

# **Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften - Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern**

- Wolfgang Schmidt, Göttingen -

## **Abstract**

Plant communities as a whole as well as essential parts of them (plant populations) can be used as bioindicators if they are functionally and closely correlated to specific environmental factors. This definition includes the indication of natural site factors by plant species, e.g. practiced in plant ecology by indicator values or in forest ecology by specific site indicators. Plant organisms, populations and communities, moreover, indicate environmental stress caused by human impact. Bioindikation as part of environmental monitoring wants to record the biological state and change of ecosystems in order to monitor environmental factors, especially to prove anthropogenic effects.

Taking examples from forest ecosystems in the first instance the preconditions for research plots and methods of vegetation monitoring were explained. Besides a lot of singular more or less isolated investigations some official German and European forest environmental monitoring programmes were created till today, which are closely connected to research and monitoring programmes in virgin forests and natural forest reserves, on forest dieback as well as on succession research on permanent plots.

Facilities and limits of biomonitoring by forest herb layer flora and vegetation are shown by the following examples:

- The long-term creeping changes in Central European forest communities caused by airborne nitrogen pollution
- The short-term effects of forest management on forest vegetation
- The forecast of changes in forest communities caused by changing silvicultural systems
- The suitability of forest nature reserves as reference plots for biomonitoring of managed forest ecosystems.

Finally, there is an urgent need of cooperation with other science fields in order to develop and use optimally bioindicators and biomonitoring in concepts of environmentally sound land use and nature conservation. In the future results of biomonitoring programmes should be introduced strongly in functional aspects of ecosystem and succession research.

## **1. Einleitung**

„Monitoring is to record change“ (BAYFIELD 1996). Mit dieser kurzen Aussage läßt sich das Wesen und das Ziel des Themas kurz und treffend umschreiben. Biomonitoring soll eine systematische Auskunft über den Zustand unserer Umwelt geben. Als „Kontrollampen“ werden Bioindikatoren verwendet, die Auskunft über die Qualität eines oder mehrerer Umweltfaktoren geben. Diese allgemeinen Definitionen erfordern aber eine strengere Begriffsabklärung, insbesondere in Bezug auf den nachfolgenden Beitrag von FISCHER (1999) über den Stand und die Entwicklung der Sukzessionsforschung. Zusammenfassend hat sich zuletzt

TRAXLER (1997) im Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings mit den in der Literatur und in der Praxis verwendeten Definitionen auseinandersetzt und dabei ein hierarchisches System von Monitoringbegriffen entwickelt, dem hier gefolgt werden soll (Abb. 1):

- Monitoring (Dauerbeobachtung) ist die systematische Erfassung zweckmäßiger Parameter in einer Zeitreihe.
- Umweltmonitoring (environmental monitoring) ist die regelmäßige, systematische Beobachtung von Ökosystemen mittels ökologischer Parameter.
- Biomonitoring (biological monitoring) ist die regelmäßige, systematische Verwendung von Organismen zur Bestimmung der Umweltqualität.
- Vegetationsökologisches Monitoring ist die regelmäßige und systematische Beobachtung der Vegetation mittels Parameter und Methoden der Populations-, Vegetations- und Landschaftsökologie.

