Tab. 4.3):	Codierungen VEGTYP (Typische Vegetationseinheiten)
zu Kap. 5.1 (Tab. 5.4):	Interpolationstabelle zur höhen-spezifischen Verdunstung nach BAUMGARTNER et al. (1983)
zu Kap. 6.1 (Tab. 6.3):	Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt; Teilziel Durchwurzelung
zu Kap. 6.1 (Tab. 6.3):	Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt; Teilziel Bodenschutzfaktor
zu Kap. 6.1 (Tab. 6.3):	Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt; Teilziel Infiltrationsvermögen
zu Kap. 6.2 (Tab. 6.3):	Umweltqualitätsziel „Pflanzenwelt“; Abwägung der Teilziele
zu Kap. 6.2 (Karte):	„Ökologische Eckwerte Pflanzenwelt“; Abwägung der Teilziele (zur Arten- und Gemeinschaftsvielfalt)

Codierungen VEGTYP (Typische Vegetationseinheiten)

Vegetation oberhalb der alpinen Waldgrenze

4411	=	Polsterseggenrasen
4410	=	Blaugras-Horstseggenrasen
7113/4	=	Alpenrosen-Latschengebüsch
8813	=	Lärchen-Zirbenwald/Schneeheide-Kiefernwald
4210	=	Schneepestwurz- und Täschelkrauthalden
4420	=	Bergreitgrasrasen
4430/80	=	Rostseggenrasen
4491	=	Polsterseggenrasen sowie Grünland auf Almen
4492	=	Polsterseggen- und Blaugras-Horstseggenrasen
7111	=	Alpenrosen-Latschengebüsch
7110	=	Alpenrosen-Latschengebüsch und Rostseggenrasen
5120	=	Alpenrosen-Latschengebüsch und Bergheide

Feuchtstandorte

8173	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald
1410	=	Rasenbinsenmoor
1300	=	Kohldistel- und Pfeifengraswiesen, Davallseggenmoor und Braunseggensumpf
1130	=	Großseggenrieder und Schilfbestände
8122	=	Lavendelweidengebüsch
8861, 1900	=	vgl. RN-Typ

Wälder *)

8121	=	Hasel-Felsenbirnengesellschaft
7220/21	=	Lärchen-Zirbenwald, acidophiles Latschengebüsch
7115	=	Alpenrosen-Lärchenwald sowie Schneeheide-Alpenrosengebüsch
7116	=	Lärchenbestand
8132	=	Schneeheide-Alpenrosengebüsch und Hainlattich-Tannen-Buchenwald
7222	=	Lärchen-Zirbenwald und Schneeheide-Alpenrosengebüsch
8133	=	Fichten- sowie Spirkenbestände
7130	=	Schneeheide-Kiefernwald
8101	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald, Hasel-Felsenbirnengesellschaft, Ahorn-Eschenwald, Grauerlenwald
7240	=	Fichtenbestand
8332	=	Schluchtwald und Bergahorn-Buchenwald
8172	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald sowie Labkraut-Buchen-Tannenwald
8331	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald sowie Hasel-Felsenbirnengebüsch
8181/6/7	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald
7172	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald sowie Schneeheide-Alpenrosengebüsch
8170	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald sowie Dost-Buntreitgrasflur und (sekundäre) alpine Rasengesellschaften

Fortsetzung nächste Seite

8102	=	Weißseggen-Fichtenwald und Hainlattich-Tannen-Buchenwald
8182, 8115	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald sowie (sekundäre) alpine Rasengesellschaften
8183	=	Hainlattich-Tannenbuchenwald und Hasel-Felsenhirnengesellschaften
8316, 8185	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald und Labkraut-Buchen-Tannenwald
7251	=	Hainlattich-Tannen-Buchenwald sowie Lärchen-Zirbenwald und (sekundäre) alpine Rasengesellschaften

Landwirtschaft

5240/41/44	=	Kammgras- und Milchkrautweiden
5242	=	Rasenschmielengesellschaft und Buntreitgrashalden
3110	=	Alpenlattich-Hochstaudenfluren, Alpenampfer-Lägerfluren etc.
5110	=	Borstgrasrasen
5210	=	Silberdistel-Blaugrasrasen
5220/21	=	Goldhaferwiesen
3215/16/17/18	=	Glatthaferwiesen
5310	=	Pfeifengraswiesen
5290	=	Skipistenansaat

