

Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald¹

– Renate Bürger –

Zusammenfassung

Für das Gebiet des mittleren und südlichen Schwarzwaldes werden die mit dem „Waldsterben“ einhergehenden Veränderungen der Bodenvegetation untersucht. Hierzu werden pflanzensoziologische Aufnahmen aus unterschiedlich stark geschädigten Beständen im Hinblick auf Artenzusammensetzung und ökologische Zeigerwerte typisierend untereinander und mit historischen Aufnahmebelegen verglichen.

Dabei wird ein Anstieg der mittleren Artenzahlen der Krautschicht in den artenarmen Hainsimsen-Buchenwäldern (*Luzulo-Fagetum*) der submontanen bis montanen Höhenstufe sowie in besonderem Maße in Fichtenforsten festgestellt. Für die artenreichen Waldgesellschaften zeichnen sich eher rückläufige Artenzahlen ab.

Das Artenspektrum ist durchgehend auf Kosten des Anteils an Laub- (und Nadel-) waldarten verschoben. In den artenarmen Waldgesellschaften (*Luzulo-Fagetum* und *Luzulo-Abietetum*) haben Arten der waldnahen Staudenfluren und -gebüsche, der Heiden und Wiesen sowie Störzeiger zugenommen während sich für die artenreichen Waldgesellschaften (*Abieti-Fagetum* und *Aceri-Fagetum*) keine derart eindeutige Förderung dieser Artengruppen feststellen läßt. Im Stetigkeitsvergleich werden diese Veränderungen auf Artniveau spezifiziert.

Die Veränderungen des Artengefüges schlagen sich in allen Gesellschaftstypen in einem Anstieg der mittleren Stickstoffzahlen in den meisten Fällen auch der mittleren Reaktionszahlen nieder. Anzeichen für eine durch Versauerung gesteuerte Sukzession gibt es kaum. Die Veränderungen gehen – abgesehen von den Hainsimsen-Buchenwäldern in submontaner Lage – mit einer Zunahme der mittleren Lichtzahlen einher. Zeigerwertspektren erlauben eine genauere Differenzierung der Entwicklungstendenz.

Vor dem Hintergrund der Eigenschaften der Arten als Phytoindikatoren für Umweltbelastungen werden die Befunde als das Ergebnis einer von Kronenverlichtung und Stickstoffeinträgen gesteuerten Sukzession gewertet.

Summary

This study examines the changes in ground vegetation found in the Black Forest (West Germany) in connection with the forest dieback (“Waldsterben”). To this end the species composition was examined in areas of varying degrees of decline. Special attention was paid to ecological groups and their indications. The relevés were compared themselves as well as with historical data.

The number of ground-vegetation species present was found to have increased in the submontaneous to montaneous portions of the relatively species-poor *Luzulo-Fagetum* as well as, to a particularly large degree, in the spruce forests. In the species-rich communities, on the other hand, the number of species seems to have declined.

The species composition was found to have shifted in all cases at the expense of the typical ground-vegetation species of deciduous (and evergreen) forests. In the forest communities which were species-poor, these ground-vegetation species were joined by the species typical in recently felled areas, heaths and grasslands as well as by species typical in disturbed areas. On the other hand, no definite increase in these additional species was apparent in the species-rich forest communities.

Next the focus of the analysis turned from sociological groups to specific species, whereby, based on current literature on phytoindicators, the development of these species was recorded as a measure of pollution impact.

¹ Die Arbeit wurde aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg im Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) am Kernforschungszentrum Karlsruhe gefördert. Der vollständige Abschlußbericht ist in der Reihe Forschungsberichte KfK-PEF erschienen (BÜRGER 1988).

The altered species composition exhibited itself in an increase in the percentage of nitrogen-preferring species in all of the communities. Similarly, in most species-poor communities a decrease in the percentage of acid-tolerating species was observed, which made the mean reaction-indication value increase. Evidence of succession due to acidification could not be significantly demonstrated in any case. The observed changes were in accordance with the increase in the percentage of light-demanding species, except in the submontaneous *Luzulo-Fagetum*. A detailed comparison to the earlier contribution of ecological groups in "ecological group spectra" was used for further interpretation.

The observations indicate two primary influences on succession: first, increased levels of light, due to the thinning of the tree crowns; and second, increased levels of nitrogen due to pollution.

Einleitung

Die dramatische Zunahme der visuell wahrnehmbaren Waldschäden in der ersten Hälfte dieses Jahrzehnts setzte nicht nur eine intensive Ursachenforschung in Gang, sondern warf auch die besorgte Frage nach den zu erwartenden ökologischen Folgen auf (vergl. GUDE-RIAN & KUEPPERS 1980). Befürchtungen eines drohenden Zerfalls der Lebensgemeinschaft Wald und ihrer zentralen Schutzfunktionen im Landschaftshaushalt der Mittel- und Hochgebirge führten zu Untersuchungen über die möglichen Auswirkungen auf Wasserregime, Hangstabilität, Bodenerosion, Lawinengefahr und schützenswerte Biotope (z.B. Deutscher Alpenverein 1985, MAUSER 1984, SCHMIDT et al. 1986). Die warnenden, mahrenden und zu Gegenmaßnahmen auffordernden Stimmen in der einschlägigen Literatur sind so zahlreich, daß sie hier nicht einzeln zitiert werden können. Umfassendere, d.h. über forstliche Maßnahmen hinausgehende Konzepte für notwendige Präventiv- und Sanierungsmaßnahmen liegen nach unserer Kenntnis jedoch nur vereinzelt, meist als Gutachten oder populärwissenschaftliche Veröffentlichungen vor (z.B. NATUR 1.1984, NILSSON 1986, WENZEL & ZUNDEL 1984). Die meisten Arbeiten fußen auf einer Anwendung der Szenario-Technik, indem sie als Basis ihrer Aussagen von unterschiedlichen Graden der Waldzerstörung ausgehen und den Zustand der verbleibenden Ersatzvegetation notgedrungen vage vermuten.

Es lag daher nahe, durch vergleichende vegetationsökologische Analyse die im Zuge des „Waldsterbens“ zu beobachtende Reaktion des Vegetationstyps Wald mit allen seinen Gliedern eingehender zu untersuchen und dabei den Bioindikatoren-Wert der Pflanzen auszunutzen. Es sollten so konkretere Anhaltspunkte dafür erarbeitet werden,

- welche standortspezifischen Veränderungen der Vegetation – über die visuell wahrnehmbare Schädigung der Bäume hinaus – bereits eingetreten sind,
- auf welche, für die Vegetationsdynamik entscheidenden standörtlichen Veränderungen daraus geschlossen werden kann und
- wie die weitere Entwicklung der Vegetation einzuschätzen ist.

Eine solche Typisierung der Sukzession in Abhängigkeit von den standörtlichen Ausgangsbedingungen vermag den Szenarien der zu erwartenden Landschaftsveränderungen (Nutzungspotential, Schutzpotential, Landschaftsbild) eine solidere, d.h. wirklichkeitsnähere Grundlage zu geben. Sie kann damit helfen, mögliche ökologische Folgeschäden besser einzuschätzen und die Notwendigkeit von Präventivmaßnahmen gegen diese weiterreichenden Auswirkungen zu untermauern oder auch zu widerlegen.

Als die Vegetationsentwicklung steuernde Größen kommen sowohl jene externen „Primärfaktoren“ in Frage, die auch die Bäume schwächen und zum Absterben bringen, als auch interne „Sekundärfaktoren“, die im Zuge der Verlichtung und des Zusammenbruchs der Baumschicht im Ökosystem wirksam werden. Hinzu tritt „tertiär“ der Eingriff des Menschen, indem als Reaktion auf das Phänomen „Waldsterben“ die am stärksten geschädigten Bäume entnommen werden, möglichst noch bevor ihr Holz an Wert verliert.

Eine Auffächerung dieses Faktorenkomplexes ist nur in beschränktem Maße möglich, handelt es sich doch bei der Vegetation um einen komplexen Bioindikator für eben die Gesamtheit der am Wuchsort wirksam werdenden Umweltfaktoren. Diese synoptische Erfassung des Wirkungsgefüges stand aber insofern im Einklang mit dem Grundanliegen unseres Projektes, als daß die Folgen und nicht die Ursachen des „Waldsterbens“ untersucht werden sollten. Für letztere sind bestenfalls einzelne Hinweise zu erwarten.

Material und Methode

Material und Methode können hier nur kurz skizziert werden. Eine ausführliche, kritische Darstellung ist dem Abschlußbericht des Forschungsprojektes zu entnehmen (BÜRGER 1988).

Die vorgelegten Ergebnisse beruhen auf der vergleichenden vegetationsökologische Analyse pflanzensoziologischer Aufnahmen aus unterschiedlich stark geschädigten Beständen der wichtigsten Wald- und Forstgesellschaften des südlichen und mittleren Schwarzwaldes. Dabei wurden zwei Ansätze verfolgt:

1. die rückblickende Bilanzierung der Entwicklung durch Vergleich von aktuellen mit historischen Aufnahmebelegen als Dokumente eines noch intakten, zumindest aber weniger belasteten Ausgangszustandes.
2. die indirekte Erschließung der Entwicklung durch Vergleich aktueller Aufnahmen aus unterschiedlich stark geschädigten Beständen derselben Waldgesellschaft als Belege möglicher Entwicklungsschritte.

Als weiterer Ansatz für die Zukunft ist

3. die direkte Verfolgung der Entwicklung durch Vergleich von Wiederholungsaufnahmen auf ausgewiesenen Dauerbeobachtungsflächen zu sehen.