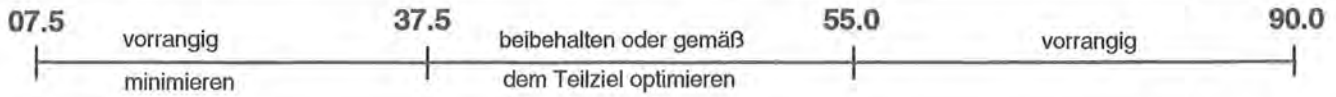
- *) Die Bezeichnungen der kartierten Waldgesellschaften (STORCH, 1984) richten sich zumeist nach Aspekten der potentiell natürlichen Vegetation und rufen daher den Eindruck einer Abweichung der Bezeichnungen zum jeweiligen Realnutzungstyp hervor. Der dominante pot. nat. Waldtyp, der Hainlattich-Tannen-Buchenwald wird hier nicht weiter differenziert; er zerfällt in eine Vielzahl abgegrenzter Subassoziationen und Ausprägungen. Die hier wiedergegebenen, je Realnutzungseinheit jeweils wichtigsten Pflanzengesellschaften stellen lediglich eine grobe Übersicht dar; die detaillierte Darstellung der Waldkomplexe findet sich in HERRMANN et al. (1988 c).

Interpolationstabelle zur höhenpezifischen Angabe der Verdunstung nach BAUMGARTNER et al. 1993

Höhe in m	Mittl. jährl. Niederschlag in mm/Jahr	Verdunstung nach BAUMGARTNER in mm/Jahr	Verdunstung nach BAUMGARTNER in % NG
500	1650	665	40
600	1695	650	40
700	1740	630	35
800	1785	610	35
900	1830	590	30
1000	1875	575	30
1100	1930	555	30
1200	1985	540	25
1300	2040	520	25
1400	2095	500	25
1500	2150	485	25
1600	2200	465	20
1700	2250	450	20
1800	2300	430	20
1900	2350	410	15
2000	2400	395	15
2100	2460	375	15
2200	2520	360	15
2300	2580	340	15
2400	2640	320	10
2500	2700	305	10

Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt
Bewertung Nutzungsmuster
Teilziel Durchwurzelung

Index aus den Kenngrößen Durchwurzelungstiefe und bodenfestigende Wurzeltiefe (nach HERRMANN, KÖPPEL, KRÜGER, MOSER (1988 a,c,d)), vgl. Kap. 6.1.1

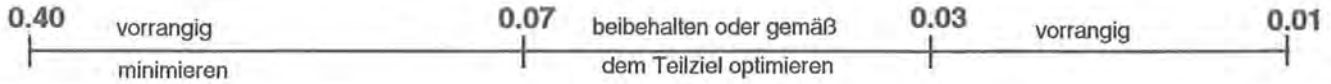


Rechenvorschriften (zur Ermittlung der ökologischen Eckwerte)		
"Positivliste"		"Negativliste"
Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Durchwurzelungsindex ≤ 37.5 vorrangig minimieren		Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Durchwurzelungsindex ≥ 55.0 vorrangig beibehalten
185,07.5		185,07.5
040,15.0		009,20.0
009,20.0		021,20.0
021,20.0		188,22.5
188,22.5		020,25.0
030,25.0		008,25.0
020,25.0		073,25.0
008,25.0		002,27.5
073,25.0		039,30.0
075,30.0		006,32.5
077,30.0		033,32.5
039,30.0		039,30.0
033,32.5		180,32.5
041,32.5		012,35.0
042,32.5		072,35.0
043,32.5		022,37.5
180,32.5		095,37.5
012,35.0		096,37.5
072,35.0		
022,37.5		052,40.0
095,37.5		007,40.0
096,37.5		074,40.0
052,40.0		181,40.0
007,40.0		011,42.5
074,40.0		182,42.5
181,40.0		010,45.0
011,42.5		053,45.0
182,42.5		067,47.5
010,45.0		047,47.5
053,45.0		048,47.5
067,47.5		031,50.0
047,47.5		056,50.0
048,47.5		071,50.0
031,50.0		046,52.5
056,50.0		
071,50.0		050,55.0
050,55.0		055,62.5
046,57.5		135,62.5
117,60.0		049,65.0
055,62.5		051,75.0
135,62.5		054,90.0
049,65.0		080,105.0
076,65.0		
051,75.0		
054,90.0		
080,105.0		
	185 Begrünte Skipiste (evtl. beweidet)	080 Röhricht, Großseggenried
	009 Alpine Rasen, erosionsbeeinträchtigt	054 Lärchenwald
	021 Beweidete, gepflegte Almfläche, zugleich Skipiste	051 (Berg-)Mischwald, überwiegend Nadelholz
	188 Skipiste im Latschenbereich	049 (Berg-) Mischwald
	020 Beweidete, gepflegte Almfläche	135 Fichten- Lärchenwald
	008 Hochstauden-, Unkraut-, Lägerfluren	055 Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpine Rasen
	073 Dauerweiden	050 (Berg-)Mischwald, überwiegend Laubholz
	039 Kahlschlag-, Windwurf-, Schneebruchflächen	
	033 Quellflur im Wald	
	180 Schafweiden	
	012 Zwergstrauchheiden	
	072 Mähweiden starker Intensität	
	022 Almflächen in Sukzession	
	095 Magerrasen, u.a. auf Buckelwiesen	
	096 Hutungen	

Umweltqualitätsziel Wasserhaushalt
Bewertung Nutzungsmuster

Teilziel Bodenschutzfaktor

Kenngröße nach HERRMANN, KÖPPEL, KRÜGER, MOSER (1988 a,c,d), vgl. Kap. 6.1.1



Rechenvorschriften (zur Ermittlung der ökologischen Eckwerte)				
"Positivliste"		"Negativliste"		
Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Bodenschutzfaktor ≥ 0.07 vorrangig minimieren		Flächenanteil am Nutzungsmuster mit Bodenschutzfaktor ≤ 0.03 vorrangig beibehalten		
076,0.40			076,0.40	
009,0.20			009,0.20	
185,0.18			185,0.18	
039,0.13			039,0.13	
188,0.10			188,0.10	
033,0.10			033,0.10	
030,0.10			067,0.10	
075,0.10			047,0.07	
067,0.10			095,0.07	
042,0.09			096,0.07	
040,0.08			074,0.07	
047,0.07			180,0.07	
095,0.07			073,0.07	
096,0.07			182,0.07	
074,0.07				
180,0.07				
073,0.07			117,0.06	
182,0.07			043,0.06	
117,0.06			048,0.06	
043,0.06			135,0.05	
048,0.06			053,0.05	
135,0.05			077,0.05	
053,0.05			041,0.05	
077,0.05			046,0.05	
041,0.05			021,0.05	
046,0.05			181,0.05	
021,0.05			012,0.04	
181,0.05			056,0.04	
012,0.04			022,0.04	
056,0.04				
022,0.04			010,0.03	
010,0.03			011,0.03	
011,0.03			031,0.03	
031,0.03			020,0.03	
020,0.03			007,0.03	
007,0.03			071,0.03	
071,0.03			072,0.03	
072,0.03			055,0.02	
055,0.02			054,0.02	
054,0.02			008,0.02	
008,0.02			080,0.01	
052,0.01			052,0.01	
049,0.01			049,0.01	
050,0.01			050,0.01	
051,0.01			051,0.01	
080,0.01				
	076	Futtermaisbau	051	(Berg-)Mischwald, überwiegend Nadelholz
	009	Alpine Rasen, erosionsbeeinträchtigt	050	(Berg-)Mischwald überwiegend Laubholz
	185	Begrünte Skipiste (evtl. beweidet)	049	(Berg-)Mischwald
	039	Kahlschlag- Windwurf-, Schneebruchflächen	052	Schluchtwald
	188	Skipiste im Latschenbereich	080	Röhricht, Großseggenried
	033	Quellflur im Wald	008	Hochstauden-, Unkraut-, Lägerfluren
	067	Aufgelichteter Bergmischwald auf erodiertem Standort	054	Lärchenwald
	047	Aufgelichteter Laubwald	055	Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpine Rasen
	095	Magerrasen, u.a. auf Buckelwiesen	072	Mähweiden starker Intensität
	096	Hutungen	071	Mähweiden mittlerer Intensität
	074	Extensiv bewirtschaftete Wiesen, Mähweiden	007	Verarmte Almflächen (Nardeten)
	180	Schafweiden	020	Beweidete, gepflegte Almfläche
	073	Dauerweiden	031	Gehölzsaum, Uferfluren an Fließgewässern
	182	Extensiv bewirtschaftete Mähweiden, zugleich Skipiste	011	Mosaik aus Latschen und alpinen Rasen
			010	Latschengebüsch