Der aktuelle Zustand der Bestände wurde in den Jahren 1985 und 1986 in 174 Aufnahmen einschließlich schadbedingter Verlichtungen dokumentiert. Um die Erfassung ausgereifter Waldgesellschaften mit einer möglichst gleichmäßig entwickelten Bodenvegetation zu gewährleisten, kamen nur Baum- und Althölzer im Altersklassenwald in die engere Wahl. Die Verjüngung sollte zumindest in der Aufnahmefläche noch nicht eingeleitet sein, da dies eine Überlagerung der Wirkung forstlicher Maßnahmen mit denen des „Waldsterbens“ bedeutet hätte. Die Bestände durften weder gedüngt, noch in den letzten fünf Jahren durchforstet worden sein, abgesehen von schadinduzierter Zwangsnutzung. Die pflanzensoziologische Aufnahme nach BRAUN-BLANQUET (1964) erfolgte auf einer Kreisfläche von 10 m Radius. Sie wurde durch Einmessung der Bäume und einzelbaumweise Schadansprache auf einer Kreisfläche von 15 m Radius ergänzt. Die Flächen sind dauerhaft markiert.

Die historischen Aufnahmen stammen von verschiedenen Autoren und reichen unterschiedlich weit zurück (BARTSCH 1940, MÜLLER 1948, MÜLLER 1964 publ. 1969, OBERDORFER 1932–77, teilw. publ. 1982, SCHUHWERK 1972, Dipl. Arbeit 1973). Da sie sich nur in den seltensten Fällen genauer lokalisieren ließen, sind historische und aktuelle Aufnahmeflächen nicht identisch.

Die rückblickende Bilanzierung der Entwicklung erfolgte daher nicht als Direktvergleich sondern als pflanzensoziologischer Typenvergleich, bei dem ganze Kollektive von Aufnahmen aus definierten Waldgesellschaften bzw. Bestandestypen ineinander gegenübergestellt werden. Zu diesem Zweck wurden sämtliche ausgewerteten Aufnahmen folgenden Waldgesellschaften und Bestandestypen zugeordnet:

I. ARTENARME WALD- UND FORSTGESELLSCHAFTEN

1. (Sub-)montaner Hainsimsen-Buchenwald mit Eiche
(*Luzulo-Fagetum*, *Melampyrum pratense*-Form)
 - 1.1 ohne Tanne
 - 1.2 mit Tanne
2. montaner Hainsimsen-Buchenwald und Tannen-Fichten-Forsten (*Luzulo-Fagetum montanum*)
 - 2.1 ohne Tanne
 - 2.2 mit Tanne
 - 2.3 Tanne-Fichte
3. Hochmontaner Hainsimsen-Buchenwald u. Fichten-Forsten
(*Luzulo-Fagetum*, *Polygonatum verticillatum*-Form)
 - 3.1 Buche
 - 3.2 Buche-(Tanne)-Fichte
 - 3.3 Fichte

4. Hochmontaner Hainsimsen-Tannen-Fichtenwald u. Fichten-Forsten (*Luzulo-Abietetum*)
 - 4.1 mit Buche
 - 4.2 Tanne-Fichte
 - 4.3 Fichte

II. ARTENREICHE WALD- UND FORSTGESELLSCHAFTEN

5. (Sub-)montaner Buchenwald (*Eu-Fagenion*)
6. (Sub-)montaner Tannenforst
 - 6.1 mit Fichte
 - 6.2 ohne Fichte
7. Montaner Bergmischwald (*Abieti-Fagetum*)
8. Hochmontaner Bergmischwald (*Aceri-Fagetum*)

(In der nachfolgenden Darstellung der Ergebnisse werden anstelle der Bestandesbezeichnungen die jeweiligen Ziffern angegeben.)

Die derart zusammengefaßten Kollektive historischer und aktueller Aufnahmen wurden im Hinblick auf Artenzahlen, pflanzensoziologische Artengruppen, Stetigkeit einzelner Arten, ökologische Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979) und ökologische Zeigerwertspektren nach ROST-SIEBERT (1986) miteinander verglichen. Die Nomenklatur der Arten folgt OBERDORFER (1983). Für die Bestandestypen 5 (sub-)montaner Buchenwald und 6.2 (sub-)montaner Tannenforst aus artenreichen Waldgesellschaften liegen keine den aktuellen Aufnahmen entsprechenden historischen Belege vor. Zur besseren Einschätzung des heutigen Zustandes wurden in diesen Fällen Referenzdaten aus ähnlichen, aber eben nicht gleichen Bestandestypen herangezogen.

In einem zweiten Auswertungsschritt wurde überprüft, inwieweit sich die Ergebnisse dieser rückblickenden Bilanzierung innerhalb der Kollektive aktueller Aufnahmen bestätigen bzw. akzentuieren lassen. Hierzu wurde zunächst eine Korrelationsanalyse durchgeführt die den Zusammenhang zwischen verschiedenen Bestandesmerkmalen und dem Schädigungsgrad der Baumschicht klären sollte. Als Maß für den Schädigungsgrad diente die mittlere Kronenverlichtung \bar{v} in % (Abb.1). Getestet wurde die Abhängigkeit der Merkmale Baumschichtdeckung, Krautschichtdeckung, Artenzahl im Unterwuchs (alle Gefäßpflanzenarten), Zahl an Kenn- und Begleitarten der Waldschläge, Anteil verschiedener pflanzensoziologischer Artengruppen am Bestandaufbau sowie Bestandeszeigerwerte für Licht-, Stickstoff- und Reaktionszahl.

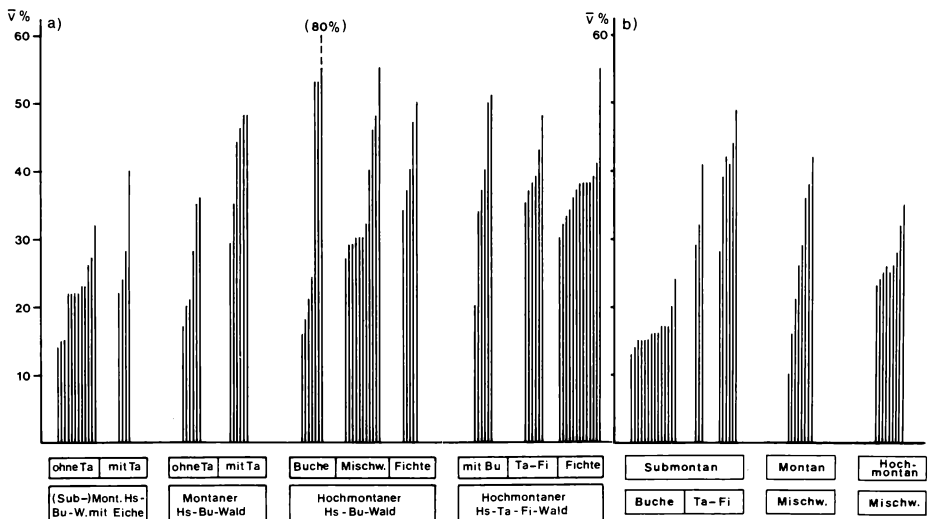


Abb. 1: Mittlere Kronenverlichtung \bar{v} (%) der Bäume in den 1985/86 aufgenommenen Bestandesteilen artenarmer (a) und artenreicher (b) Wald- und Forstgesellschaften.

Ergänzend wurden Aufnahmen aus schadbedingt verlichteten bzw. zusammengebrochenen Bestandesteilen ausgewertet, die Hinweise auf weitere Entwicklungsrichtungen geben können. Naturgegeben ist die Anzahl dieser Verlichtungsaufnahmen gering, so daß ihnen eher exemplarischer Charakter zukommt. Die Ergebnisse dieser Auswertung sollten daher nicht überbewertet werden, fügen sich aber im allgemeinen gut in den durch die rückblickende Bilanzierung abgesteckten Rahmen.

Ergebnisse

1. Artenarme Wald- und Forstgesellschaften

1.1 Artenzahlen

Im Vergleich zu den historischen Aufnahmen waren die mittleren Artenzahlen der Krautschicht in den meisten Bestandestypen nur wenig verändert (Abb. 2).

Für die vom Laubholz dominierten Bestände im submontanen bis montanen Bereich (1.1/1.2/2.1) zeichnete sich eine leichte Zunahme ab, die innerhalb der Kollektive aktueller Aufnahmen weiter bestätigt werden konnte: die Artenzahlen der Krautschicht (incl. Gehölzjungwuchs) nahmen hier mit dem Schädigungsgrad zu ($r = 0.58^{***}$ und $r = 0.65^{***}$). Dabei waren Kenn- und Begleitarten der Waldschläge im montanen Bereich wesentlich beteiligt ($r = 0.56^{**}$).

Sehr deutlich war die Zunahme der mittleren Artenzahl hingegen für den montanen Tannen-Buchenwald (2.2). Die aktuell aufgenommenen Bestände waren infolge des schlechten Zustandes der Tanne stark geschädigt, wobei auch hier die Artenzahlen in Abhängigkeit von steigender Kronenverlichtung und damit einhergehend rückläufigem Deckungsgrad der Baumschicht zunahmen.

Im hochmontanen Bereich (3.1/3.2/4.1/4.2) waren die mittleren Artenzahlen eher leicht rückläufig. Eine Abnahme in Abhängigkeit vom aktuellen Schädigungsgrad ließ sich allerdings nicht feststellen. Abweichend verhielten sich in dieser Höhenstufe die Fichtenforsten (3.3/4.3), in denen die mittleren Artenzahlen deutlich angestiegen waren. Dabei lagen sie in den aktuellen Aufnahmen generell recht hoch, so daß sich keine Steigerung der Artenzahlen in Abhängigkeit vom Schädigungsgrad feststellen ließ.

Bei den Sträuchern- und Baumsämlingen konnte nur für den submontanen und montanen Hainsimsen-Buchenwald ein Anstieg der mittleren Artenzahlen nachgewiesen werden, da die historischen Aufnahmebelege aus den übrigen Gesellschaftstypen unvollständige Angaben enthielten. Auch bei den Moosen waren die unvollständigen Angaben der meisten historischen Aufnahmebelege die Ursache, daß ein Vergleich mit rezenten Daten nur für den (sub-)montanen Hainsimsen-Buchenwald mit Eiche möglich wurde. Die mittleren Artenzahlen erwiesen sich hier als rückläufig.