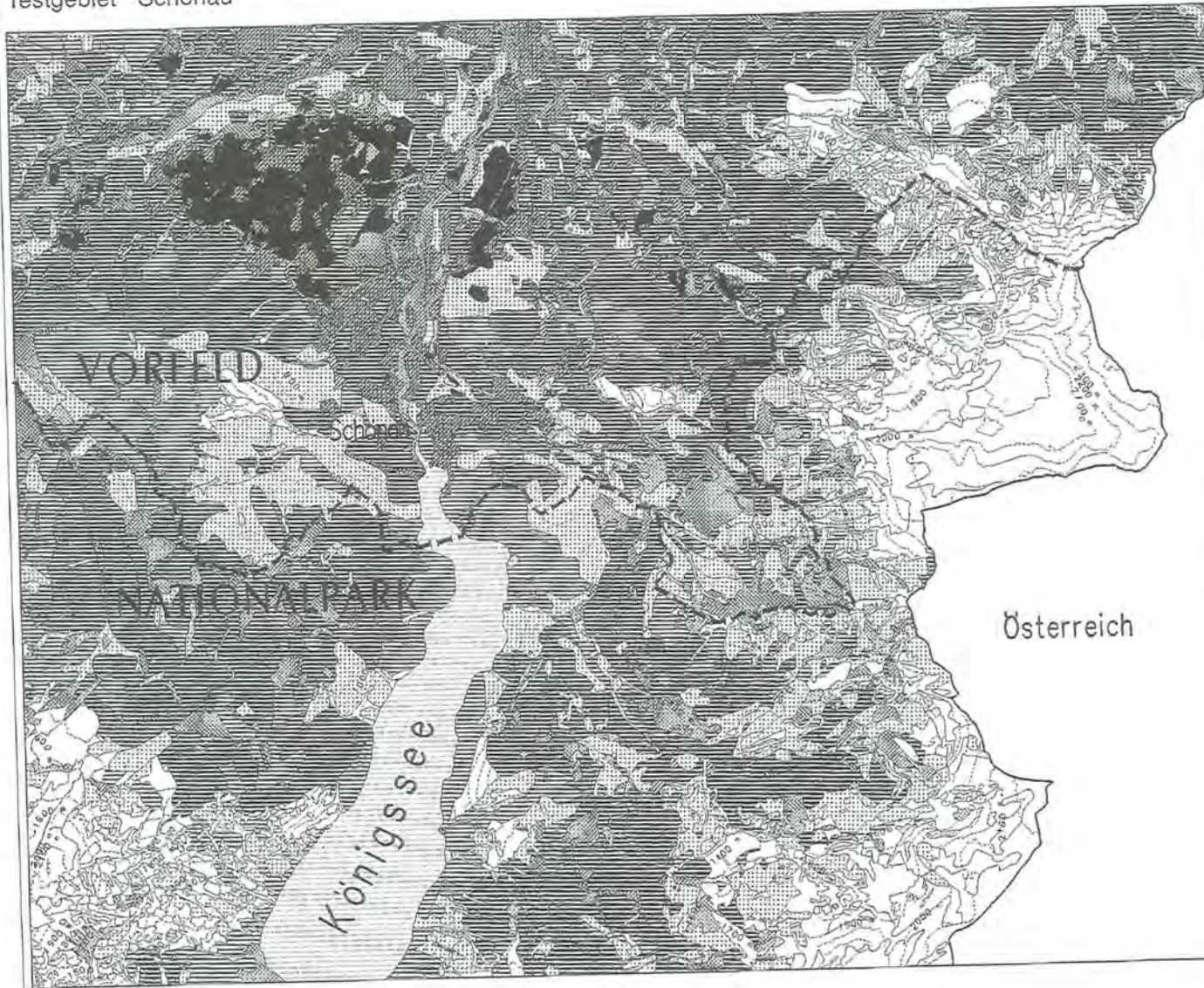
Umweltqualitätsziel "Pflanzenwelt"
Bewertung Nutzungsmuster