1.2 Soziologische Gruppenspektren

Das Artengefüge war in den artenarmen Wald- und Forstgesellschaften sämtlicher Höhenstufen auf Kosten der Laubwaldarten, in den höheren Lagen auch der Nadelwaldarten, in Richtung auf einen größeren Anteil an „Freilandpflanzen“ verschoben (Abb.3). Erwartungsgemäß handelte es sich dabei v.a. um Arten der waldnahen Staudenfluren und Gebüsche, daneben aber auch um „Störzeiger“, also um Arten, die sonst an häufig gestörten Plätzen vorkommen. In den Hochlagen hatten auch Arten der Heiden und Wiesen zugenommen. Der Anteil an unspezifischen Begleitarten war in verschiedener Weise verändert. Eine deutliche Abnahme ließ sich im montanen Hainsimsen-Buchenwald mit Tanne (2.2) sowie in den Mischbeständen und Fichtenforsten des hochmontanen Hainsimsen-Buchenwaldes feststellen (3.2/3.3). Eine Zunahme war lediglich im hochmontanen Hainsimsen-Tannen-Fichtenwald (4.2) zu beobachten. In allen übrigen Bestandestypen blieb der Anteil nahezu unverändert.

Diese Bilanz im Vergleich zu den historischen Aufnahmen ließ sich innerhalb der aktuell belegten Bestände nicht in Zusammenhang zum Schädigungsgrad der Baumschicht bringen. So zeigte der Anteil an Wald- oder Freilandarten in keinem Aufnahmekollektiv eine eindeutige Abhängigkeit von der mittleren Kronenverlichtung.

▨ Histor. Aufn., ▩ Aufn. 1985 / 86

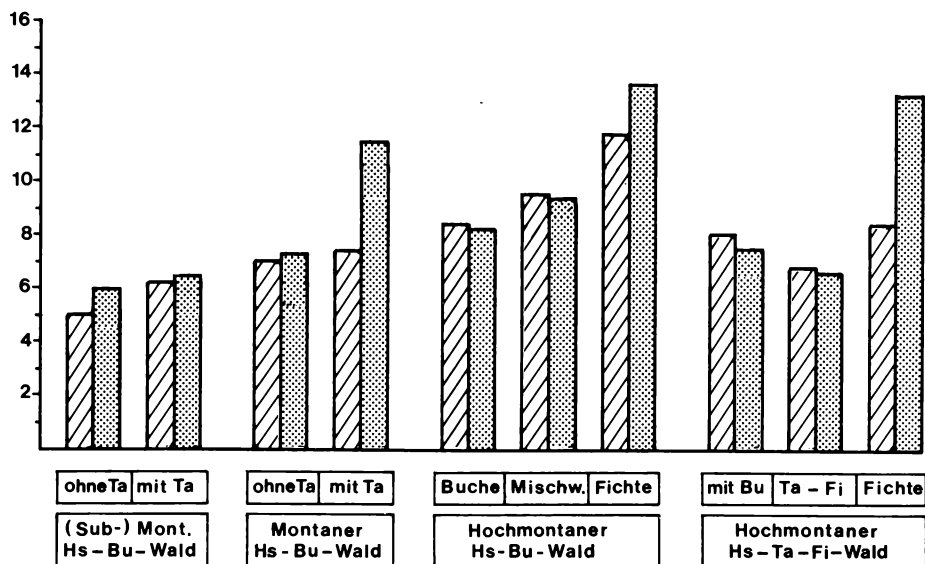


Abb. 2: Mittlere Artenzahlen der Bodenvegetation (ohne Baumjungwuchs, Sträucher und Moose) in den Aufnahmekollektiven aus artenarmen Wald- und Forstgesellschaften.

1.3 Floristischer Bestandeswandel

Die an den aufgezeigten Veränderungen maßgeblich beteiligten Arten wurden im Stetigkeitsvergleich identifiziert, wonach sich das folgende Bild ergab:

In der Krautschicht hatte v.a. die Präsenz lichtliebender, häufig stickstoffzeigender Kenn- und Begleitarten der Waldschläge sowie höherwüchsiger Farne zugenommen. Hierzu zählten mit Schwerpunkt im montanen Hainsimsen-Buchenwald *Rubus fruticosus* agg. (im hochmontanen Bereich fast völlig fehlend), *Athyrium filix-femina* und *Dryopteris dilatata*, vereinzelt auch *Juncus effusus*. Eine Zunahme in fast allen Bestandestypen war bei *Rubus idaeus*, *Galeopsis tetrahit* und *Carex pilulifera* festzustellen, abgesehen vom submontanen Bereich darüber hinaus bei *Senecio fuchsii* und *Dryopteris filix-mas*. Einige Arten zeigten schließlich einen deutlichen Schwerpunkt ihrer Förderung in den Nadelforsten. Hierzu zählten neben *Epilobium angustifolium* verschiedene Grasartige wie die oben schon erwähnte *Carex pilulifera*, *Agrostis tenuis* und vereinzelt *Luzula multiflora*. Von den typischen Waldarten kam einzig *Oxalis acetosella* in zahlreichen Bestandestypen häufiger vor.

In der Summe war die Stetigkeitszunahme im montanen Hainsimsen-Buchenwald (2) und in den hochmontanen Fichtenforsten (3.3/4.3) am umfangreichsten. Die geringsten Veränderungen zeigten der Bestandestyp mit Tanne im submontanen Bereich (1.2) und die Tannen-Fichtenwälder in hochmontaner Lage (4.2).

Daneben wurde eine Reihe von Arten herausgearbeitet, deren Reaktion uneinheitlich und darum schwer zu interpretieren war. Hierzu zählten v.a. säurezeigende Arten wie *Avenella flexuosa*, *Galium hircynicum*, die charakteristischen Hainsimsen *Luzula luzuloides* und *Luzula sylvatica*, *Vaccinium myrtillus* und schließlich *Veronica officinalis*. Auch *Polygonatum verticillatum* zeigte als Kennart des hochmontanen Hainsimsen-Buchenwaldes (3) zwar eine sehr deutliche Stetigkeitsabnahme kam aber – entgegen den historischen Aufnahmen – im hochmontanen Nadelwald (4) zumindest vereinzelt vor.

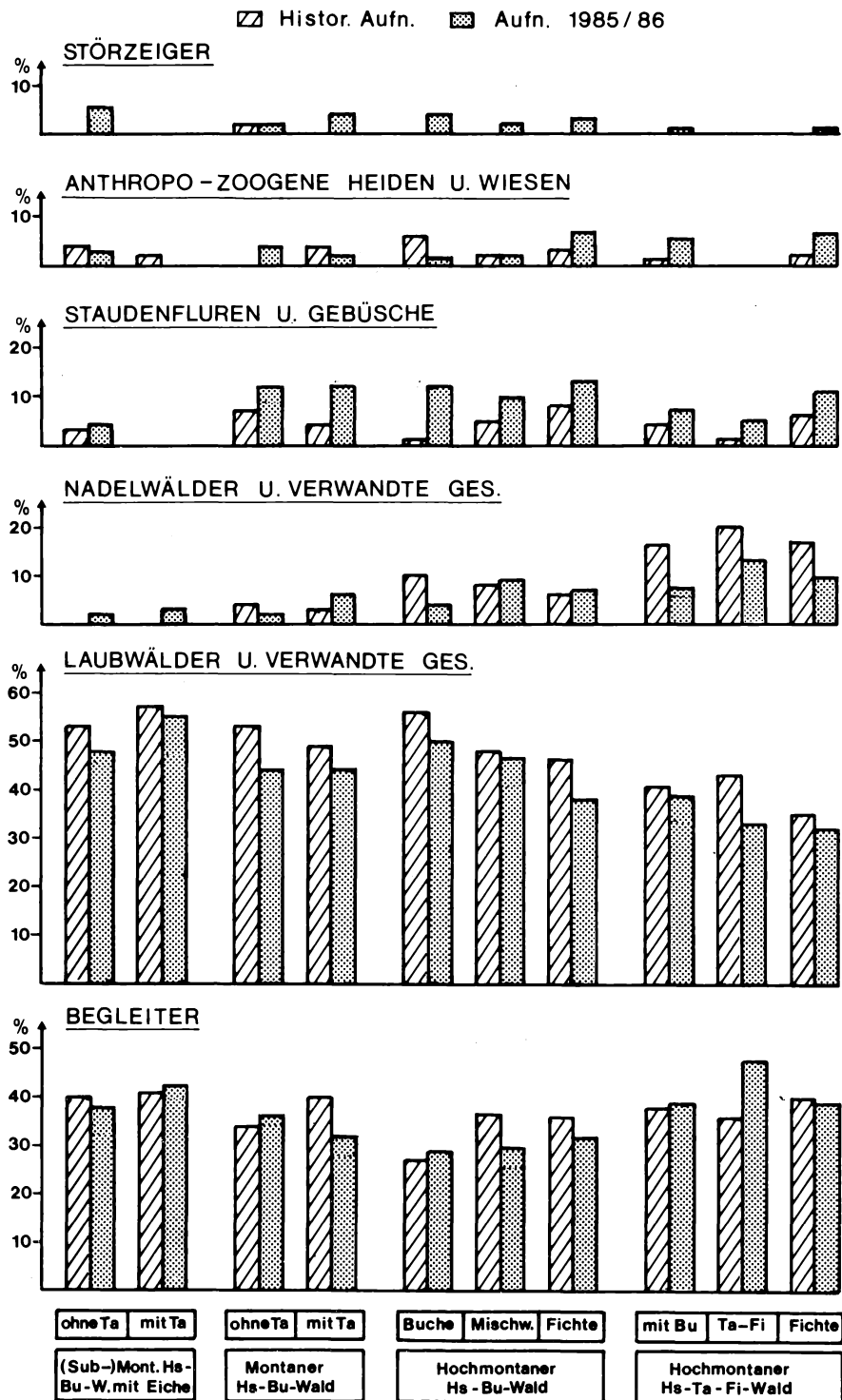


Abb. 3: Soziologische Gruppenanteile der Bodenvegetation (ohne Moose und Gehölzungwuchs) in den Aufnahmekollektiven aus artenarmen Wald- und Forstgesellschaften.

Bei den Gehölzen im Unterwuchs zeichnete sich nur für wenige Arten eine Förderung ab. Es waren dies v.a. *Sorbus aucuparia* und *Corylus avellana* sowie in den höheren Lagen *Sambucus racemosa* und *Frangula alnus*. Für den submontanen-montanen Hainsimsen-Buchenwald (1.2) ließ sich darüber hinaus eine höhere Präsenz der Sämlinge und Jungpflanzen von *Fraxinus excelsior*, v.a. aber von *Acer pseudoplatanus* und *Picea abies* nachweisen. Die beiden letztgenannten Arten schienen auch im hochmontanen Tannen-Fichtenwald (4) gefördert worden zu sein, für den sich die historischen Referenzdaten – wie auch für den hochmontanen Hainsimsen-Buchenwald (3) – leider als unvollständig erwiesen.

Für die Moose waren infolge unvollständiger historischer Aufnahmebelege ebenfalls nur beschränkt Aussagen möglich. Eine Reihe von Arten, die früher in den (sub-) montanen Hainsimsen-Buchenwäldern mit Eiche (1) belegt worden waren, ließ sich gar nicht mehr nachweisen. Hierzu zählten *Atrichum undulatum*, *Brachythecium populeum*, *Diphyscium foliosum*, *Plagiochila asplenioides*, *Plagiothecium denticulatum* und *Weisia viridula*. *Plagiochila* fehlte auch den aktuellen Aufnahmen des hochmontanen Hainsimsen-Tannen-Fichtenwaldes (4), ebenso wie *Hylacomium splendens*, das hier ehemals hochstet vertreten war. Der stufenweise Rückgang ließ sich sehr schön am Beispiel des Bestandestyps mit Buche (4.1) aufzeigen, für den unterschiedlich weit zurückliegende Aufnahmebelege in genügender Anzahl vorlagen.

Stetigkeitszunahme verzeichneten dagegen v.a. *Dicranum scoparium*, *Hypnum cupressiforme*, *Plagiothecium curvifolium* und *Rhytidiadelphus loreus*, vereinzelt auch *Leucobryum glaucum*. Diese Ergebnisse sind allerdings mit Vorbehalt zu betrachten, da die Moosschicht in den historischen Aufnahmen unvollständig belegt war. Dabei wurde *Hypnum* von OBERDORFER nahezu ausschließlich in neueren Aufnahmen des hochmontanen Hainsimsen-Tannen-Fichtenwaldes mit Buche belegt und fehlt seinen älteren Erhebungen aus diesem Bestandestyp. Dies mag als Indiz für eine tatsächliche, allmähliche Zunahme gelten.

1.4 Zeigerwerte

In allen artenarmen Wald- und Forstgesellschaften schlug sich die Verschiebung des Artengefüges in erhöhten mittleren Stickstoffzahlen nieder, so daß diese im montanen und hochmontanen Hainsimsen-Buchenwald (2/3) teilweise bereits an Werte artenreicher Waldgesellschaften heranreichten (Abb.4). Von einer Zunahme ausgenommen war lediglich der hochmontane Fichtenforst auf Standorten des *Luzulo-Fagetum* (3.3). Aus den Zeigerwertspektren wurde ersichtlich, daß es sich hierbei um den einzigen Gesellschaftstyp handelte, bei dem im Vergleich zu den historischen Aufnahmen nicht nur der Anteil stickstoffzeigender Arten (N7 u.8), sondern auch der Anteil an Arten stickstoffarmer Standorte (N3) deutlich erhöht war. Eine ähnliche Tendenz schien sich auch in den hochmontanen Fichtenforsten auf *Luzulo-Abietetum*-Standorten (4.3) abzuzeichnen.

Die mittleren Reaktionszahlen waren entweder unverändert niedrig oder zeigten leicht ansteigende Tendenz. Im Falle eines Mittelwertanstiegs ließen die Zeigerwertspektren eine Abnahme des Anteils (stark) säurezeigender Arten (R1–3) zugunsten eines erhöhten Anteils mäßig säurezeigender bis schwach basenzeigender Arten (R4–7) erkennen. In den Bestandestypen mit unveränderten Mittelwerten war meist eine Verlagerung der Zeigerwertspektren zugunsten mäßig säurezeigender Arten (R3 u. 4) festzustellen wobei der Hauptanteil nach wie vor bei den stark säurezeigenden Arten (R2) lag. Daraus ergab sich eine Verschiebung in Richtung auf niedrigere Reaktionszahlen nur für den hochmontanen Tannen-Fichtenwald mit Buche (4.1) und für den montanen Buchenwald (2.1).

Die genannten Veränderungen gingen meist mit einer Erhöhung der mittleren Lichtzahlen einher, die im montanen Hainsimsen-Buchenwald (2) nur schwach und im hochmontanen Tannen-Fichtenwald (4) am deutlichsten ausgeprägt war. Unverändert bzw. sogar leicht rückläufig waren hingegen die mittleren Lichtzahlen in den nur schwach geschädigten submontanen Buchenwäldern (1). Beim Vergleich der Zeigerwertspektren ließ sich hier keine eindeutige Tendenz erkennen. In allen anderen artenarmen Wald- und Forstgesellschaften hatte hingegen der Anteil von Halblichtpflanzen (L7) deutlich und der an Lichtpflanzen (L8) geringfügig zugenommen, wobei letztere den historischen Aufnahmekollektiven fehlten. Zugleich ließ sich meist eine klare Abnahme des Anteils an Schattenpflanzen (L3) nachweisen.

Die aufgezeigten Tendenzen konnten innerhalb der Kollektive aktueller Aufnahmen allerdings nicht bestätigt werden. In keiner der untersuchten artenarmen Waldgesellschaften war eine gerichtete, mit dem Schädigungsgrad der Bäume einhergehende Veränderung der Bestandeszeigerwerte erkennbar. Die wenigen Aufnahmen aus verlichteten Bereichen, in denen der Wald weitgehend zusammengebrochen war, ließen jedoch – abgesehen von weiter erhöhten Lichtzahlen – auch leicht gestiegene Stickstoffzahlen erkennen.

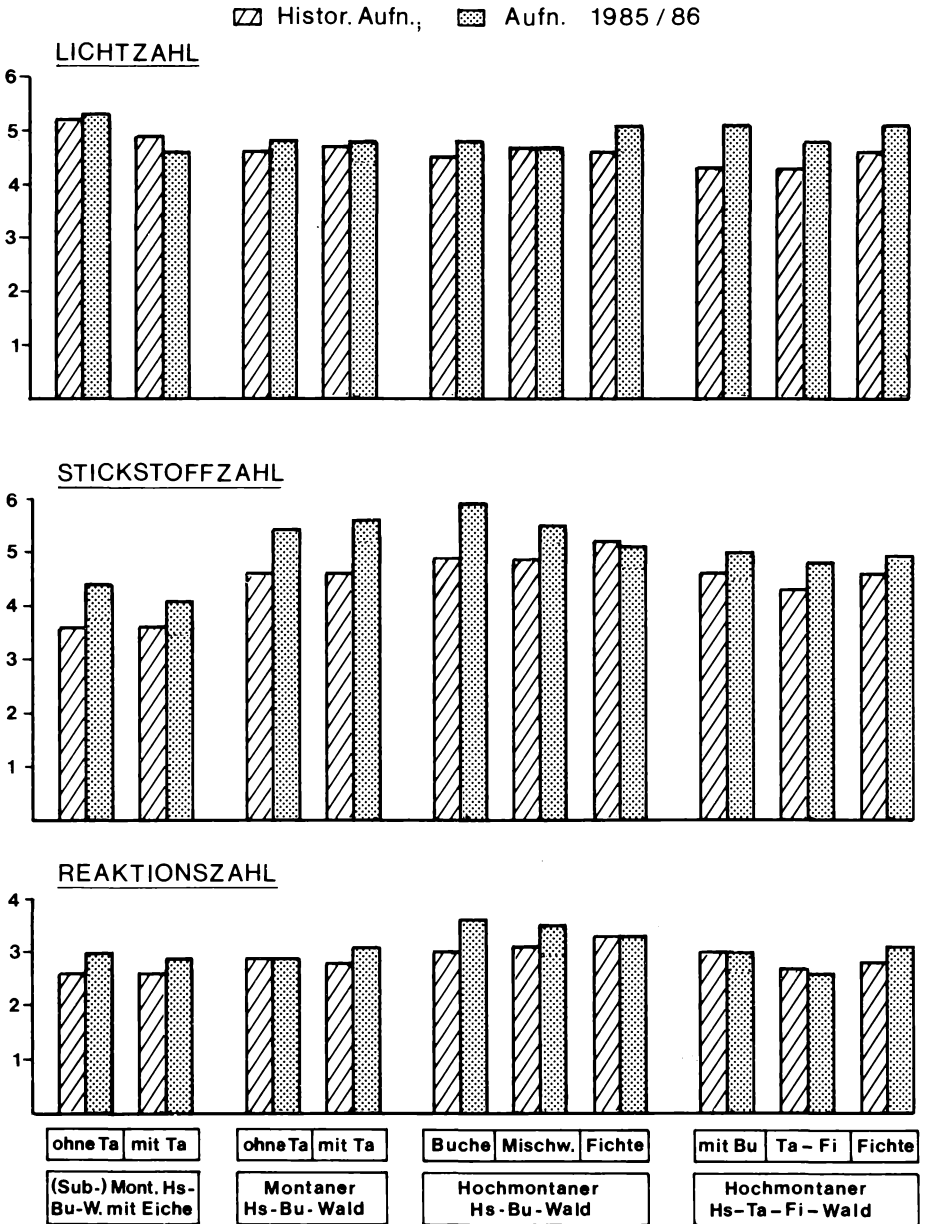


Abb. 4: Mittlere Bestandeszeigerwerte der Bodenvegetation (ohne Moose und Baumjungwuchs) in den Aufnahmekollektiven aus artenarmen Wald- und Forstgesellschaften.

2. Artenreiche Wald- und Forstgesellschaften

2.1 Artenzahlen

Da für den submontanen Bereich keine vergleichbaren historischen Aufnahmen vorlagen, mußte auf eine rückblickende Bilanzierung verzichtet werden. Dies betraf sowohl den reinen Buchenwald (5), als auch die Tannen-Forsten (6.2). Artenreiche Tannen-Fichten-Forsten (6.1), für die Referenzdaten vorlagen, konnten nur in drei aktuellen Aufnahmen belegt werden, so daß auch hier die Resultate unsicher blieben. Die Artenzahlen der Krautschicht in diesen Aufnahmen lagen deutlich über den historischen Werten (Abb.5), die von Sträuchern und Baumjungwuchs waren unverändert. Innerhalb der aktuellen Aufnahmekollektive ließ sich ein Zusammenhang zwischen Artenzahlen und Schädigungsgrad nicht herstellen.

Die Aufnahmen aus dem montanen Bergmischwald (7) erwiesen sich im Vergleich zu historischen Belegen als artenärmer, Sträucher und Baumjungwuchs waren in etwa gleich stark vertreten. Innerhalb des Kollektivs aktueller Aufnahmen zeichnete sich allerdings tendenziell ein Anstieg der Artenzahlen mit zunehmender Kronenverlichtung ab ($r = 0.69^{**}$).

Für den hochmontanen Bergmischwald (8) ergaben sich im Vergleich zu historischen Belegen hochstaudenarmer Ausbildungen höhere mittlere Artenzahlen. Ein Anstieg mit zunehmender Kronenverlichtung konnte innerhalb des Kollektivs aktueller Aufnahmen bestätigt werden ($r = 0.67^{**}$) und war maßgeblich auf eine Zunahme von Kenn- und Begleitarten der Waldschläge zurückzuführen ($r = 0.93^{***}$). Aus hochstaudenreichen Beständen lagen keine alten Angaben zu den Artenzahlen der Einzelaufnahmen vor, jedoch deutete die erhöhte Gesamtartenzahl darauf hin, daß es sich um reichere Ausbildungsformen gehandelt haben muß.

Ein Vergleich der Artenzahlen in der Moossschicht war allgemein nicht möglich, da von der Vollständigkeit der Angaben in den historischen Aufnahmen nicht mit Sicherheit ausgegangen werden konnte.

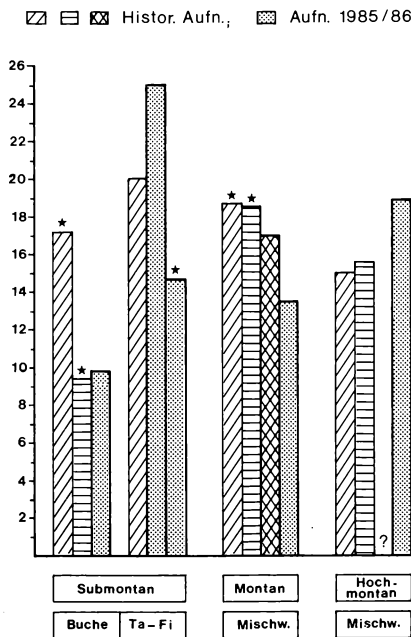


Abb. 5: Mittlere Artenzahlen der Bodenvegetation (ohne Baumjungwuchs, Sträucher und Moose) in den Aufnahmekollektiven aus artenreichen Wald- und Forstgesellschaften (Historische Aufnahmen von verschiedenen Autoren; *: nicht direkt vergleichbare, aber ähnliche Aufnahmekollektive; ?: ohne Angaben).

2.2 Soziologische Gruppenspektren

Soweit die Vergleichbarkeit von aktuellem und historischem Aufnahmемaterial gewährleistet war, erwies sich auch in den artenreichen Wald- und Forstgesellschaften der Anteil an Laubwaldarten am Aufbau der Krautschicht als rückläufig (Abb.6).

Zugenommen hatte hier auf der anderen Seite jedoch weniger der Anteil an Kennarten der Waldschläge als vielmehr an unspezifischen Begleitarten sowie geringfügig an Grünlandarten und Störzeigern.

Innerhalb der Kollektive aktueller Aufnahmen ließ sich eine solche Entwicklungsrichtung in Abhängigkeit vom Schädigungsgrad nicht bestätigen. Einzig in den submontanen Buchenwäldern (5) zeichnete sich eine schwach rückläufige Tendenz des Waldarten-Anteils ab ($r = -0.53^{**}$).

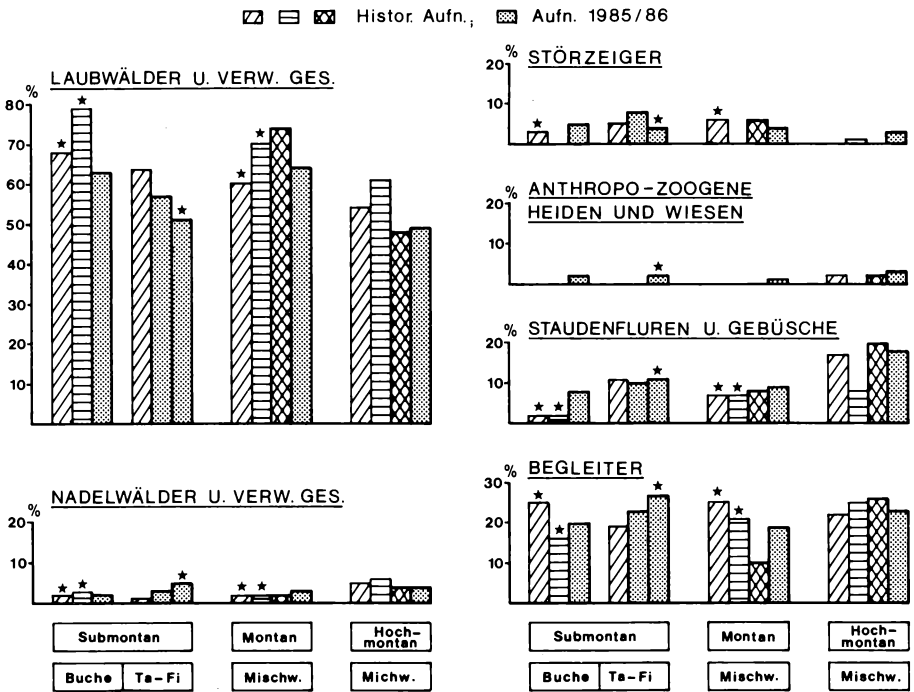


Abb. 6: Soziologische Gruppenanteile der Bodenvegetation (ohne Moose und Gehölzjungwuchs) in den Aufnahmekollektiven aus artenreichen Wald- und Forstgesellschaften (Historische Aufnahmen von verschiedenen Autoren; *: nicht direkt vergleichbare, aber ähnliche Aufnahmekollektive).

2.3 Floristischer Bestandeswandel

Der Stetigkeitsvergleich mit historischen Aufnahmebelegen ergab, daß in der Krautschicht nahezu dieselben Arten zugenommen hatten wie in den artenarmen Wald- und Forstgesellschaften. Es waren dies neben den Farnen *Dryopteris dilatata* und *Dryopteris filix-mas*, bedingt auch *Athyrium filix-femina*, wiederum Kenn- und Begleitarten der Waldschläge: *Galeopsis tetrahit*, *Rubus idaeus* und *Senecio fuchsii*, vereinzelt auch *Carex pilulifera* und *Juncus effusus*. Lediglich die vorzugsweise in den artenarmen Nadelforsten geförderten Arten *Agrostis tenuis*, *Epilobium angustifolium* und *Luzula multiflora* fehlten.

Hingegen schien eine ganze Reihe anspruchsvollerer Arten zurückgedrängt worden zu sein, so daß sich diesbezüglich deutliche Unterschiede zu den artenarmen Wald- und Forstgesellschaften abzeichneten. In den aktuellen Aufnahmen des montanen Bergmischwaldes (7) fehlten *Circea lutetiana*, *Festuca altissima*, *Galium odoratum*, *Mycelis muralis*, *Phyteuma spicatum*, *Scrophularia nodosa* und *Veronica montana* gegenüber früher völlig. Andere wie *Carex sylvatica*, *Epilobium montanum*, *Lamiastrum galeobdolon*, *Milium effusum* und *Viola reichenbachiana* waren seltener vertreten als in den historischen Belegen. Abgesehen von *Milium* kam diese zuletzt genannte Artengruppe aber im hochmontanen Bereich (8) eher häufiger vor. Ein Stetigkeitsrückgang ließ sich hier v.a. für die Farne *Athyrium distentifolium*, *Gymnocarpium dryopteris* und *Thelypteris phegopteris* sowie für *Stellaria nemorum* und die Hainsimsen *Luzula luzuloides* und *Luzula sylvatica* feststellen.

Für die Gehölze konnte neben der Stetigkeitszunahme von *Sambucus racemosa* eine erhöhte Präsenz der Baumsämlinge von *Abies alba*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Picea abies* nachgewiesen werden.

Veränderungen in der Mooschicht waren hingegen nicht mit Sicherheit nachzuweisen, da die historischen Belege wahrscheinlich keine wirklich vollständigen Angaben enthielten. So wurde aktuell eine größere Gruppe von Arten belegt, die sämtlichen alten Aufnahmen fehlte. Lediglich *Dicranella heteromalla*, *Eurhynchium striatum*, *Thuidium tamariscinum* und *Rhytidiadelphus loreus* waren vereinzelt notiert worden, so daß ihre tatsächliche Zunahme sicherer erscheint. Bei anderen, physiognomisch etwas auffälligeren Arten wie *Dicranum scoparium*, *Hypnum cupressiforme* oder *Polytrichum formosum* wurde unterstellt, daß ihre Präsenz aufgenommen worden wäre und ihr Fehlen in den historischen Belegen daher den tatsächlichen Verhältnissen entsprach. Zudem hatten *Dicranum* und *Hypnum* auch in den artenarmen Waldgesellschaften eine Förderung erkennen lassen.

2.4 Zeigerwerte

Hatte sich für die artenarmen Wald- und Forstgesellschaften eine deutliche Zunahme der mittleren Stickstoffzahlen ergeben, so war diese für die artenreichen Gesellschaftstypen bestenfalls ansatzweise erkennbar (Abb.7). Erst die Zeigerwertspektren offenbarten den leichten Anstieg des Anteils an Stickstoffzeigern (N7 u. N8) auch hier.

Eine Zunahme der mittleren Reaktionszahl war nur in den Vergleichsaufnahmen aus dem hochmontanen Bergmischwald (8) festzustellen. Die Zeigerwertspektren ließen hier eine sehr deutliche Zunahme des Anteils an Schwachsäure- bis Schwachbasenzeigern (R7) bei einer Abnahme des Anteils an stärker säurezeigenden Arten (R2–R5) erkennen. Abgeschwächt zeichnete sich diese Tendenz auch in den Zeigerwertspektren des montanen Bergmischwaldes (7) ab. Im artenreichen Tannen-Fichten-Forst (6.1) war hingegen zugleich eine geringfügige Zunahme an säurezeigenden Arten (R2–3) zu beobachten.

Die mittleren Lichtzahlen waren in ähnlicher Weise erhöht wie in den artenarmen Wald- und Forstgesellschaften, lagen aber stets etwas tiefer als dort. Die Zeigerwertspektren zeigten dementsprechend eine deutliche Zunahme des Anteils an Halbschatten- bis Halblichtpflanzen (L6–7), jedoch fehlten die in den artenarmen Bestandestypen vereinzelt aufkommenden Lichtpflanzen (L8) weitgehend.

Ein Zusammenhang zwischen Bestandeszeigerwerten und Schädigungsgrad der Baumschicht wurde nur in wenigen Fällen offenbar. So stiegen die Lichtzahlen tendenziell nur in den aktuellen Aufnahmen des submontanen Tannen(-Fichten)-Forstes (6) mit zunehmender Kronenverlichtung ($r = 0.58^{**}$). Eine entsprechend gerichtete Abnahme der Stickstoffzahlen war einzig in den Aufnahmen des hochmontanen Bergmischwaldes (8) feststellbar ($r = -0.68^{**}$). Im submontanen Buchenwald (5) zeichnete sich schließlich ein Rückgang der Reaktionszahlen ab ($r = -0.58^{**}$).

3. Gesamtaspekt und weitere Entwicklungstendenz

Die aufgezeigten Veränderungen waren keineswegs immer mit einem augenfälligen Wandel im Unterwuchs der geschädigten Bestände verbunden. Bei noch weitgehend waldartigem Charakter, mit einer Kronendeckung von mindestens 50%, ging gerade die Stetigkeitszunahme ein-

Histor. Aufn.,

 Aufn. 1985/86

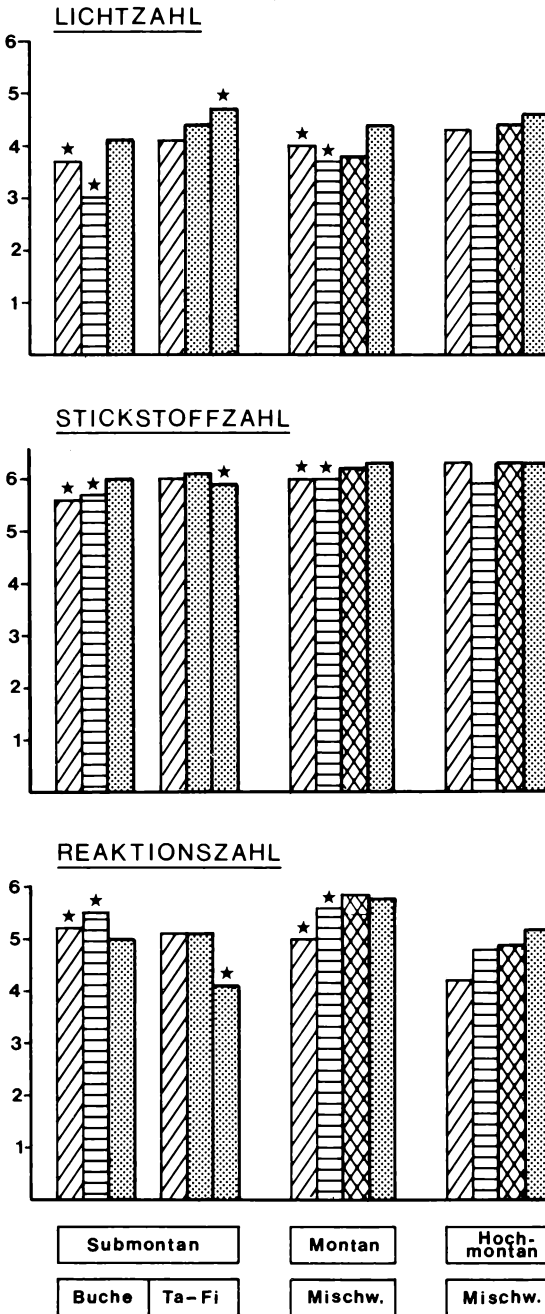


Abb. 7: Mittlere Bestandeszeigerwerte der Bodenvegetation (ohne Moose und Baumjungwuchs) in den Aufnahmekollektiven aus artenreichen Wald- und Forstgesellschaften (Historische Aufnahmen von verschiedenen Autoren; *: nicht direkt vergleichbare, aber ähnliche Aufnahmekollektive).

zelter Arten und Artengruppen kaum je mit einer auffälligen Häufigkeit oder gar Dominanz in den einzelnen Flächen einher. So waren die Kenn- und Begleitarten der Waldschläge selbst in den am stärksten geschädigten Beständen mengenmäßig meist immer noch schwach vertreten. Einzig im artenreichen, montanen und hochmontanen Bergmischwald konnten Fälle belegt werden, in denen *Rubus idaeus* unter stärker geschädigtem, lichterem Kronendach bis zur Hälfte (7) bzw. bis zu einem Drittel (8) der Fläche deckte. In den historischen Aufnahmen war die Art stets nur mit wenigen Individuen pro Aufnahme­fläche vermerkt. Sonst aber standen selbst die Artenzahlen der Schlagvertreter nur im montanen Hainsimsen-Buchenwald (2) und im hochmontanen Bergmischwald (8) in ersichtlichem Zusammenhang zum Schädigungsgrad der Baumschicht ($r = 0.56^{**}$ und $r = 0.93^{***}$).

Im Vergleich dazu gelangten die höherwüchsigen Farne zwar in einzelnen Aufnahme­flächen zur Dominanz, jedoch war die erhöhte Deckung nur im hochmontanen Hainsimsen-Tannen-Fichtenwald (4) und nur für *Dryopteris dilatata* offensichtlich von der Kronenverlichtung abhängig. Es war dies die einzige Waldgesellschaft, in der die Farne auch in den historischen Belegen mitunter höhere Deckungswerte von bis zu 75% erreicht hatten.

Von einer mit zunehmendem Schädigungsgrad voranschreitenden Verkrautung kann somit bislang nur in den artenreichen, montanen und hochmontanen Bergmischwäldern (7/8) gesprochen werden, wobei selbst hier kein faßbarer Zusammenhang zwischen Schädigungsgrad der Baumschicht und Deckung der Krautschicht bestand.

Einige wenige Aufnahmen aus schadbedingt verlichteten Bereichen, in denen die Kronendeckung unter 50% lag, konnten aber ergänzende Hinweise auf die zu erwartende Weiterentwicklung geben. In allen belegten Fällen war es zu einer üppigen Entfaltung der artenreichen Bodenvegetation gekommen. Dabei dominierten im montanen Bereich (7) Farne und Grasartige, während Schlagarten nach wie vor schwach vertreten waren. Im hochmontanen Bergmischwald (8), für den Verlichtungen nur aus nadelholzreicheren Bestandesteilen vorgelegt werden konnten, war der hohe Anteil der Farne mit zunehmender Verlichtung rückläufig, während gleichgerichtet Kenn- und Begleitarten der Waldschläge zur Vorherrschaft in der insgesamt dreischichtigen Krautschicht gelangten. Diese Tendenz hatte sich auch schon in den noch dichter geschlossenen, waldartigen Bereichen abgezeichnet.

In den tieferen Lagen setzte bei insgesamt geringerer Schädigung der Laubhölzer die Entwicklung in den Mull-Buchenwäldern (5) erst ein. Hier deutete sich eher die Tendenz zur Vergrasung an. So erreichte *Festuca altissima* in den etwas stärker geschädigten Beständen Deckungswerte bis zu 75%, ohne daß Schlagarten in nennenswertem Umfang auftraten. In den historischen Aufnahmen war die Art hingegen auch für die *Festuca*-reiche Ausbildungsform nie mit mehr als 50% Deckung belegt worden.

Die weitaus stärker geschädigten, artenreichen Tannen-(Fichten-)Forsten der submontanen Lagen (6.2) nahmen eine Zwischenstellung ein. Hier war *Festuca* zwar häufig flächendeckend vertreten, wurde aber stets individuenreich von den Schlagarten *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus*, *Senecio fuchsii* und *Galeopsis tetrahit* begleitet, die im am stärksten geschädigten Bestand zur Vorherrschaft gelangten.

Wesentlich unauffälliger präsentierten sich meist die Veränderungen in den artenarmen Waldgesellschaften. Im Hainsimsen-Buchenwald (1/2/3) konnte nur in seltenen Fällen eine Deckung der Krautschicht von über 50% belegt werden, die meist auf *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus* und/oder die Farne *Athyrium filix-femina* und *Dryopteris dilatata*, also auf gesellschaftstypische Arten zurückzuführen war. Dabei bestand zwar kein ersichtlicher Zusammenhang zum Schädigungsgrad der Baumschicht, jedoch waren *Avenella* in den historischen Aufnahmen nur ausnahmsweise mit mehr als 50% Deckung, die Farne sogar stets nur als Einzelindividuen nachgewiesen worden. Vertreter der Waldschläge erreichten, selbst wenn sie artenreich vertreten waren, niemals höhere Deckung. Als Leitart des Bestandeswandels kann hier daher – auch sinnbildhaft – *Galeopsis tetrahit* gelten. Die licht- und stickstoffliebende Begleitart der Waldschläge, die bei ELLENBERG (1979) als Störzeiger klassifiziert ist, kam unscheinbar und stets steril in nahezu allen Bestandestypen (auch der artenreichen Waldgesellschaften) regelmäßig vor. Lediglich im hochmontanen Hainsimsen-Tannen-Fichtenwald trat sie zurück. Historisch war sie nur vereinzelt in artenreichen, nie jedoch in artenarmen Waldgesellschaften

nachgewiesen. In neueren Aufnahmen von MURMANN-KRISTEN (1987) aus dem Nord-schwarzwald trat sie bereits sporadisch auf. So ist sie zwar präsent und weist auf den standörtlichen Wandel hin, fällt aber wohl nur dem geschulten Beobachter auf.

Die weitere Entwicklung wurde in wenigen Verlichtungsaufnahmen belegt, die auf eine Verkrautung durch Farne und Schlagarten (v.a. *Rubus idaeus*) im hochmontanen Bereich hingen. Darüber hinaus zeigten hier aber zwei Aufnahmen aus stark geschädigten, von Buche dominierten Beständen auch die Möglichkeit der Vergrasung auf. In einem Fall war *Luzula sylvatica*, im anderen *Calamagrostis arundinacea* zur Vorherrschaft gelangt.

Die Deckung der Krautschicht in den hochmontanen Fichtenforsten (3.3/4.3) und im Tannen-Fichtenwald (4.1/4.2) lag – unabhängig vom Schädigungsgrad der Bäume – meist über 50%. *Avenella flexuosa* und *Vaccinium myrtillus*, seltener Farne prägten das Bild. Auch für diese Bestandestypen wiesen die historischen Aufnahmen für *Avenella* und für die Farne nur ausnahmsweise Deckungswerte über 50% aus.

Belege aus verlichteten Beständen oder Bestandesteilen wurden ausschließlich in reinen Fichtenforsten (3.3/4.3) erhoben. Sie dokumentieren sämtlich die Vergrasung durch *Avenella flexuosa* und *Calamagrostis arundinacea*, wobei mitunter auch Farne in stärkerem Maße an der Krautschicht beteiligt waren.

Sowohl in den artenarmen wie in den artenreichen Waldgesellschaften waren außer den Hauptbaumarten kaum Gehölzsämlinge im Unterwuchs vertreten. Da auf die Aufnahme von Beständen in Verjüngung bewußt verzichtet worden war, um eine allzu starke Überlagerung mit Wirkungen forstlicher Maßnahmen zu vermeiden, erreichten sie stets nur geringe Deckung. Einzig *Sorbus aucuparia* erlangte höhere Stetigkeit im hochmontanen Bereich (3/4/8) und war strauchförmig verstärkt in den Fichtenforsten (3.3/4.3) vertreten. In den artenreichen Buchenwäldern (5/7) trat in submontaner bis montaner Lage *Sambucus racemosa* häufiger auf. Auch in den Verlichtungen kamen weitere Arten hinzu. Die weitere Entwicklung läßt sich nur durch künftige Untersuchungen in den Dauerbeobachtungsflächen verfolgen.

Interpretation und Vergleich mit den Arbeiten anderer Autoren

Die in der Literatur zu findenden Angaben zur Reaktion einzelner Arten auf bestimmte Immissionen erleichtern die Interpretation der Ergebnisse. Sie sind im Abschlußbericht eingehend erörtert, so daß auf eine Darstellung an dieser Stelle verzichtet werden kann.

Vor dem Hintergrund dieser Untersuchungen und Beobachtungen zur Reaktion einzelner Arten deuten die für den Schwarzwald herausgearbeiteten Veränderungen der Bodenvegetation in geschädigten Waldbeständen darauf hin, daß als Motor der Entwicklung nicht der erhöhte Lichtgenuß allein verantwortlich gemacht werden kann. Zwar ist bei größerer Einstrahlung mit einer verstärkten Mineralisation v.a. in Fichtenforsten zu rechnen (ELLENBERG 1982, S. 709), jedoch müssen Stickstoffeinträge von außen zusätzlich eine wesentliche Rolle spielen. Dafür spricht zum einen auch, daß sich selbst in den nur schwach geschädigten, gegenüber früher dichter geschlossenen Beständen des submontanen Hainsimsen-Buchenwaldes (1) ein deutlicher Anstieg der mittleren Stickstoffzahl nachweisen ließ. Zum anderen war in den aktuellen Aufnahmen keine gerichtete Zunahme der Bestandeszeigerwerte mit zunehmender Kronenverlichtung festzustellen. Erst in den Verlichtungsaufnahmen ergab sich mitunter eine Erhöhung der Stickstoffzahlen.

Zur gleichen Ansicht gelangten ROST-SIEBERT & JAHN (1988), die die Veränderungen der Bodenvegetation verschiedener Waldgesellschaften in Holstein und Niedersachsen untersuchten. Auch hier hatte selbst in dunkler gewordenen Beständen die Zahl nitrophiler Arten zugenommen, so daß die Autoren an Stickstoffeinträgen aus Immissionen als Ursache der Förderung keinen Zweifel hegten.

KUHN et al.(1987) führten die Zunahme der mittleren Stickstoffzahlen bei gleichzeitiger Abnahme der Lichtzahlen in den von ihnen untersuchten Eichen-Birken- und Eichen-Hainbuchenwäldern der Schweiz ebenfalls auf Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre zurück.

Für die Eichen-Hainbuchenwälder des im Rheintal, in westlicher Nachbarschaft zum Schwarzwald gelegenen Kaiserstuhl wiesen WILMANN'S et al.(1986) in bodenkundlichen

Messungen erhöhte Gehalte an Gesamtstickstoff, Nitrat und pflanzenverfügbarem Phosphat sowie erhöhte pH-Werte auf windexponierten Rücken und Kuppen nach. Hier hatten aufkommende Herden von *Alliaria petiolata* seit Ende der 70er Jahre als Indiz für eine Zufuhr stickstoffhaltiger Immissionen das Interesse der Autoren geweckt. Die Befunde wurden entsprechend als Folge von Immissionen aus südlicher Richtung interpretiert.

Niederschlagsanalytische Untersuchungen von ADAM et al. (1987) in südwestdeutschen Wald-Ökosystemen ergaben Einträge an Gesamt-Stickstoff von 7.1–19.1 kg/ha u. Jahr bei erhöhter Belastung an der Westflanke des Schwarzwaldes und hinter dem Hauptkamm nach Osten hin deutlich abnehmenden Eintragsraten. Im Bestandesniederschlag stiegen die Werte auf 8.7–52.2 kg/ha u. Jahr an, wobei in Nadelwäldern höhere Einträge als in Laubwäldern festgestellt wurden. Das im Freilandniederschlag ausgeglichene Verhältnis von Nitrat- zu Ammoniumstickstoff war hier in Richtung höherer Nitratanteile verschoben. Insgesamt stieg die Tendenz der Stickstoffeinträge im Meßzeitraum 1981–86 deutlich an, was auf vermehrte NO₃-Deposition beruhte.

Nach MOHR (1987) sind diese Eintragsraten als überhöht anzusehen, da sie weit über den Mengen liegen, die die Bestände mit ihrer durch den Mangel an anderen Nährstoffen und an Wasser eng begrenzten Photosyntheseleistung verwerten können. Als Indizien für ein Überangebot an Stickstoff im Wald führt er neben Veränderungen der Bodenvegetation eine ganze Reihe weiterer Untersuchungsergebnisse und Beobachtungen an (MOHR 1986).

Für eine Reaktion der Bodenvegetation auf zunehmende Versauerung ergeben sich zumindest in den artenarmen Waldgesellschaften des Schwarzwaldes kaum Hinweise. Die mittleren Reaktionszahlen ließen eher sogar steigende Tendenz erkennen, und der Anteil an säurezeigenden Arten war in der Regel rückläufig. Dies bedeutet zwar nicht unbedingt, daß Säurezeiger bereits verdrängt worden sind, wohl aber daß mäßig säure- bis schwach basenzeigende Arten zugenommen haben. Immerhin war aber die Stetigkeit säurezeigender, eutrophierungs-empfindlicher Arten in den meisten Fällen eher rückläufig.

Diese Beobachtungen stehen in Einklang mit Untersuchungen von LIU (1988), der in Freifeld-Düngungsparzellen auf unterschiedlichen Waldstandorten in Südwest-Deutschland einen Anstieg der pH-Werte im Oberboden nach Nitrat-Düngung feststellte und dies auf die HCO₃- bzw. OH⁻-Ausscheidung der Pflanzen bei NO₃-Aufnahme zurückführt. LIU stellt den klaren Zusammenhang zwischen der Zusammensetzung der applizierten Düngemittel und der Änderung der pH-Werte heraus. So zeichneten sich Parzellen mit SO₄-Düngung durch eine pH-Absenkung aus.

Einzelne Anzeichen für eine Reaktion auf Versauerung gibt es in den hier untersuchten Beständen nur im hochmontanen Bereich der Nadelwälder und -forsten. Typische, säurezeigende Arten waren dort tendenziell mit höherer Stetigkeit vertreten als in den historischen Aufnahmen, und *Avenella flexuosa* schien höhere Deckungswerte zu erreichen. Die mittleren Reaktionszahlen waren jedoch im Vergleich zu früheren Werten unverändert oder gestiegen (4.3), und weder die Zeigerwertspektren noch die Aufnahmen verlichteter Bestände ergaben einen eindeutigen Trend, so daß hier möglicherweise eher der erhöhte Lichtgenuß für die zu beobachtenden Veränderungen verantwortlich zu machen ist. Bei den artenreichen Waldgesellschaften deuten die mengenmäßige Zunahme von *Festuca altissima* im submontanen Buchenwald und der Rückgang der Bestandeszeigerwerte für die Reaktionszahl in Abhängigkeit vom Schädigungsgrad der Bäume eine Reaktion auf Versauerung an. Im montanen Bergmischwald liefern der Rückgang anspruchsvollerer Laubwaldarten bei gegenüber früher jedoch unveränderter mittlerer Reaktionszahl entsprechend schwache Hinweise. Der Vergleich der Zeigerwertspektren hatte hier eine Verschiebung in Richtung auf tiefere Werte ergeben und auch die Reaktionszahl aus einer Verlichtungsaufnahme war auffallend niedrig.

Für den hochmontanen Bergmischwald finden sich hingegen kaum Anzeichen für eine durch Versauerung mitgesteuerte Sukzession. Die säurezeigenden Hainsimsen kamen eher seltener vor und anspruchsvollere Waldarten ließen kaum eine Stetigkeitsänderung erkennen. Die mittlere Reaktionszahl war im Vergleich zu historischen Aufnahmen infolge eines deutlich gestiegenen Anteils an schwach basenzeigenden Arten sogar erhöht. Lediglich die Aufnahmen aus verlichteten, nadelholzreicheren Beständen fielen durch niedrige Reaktionszahlen auf.

Auch diese Ergebnisse stehen durchaus in Einklang mit den Resultaten anderer Autoren. So konnten ROST-SIEBERT & JAHN (1988) in den von ihnen untersuchten Hainsimsen-Buchenwäldern keine Anzeichen für eine durch Säureeintrag gesteuerte Reaktion der Bodenvegetation nachweisen. Vielmehr war die mittlere Reaktionszahl erhöht und das Zeigerwertspektrum hatte sich auf Kosten von Starksäurezeigern um Mäßigsäure- bis Schwachbasenzeiger erweitert. Entsprechende Veränderungen stellten BUCK-FEUCHT (1986) in Hainsimsen-Buchenwäldern Süddeutschlands sowie KUHN et al. (1987) in artenarmen Waldgesellschaften des Genfer Beckens fest.

ROST-SIEBERT & JAHN (1988) erhielten durch Wiederholungsuntersuchungen ursprünglich nährstoffarmer und sehr saurer Böden Hinweise auf eine Verbesserung der Humusform von Rohhumus in Richtung auf Moder. Auf mittleren Böden des Flattergras-Buchenwaldes ließ sich im Gegensatz dazu trotz erhöhter Stickstoffzahlen eine Verschlechterung der Humusform feststellen. Sie war bei nahezu unveränderter mittlerer Reaktionszahl mit einer Abnahme sowohl von Starksäure- als auch von Schwachbasenzeigern verbunden. WITTIG et al. (1985, 1986) konnten hingegen in der gleichen Waldgesellschaft für die Westfälische Bucht einen leichten Rückgang der Reaktionszahl feststellen, der auf eine deutliche Zunahme von Säurezeigern zurückzuführen war.

Die für Südwestdeutschland ermittelten Protonen-Einträge lagen zwischen 1981 u. 1986 – wie schon die Stickstoffeinträge der Höhe der Jahresniederschläge entsprechend – am Westrand des Schwarzwaldes am höchsten (ADAM et al. 1987). Die pH-Werte zeigten hingegen keinen Gradienten und lagen zwischen 2.84 und 3.40. Regional ergab sich für den Schwarzwald eine von West nach Ost abnehmende Belastung durch Säureeinträge.

Somit reihen sich die Ergebnisse unserer Untersuchungen in den Wald- und Forstgesellschaften des Schwarzwaldes schlüssig in die Reihe der Veröffentlichungen anderer Autoren ein, die ROST-SIEBERT & JAHN (1988) knapp und treffend wie folgt zusammenfaßten: „Es scheint sich aber zu bestätigen, daß die Stickstoffzufuhr aus Immissionen in artenarmen Gesellschaften zu einer Verbesserung der Humusform und dadurch zu Verschiebungen der Artenkombination in Richtung auf einen zunehmenden Anteil von an die Nährstoffversorgung anspruchsvollere Arten führt. In artenreicheren Waldgesellschaften mittlerer Standorte scheint dagegen eine Verschlechterung der Humusformen infolge beschleunigter Versauerung einzutreten, was sich in einer Abnahme der Artenzahl weniger in einer Zunahme von Säurezeigern ausdrücken kann“ (S. 80f.).

Daß darüber hinaus der erhöhte Lichtgenuß am Boden von ganz entscheidender Bedeutung für die Sukzession gerade in stark geschädigten Beständen ist, braucht kaum betont zu werden.

Wie die weitere Entwicklung der Waldvegetation unter dem Einfluß der genannten Störfaktoren (Verlichtung, Stickstoff- und Säureeinträge) verläuft, sollen künftige Untersuchungen in den als Dauerbeobachtungsflächen angelegten Aufnahmeflächen verfolgen.

Literatur

- ADAM, K., EVERS, F.H., LITTEK, Th. (1987) Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Wald-Ökosystemen 1981–1986. – KfK-PEF 24: 1–119. Karlsruhe.
- BARTSCH, J. u. M. (1940): Vegetationskunde des Schwarzwaldes. – Pflanzensoziologie 4. – Fischer, Jena: 229 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) Pflanzensoziologie. – Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. – Springer, Wien New York: 865 S.
- BUCK-FEUCHT, G. (1986) Vergleich alter und neuer Waldvegetationsaufnahmen im Forstbezirk Kirchheim unter Teck. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskd. u. Forstpflanzenzüchtung 32: 43–49. Stuttgart.
- BÜRGER, R. (1988): Veränderungen der Bodenvegetation in Wald- und Forstgesellschaften des Mittleren und Südlichen Schwarzwaldes. – KfK-PEF 52: 1–162. Karlsruhe.
- DEUTSCHER ALPENVEREIN (Hrsg. 1985): Der Bergwald stirbt. Erläuterungen zur Katastrophenkarte „Erosion und Lawinen“ und zur Katastrophenkarte „Hochwasser“. Hrsg. Deutscher Alpenverein (DAV) – Referat für Natur- und Umweltschutz. 16 S., 2 Karten. München.

- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. – Scripta Geobot. IX 1–122. Göttingen.
- (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 3. verb. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- GUDERIAN, R., KÜPPERS, E. (1980): Response of Plant Communities to Air Pollution. – Proc. Symp. Effects of Air Pollutants on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems 22.–27. Juni 1980: 187–199.
- KUHN, N., AMIET, R., HUFSCHMID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. – Allg. Forst- u. Jagdzeitung 158: 77–84. München.
- LIU, J. (1988): Ernährungskundliche Auswertung von diagnostischen Düngungsversuchen in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) Südwestdeutschlands. – Diss. Univ. Freiburg: 193 S.
- MAUSER, W. (1984): Berechnung von Oberflächenabflußhydrographen mit Hilfe von digitalen Landsat Daten und SCSTA-20 Modell am Beispiel der Dreisam/Süd-Schwarzwald. – Diss. Lehrstuhl Phys. Geogr., Univ. Freiburg.
- MOHR, H. (1986): Die Erforschung der neuartigen Waldschäden. Eine Zwischenbilanz. – *BiuZ* 16.3: 83–89.
- (1987): Neuartige Waldschäden. – Eine Chance für die Rückkehr zur sachlichen Diskussion? – *Energie-wirtschaftliche Tagesfragen* 37.2: 140–142. Gräfelfing.
- MÜLLER, K. (1948): Der Feldberg im Schwarzwald. – Bielefeld, Freiburg: 585 S.
- MÜLLER, Th. (1969): Die Vegetation im Naturschutzgebiet Zweribach. – Veröff. Landesst. Natursch. u. Landschaftspflege 37: 81–101. Ludwigsburg.
- NATUR (1984): Waldsanierung am Beispiel Schwarzwald. Ein Zwölfjahresplan. – *Natur* 1: 43–58.
- NILSSON, S. (1986): Development and consequences of forest damage attributed to air pollutants and changes of climate. – *Laxenburg*: 34 S.
- OBERDORFER, E. (1982): Die hochmontanen Wälder und subalpinen Gebüsche. – In: *Der Feldberg im Schwarzwald. – Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* 12: 317–364. Karlsruhe.
- (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1051 S.
- ROST-SIEBERT, K. (1986): Feststellung von Veränderungen der Bodenvegetation und im chemischen Oberbodenzustand während der letzten Jahrzehnte. – *UBA-Texte* 18: 246–256. Berlin.
- , JAHN, G. (1988): Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte. Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? – *Forst und Holz* 43(4): 75–81. Alfeld-Hannover.
- SCHMIDT, A., FALK, K., HERFORTH, A., MÜLLER, V., PAPAJEWSKI, W., SCHULTE, H. (1986): Auswirkungen von Waldschäden auf ausgewählte Landschaftsfaktoren im Gebiet des Regionalverbandes Südlicher Oberrhein. – Veröff. Akad. f. Raumforschung u. Landesplanung: Beiträge d. ARL Bd. 95: 102 S. Hannover.
- SCHUHWERK, F. (1973): Die Vegetation des Bannwaldes Wehratal im Südschwarzwald. – *Staatsex.arb. Inst. Biol. II. Uni. Freiburg*.
- WENTZEL, K.F., ZUNDEL, R. (Hrsg. 1984): *Hilfe für den Wald. Ursachen, Schadbilder, Hilfsprogramme.* – *Niederhausen*: 128 S.
- WILMANN, O., BOGENRIEDER, A. (1986): Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation. Pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. – *Abhandl. Westf. Museum f. Naturkunde* 48 (2–3): 55–80. Münster.
- WITTIG, R., BALLACH, H.-J., BRANDT, C.J. (1985): Increase of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westphalian Bight. – *Angew. Bot.* 59: 219–232. Göttingen.
- , WERNER, W. (1986): Beiträge zur Belastungssituation des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht – eine Zwischenbilanz. – *Düsseldorfer Geobot. Kolloqu.* 3: 33–70. Düsseldorf.

Dr. Renate Bürger
 Institut für Landespflege
 Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
 Werdering 6
 D-7800 Freiburg