Abwägung der Teilziele

aus den Teilzielen Artenvielfalt und Gemeinschaftsvielfalt

RN-Typ	Artenvielfalt	Gemeinschaftsvielfalt	Mediale Abwägung	Teilziele 0 = indifferent 1 = vorrangig minimieren 2 = vorrangig beibehalten 9 = nicht bewertet	Mediale Abwägung 3 = vorrangig minimieren, 2. Priorität 4 = vorrangig minimieren, 1. Priorität 5 = vorrangig beibehalten, 2. Priorität 6 = vorrangig beibehalten, 1. Priorität
007	2	0	5		
008	1	0	3		
009	0	1	3		
010	0	2	5		
011	0	0	0		
012	2	1	0		
020	1	0	3		
021	2	1	0		
022	2	1	0		
033	0	2	5		
039	1	0	3		
041	0	0	0		
042	0	0	0		
043	0	0	0		
046	2	2	6		
047	2	2	6		
048	0	2	5		
049	0	2	5		
050	2	2	6		
051	0	1	3		
052	2	2	6		
053	1	0	3		
054	0	2	5		
055	2	2	6		
056	0	0	0		
057	9	0	0		
067	0	0	0		
071	0	1	3		
072	1	1	4		
073	1	1	4		
074	0	1	3		
095	0	2	5		
096	2	1	0		
117	0	2	5		
135	0	2	5		
180	1	1	4		
181	9	1	4		
182	9	1	4		
185	0	1	3		
188	2	1	0		
				"Negativliste"	
				vorrangig minimieren, 1. Priorität	
				072 Mähweiden starker Intensität	
				073 Dauerweiden	
				180 Schafweiden	
				181 Mähweiden mittlerer Intensität, zugleich Skipisten	
				182 Extensiv bewirtschaftete Mähweide, zugleich Skipiste	
				vorrangig minimieren, 2. Priorität	
				008 Hochstauden-, Läger-, Unkrautfluren	
				009 Alpine Rasen, erosionsbeeinträchtigt	
				020 beweidete, gepflegte Almfläche	
				039 Kahlschlag-, Windwurf-, Schneebruchflächen	
				051 (Berg-) Mischwald, überwiegend Nadelholz	
				053 Nadelforst (Fichte)	
				071 Mähweiden mittlerer Intensität	
				074 Extensiv bewirtschaftete Wiesen, Mähweiden	
				185 Begrünte Skipiste (evtl. beweidet)	
				"Positivliste"	
				vorrangig beibehalten, 1. Priorität	
				046 Augelichteter Nadelwald	
				047 Aufgelichteter Laubwald	
				050 (Berg-)Mischwald, überwiegend Laubholz	
				052 Schluchtwald	
				vorrangig beibehalten, 2. Priorität	
				007 Verarmte Almflächen (Nardeten)	
				010 Latschengebüsch	
				033 Quellflur	
				048 Aufgelichteter Mischwald	
				049 (Berg-) Mischwald	
				054 Lärchenwald	
				095 Magerrasen, u.a. auf Buckelwiesen	
				117 Naturverjüngung	
				135 Fichten - Lärchenwald	

Testgebiet "Schönau"



Umweltqualitätsziele

MAB - Projekt 6

Angewandte Ökosystemforschung
Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden

"Ökologische Eckwerte" Pflanzenwelt
Abwägung der Teilziele

zum Arten- und Gemeinschaftsvielfalt
(vgl. Exkurs Kap. 6.2.1)

- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig minimieren, 1. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig minimieren, 2. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster beibehalten oder gemäß den Teilzielen optimieren
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig beibehalten, 1. Priorität
- Flächenanteil am Nutzungsmuster vorrangig beibehalten, 2. Priorität
- Nicht veränderbare Nutzungstypen
- Nicht bewertete Nutzungstypen
- Grenze Nationalpark Berchtesgaden
- Stillgewässer
- Siedlung, Einzelgehöfte, Industrie, Verkehr

J. G. Köppel

Lehrgebiet Geobotanik
TU München - Weihenstephan

EDV - Bearbeitung: W. Jung
Fa. ESRI, 8051 Kranzberg, Ringstraße 7



In der Reihe der Forschungsberichte sind erschienen:

- Nr. 1 G. Enders
Theoretische Topoklimatologie
- Nr. 2 R. Bochter, W. Neuerburg, W. Zech
Humus und Humusschwund im Gebirge
- Nr. 3 Herausgeber Nationalparkverwaltung
Zur Situation der Greifvögel in den Alpen
- Nr. 4 G. Enders
Kartenteil: Theoretische Topoklimatologie
- Nr. 5 O. Siebeck
**Der Königssee
Eine limnologische Projektstudie**
- Nr. 6 R. Bochter
**Böden naturnaher Bergwaldstandorte
auf carbonatreichen Substraten**
- Nr. 7 Herausgeber Nationalparkverwaltung
Der Funtensee
- Nr. 8 H. Schmid-Heckel
**Zur Kenntnis der Pilze in den Nördlichen
Kalkalpen**
- Nr. 9 R. Boller
**Diplopoden als Streuzersetzer in einem
Lärchenwald**
- Nr. 10 E. Langenscheidt
**Höhlen und ihre Sedimente in den
Berchtesgadener Alpen**
- Nr. 11 Herausgeber Nationalparkverwaltung
Das Bärenseminar
- Nr. 12 H. Knott
**Geschichte der Salinenwälder von
Berchtesgaden**
- Nr. 13 A. Manghabati
**Einfluß des Tourismus auf die
Hochgebirgslandschaft**
- Nr. 14 A. Spiegel-Schmidt
**Alte Forschungs- und Reiseberichte
aus dem Berchtesgadener Land**
- Nr. 15 H. Schmid-Heckel
Pilze in den Berchtesgadener Alpen
- Nr. 16 L. Spandau
**Angewandte Ökosystemforschung im
Nationalpark Berchtesgaden**
- Nr. 17 W. Berberich
Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses
- Nr. 18 U. Mäck, R. Bögel
**Untersuchungen zur Ethologie und
Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier**
- Nr. 19 B. Dittrich, U. Hermsdorf
Biomonitoring in Waldökosystemen
- Nr. 20 F. Kral, H. Rall
Wälder – Geschichte, Zustand, Planung
- Nr. 21 M. Klein, R.-D. Negele, E. Leuner, E. Bohl,
R. Leyerer
**Fischbiologie des Königssees:
Fischereibiologie und Parasitologie**
- Nr. 22 W. Traunspurger
**Fischbiologie des Königssees:
Nahrungsangebot und Nahrungswahl
Bd. I**
- Nr. 23 R. Gerstmeier
**Fischbiologie des Königssees:
Nahrungsangebot und Nahrungswahl
Bd. II**
- Nr. 24 W. Hecht, M. Förster, F. Pirchner
R. Hoffmann, P. Scheinert, H. Rettenbeck
**Fischbiologie des Königssees:
Ökologisch-genetische Untersuchungen
am Seesaibling und Gesundheitsstatus
der Fische**
- Nr. 25 G. Hofmann
Klimatologie des Alpenparks
- Nr. 26 K. Rösch
**Einfluß der Beweidung auf die Vegetation
des Bergwaldes**
- Nr. 27 H. Remmert, P. G. Rey, W. R. Siegfried,
W. Schwerzinger, S. Klaus
Kleinstmögliche Populationen bei Tieren
- Nr. 28 B. Müller, W. Berberich, A. David
Schalenwild
- Nr. 29 J. Köppel
Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt