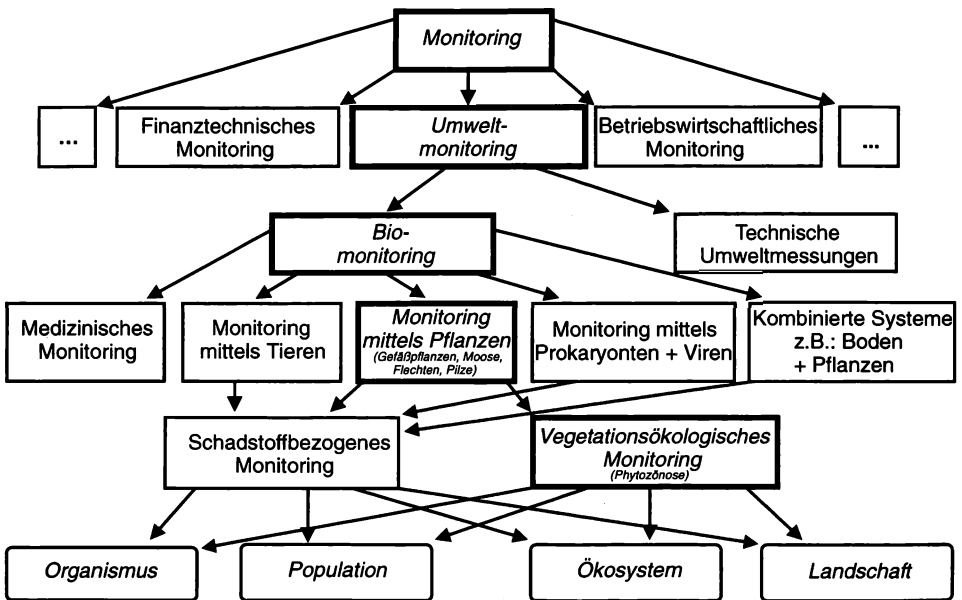


Abb. 1: Hierarchisches System von Monitoringbegriffen (verändert nach TRAXLER 1997).

In einer weit gefaßte Definition eines Bioindikators mit Aussagen zur Qualität eines Umweltfaktors wird die Indikation der natürlichen Standortverhältnisse mit eingeschlossen (u.a. SCHUBERT 1991), wie sie z.B. in der Pflanzensoziologie durch die Verwendung der Charakterarten, in der Vegetationsökologie durch die Verwendung von ökologischen Zeigerwerten und in der Forstwirtschaft durch die Bewertung der Standortverhältnisse mit Hilfe von Standortzeigerpflanzen erfolgt. Dem gegenüber steht eine enger gefaßte Definition, die sich allein auf die Anzeige anthropogener oder anthropogen modifizierter Umwelteinflüsse (z.B. Schadstoffbelastungen) bezieht (u.a. STÖCKER 1981, ARNDT et al. 1987). Hier wird dann auch der Begriff des Biomonitoring angewandt, der neben der Qualität auch Aussagen zur Quantität eines Schadstoffes als Umweltfaktor liefern soll (TRAXLER 1997).

Die Aufgaben und Ziele des vegetationsökologischen Monitorings lassen sich nach PFADENHAUER et al. (1986), HELLAWELL (1991), THOMAS et al. (1995) und TRAXLER (1997) in die grundlagenorientierte Sukzessionsforschung mit der Dokumentation der lang- und kurzfristigen Vegetationsdynamik und die angewandte Monitoringforschung mit Aussagen zur

Umweltsituation, zu Maßnahmen der Landbewirtschaftung und zum Naturschutz trennen (Tab. 1). Für das angewandte Monitoring sind dabei die Entwicklung von Standards (Grenzwerten, Referenzdaten) von großer Bedeutung, während es der grundlagenorientierten Sukzessionsforschung allein um die Aufzeichnung von Vegetationsveränderungen geht.

Tab. 1: Vorschläge verschiedener Autoren zu zwei Begriffspaaren im vegetationsökologischen Monitoring.

Grundlagenorientierte Sukzessionsforschung: Dokumentation der lang- und kurzfristigen Vegetationsdynamik.

Angewandte Monitoringforschung: Aussagen zur Umweltsituation, zu Maßnahmen der Landbewirtschaftung und zum Naturschutz mit Entwicklung von Standards (Grenzwerten, Referenzdaten).

<i><b>Autor (Vorschlag)</b></i>	<i><b>Grundlagenorientierte Sukzessionsforschung</b></i>	<i><b>Angewandte Monitoringforschung</b></i>
HELLAWELL 1991	Surveillance	Monitoring
PLACHTER 1991	Dauerbeobachtung im Forschungsbereich	Umweltüberwachungsprogramme
REICH 1994	Ökologische Langzeitforschung	Ökologische Dauerbeobachtung
BAYFIELD 1996	Non-regulatory monitoring	Regulatory monitoring
TRAXLER 1997	Sukzessionsstudie	Angewandtes Monitoring mit vordefinierten Standards

## 2. Methoden und Konzepte

Überblickt man die Literatur zum vegetationsökologischen Monitoring, so gewinnt man leicht den Eindruck, daß Arbeiten über die Methoden und Konzepte überwiegen, Ergebnisse oder gar Anwendungen eher spärlich dokumentiert sind (vergl. u. a. PFADENHAUER et al. 1986, ARNDT et al. 1987, GOLDSMITH 1991, SCHMIDT 1991, SCHUBERT 1991, THOMAS et al. 1995, TRAXLER 1997). Dies ist zunächst verständlich, da, wie in jedem Forschungsvorhaben, auch bei der Bioindikation und beim Biomonitoring zu Beginn folgende Fragen beantwortet werden müssen:

- Was soll untersucht werden?
- In welcher Form sind Antworten möglich?

Dazu können die Antworten sehr unterschiedlich ausfallen. Nach USHER (1991) sind die einfachsten Programme, d.h. einfache Datenerhebung, einfache Auswertung, einfache Interpretation und einfache Anwendung der Ergebnisse durch Dritte, die effektivsten. Aber was ist einfach? Und welche Risiken geht man dabei ein? A. BROWN (zitiert bei TRAXLER 1997) beschreibt diese Schwierigkeiten wie folgt:

**Wir monitoren die falschen Parameter.**

**Wir monitoren die richtigen Parameter, aber...**

wir verwenden falsche Methoden oder solche, die die Dauerflächen stören.

**Wir verwenden die richtigen Methoden, aber...**

wir interpretieren die Daten falsch und ziehen die falschen Schlüsse.

**Wir interpretieren die Daten richtig, aber...**

die Ergebnisse kommen zu spät oder sind in der Umsetzung zu teuer;

das Problem muß so schnell gelöst werden, daß Monitoring dafür nicht geeignet ist.

Aus heutiger Sicht sollte das vegetationsökologische Monitoring mit der Erfassung von Zeigerorganismen bzw. Indikatorgesellschaften in langen Zeitreihen vor allem auf Dauerun-

untersuchungsflächen stattfinden, da diese allein ein hohes Maß an methodischer Sicherheit bieten. Wie in der Sukzessionsforschung verbinden sich mit langfristigen Dauerflächenuntersuchungen allerdings eine Reihe von Schwierigkeiten, die u.a. von BÖTTCHER (1974), SCHMIDT (1983, 1998a) und TRAXLER (1997) wie folgt zusammengefaßt wurden:

- Die Ergebnisse sind erst nach einer Reihe von Jahren oder Jahrzehnten zu erwarten.
- Die Vegetation verändert sich nicht oder nur sehr wenig.
- Die Einrichtung und laufende Beobachtung einer Dauerfläche erfordert einen erheblichen finanziellen, mehr aber noch zeitlichen Aufwand.
- Es ist vielfach unsicher, ob eine einmal eingerichtete Dauerfläche über die erforderliche Zeit hinweg bestehen bleibt und auch betreut und bearbeitet werden kann. Zerstörung oder Aufgabe erfolgen, bevor brauchbare Ergebnisse vorliegen.

Aus methodischer Sicht sind beim vegetationsökologischen Monitoring auf Dauerflächen folgende Komponenten zu berücksichtigen:

- Größe, Form und räumliche Anordnung (Wiederholung) der Dauerfläche,
- Parameter und Aufnahmemethodik,
- Auswertungsverfahren,
- Aussagekraft der Ergebnisse.

Aus dem Waldbereich soll hier beispielhaft ein Konzept vorgestellt werden, welches als bundesweites Biomonitoring-Programm für naturnahe, nicht mehr bewirtschaftete Buchenwälder in Naturwaldreservaten, Biosphärenreservaten und Nationalparks entworfen wurde (THOMAS et al. 1995). Dabei sind in Tab. 2 nur die Parameter und Methoden eines Minimalprogramms enthalten, die sich auf die Bodenvegetation beziehen. Daneben werden in dem Konzept auch noch wald(gehölz-)kundliche, standortkundliche (Licht, Boden), faunistische und mikrobiologische Parameter berücksichtigt, die es in der Zusammenschau möglich machen sollen, neben den natürlichen Entwicklungs-, Alterungs- und Sukzessionsprozessen auch direkte (z.B. Beendigung der Nutzung, Immissionen) und indirekte (z.B. Klimaänderung) anthropogene Einflüsse aufzuzeigen. Im Minimalprogramm steht neben der Anfertigung einer Vegetationskarte und der Erfassung der Flora an Farn- und Blütenpflanzen sowie bodenbewohnenden Moosen und Flechten die regelmäßige Aufnahme von Pflanzengemeinschaften auf den Dauerflächen an systematisch verteilten Gitternetzpunkten bzw. in einem ausgewählten, mit einem lückenlosen 10x10m-Raster versehenen Transekt im Mittelpunkt. Untersuchungen zur Vitalität, Phänologie und Nähr- und Schadstoffanalyse ausgewählter Waldbodenpflanzen, wie sie in anderen Monitoringprogrammen eingesetzt werden (z.B. BRÄKENHJELM 1991, MURMANN-KRISTEN 1991), werden zwar auch für die Buchennaturwaldreservate empfohlen, können aber nur punktuell und ergänzend erfolgen, auch aus finanziellen Gründen (THOMAS et al. 1995).

Europaweit wird ein entsprechendes vegetationsökologisches Biomonitoring-Programm für naturnahe, nicht mehr bewirtschaftete Wälder im Rahmen einer COST-Action gerade vorbereitet. An eine entsprechende Umsetzung ist aber noch nicht zu denken, wengleich hier durch die Biodiversitäts-Diskussion nach den Konferenzen von Rio de Janeiro (1992) und Helsinki (1993) ein gewisser politischer Druck und Umsetzungswille unverkennbar geworden sind (BÜCKING 1997, PARVIAINEN & KETTUNEN 1997).

1994 verabschiedet und seitdem schrittweise umgesetzt in den Ländern der EU wird dagegen die intensive Untersuchung von Waldökosystemen auf Dauerbeobachtungsflächen der Intensitätsstufe II („Level II“). Zur Umweltkontrolle im Wald sollen hierzu in bewirtschafteten Wäldern über die im Rahmen der Waldschadens- und Bodenzustandserhebung (Intensitätsstufe I, „Level I“) hinausgehende Daten gewonnen werden. Dazu zählt auch die Erfassung der Bodenvegetation (Tab. 2). Die Bundesländer haben hierzu bisher 89, z.T. sehr unterschiedliche Untersuchungsflächen eingebracht (BMELF 1997).

Tab. 2: Parameter und Methoden für ein Minimumprogramm zur Untersuchung der Bodenvegetation in Naturwaldreservaten (THOMAS et al. 1995, SCHMIDT 1998a) und im Rahmen des Level-II-Programms (Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald, BMELF 1997).

<b>Naturwaldreservate</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Methoden</b>	<b>Untersuchungsfläche</b>	<b>Intervall</b>
<b>Vegetationskarte</b>	Pflanzensoziologische Kartierung (1:5000)	Gesamte Fläche des Naturwaldreservates	30 Jahre
<b>Arteninventar (Flora)</b>	Artenlisten (bodenbewohnende Flechten, Moose, Farn- und Blütenpflanzen) je 100x100 m Rasterfläche	Gesamte Fläche des Naturwaldreservates	10 Jahre
<b>Pflanzen-gemeinschaften</b>	Vegetationsaufnahmen: visuelle Schätzung des Deckungsgrades direkt in Prozent für alle bodenbewohnenden Pflanzenarten, getrennt nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Mooschicht a) Vegetationsaufnahmen an Gitternetzpunkten (250 m <sup>2</sup> ) b) Vegetationsaufnahmen in Kernflächen (lückenlose Transekte mit Teilflächen von 100 m <sup>2</sup> )	a) Jeder Gitternetzpunkt b) Kernfläche (0.5-1 ha)	a) 10 Jahre b) 10 Jahre
<b>Level-II-Programm</b>			
<b>Bodenvegetationserhebung (mindestens alle 5 Jahre)</b>			
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Deckungsgrad je Art, getrennt nach Baum-, Strauch-, Feld- und Mooschicht</b></li> <li>• Gesamtdeckungsgrad der Baum-, Strauch-, Feld- und Mooschicht</li> <li>• Höhenmessung dominierender Arten der Strauch- und Feldschicht</li> <li>• Lichtmessung</li> </ul>			

Diese wenigen Beispiele stammen aus offiziellen Dauerflächenprogrammen. Nicht zu vergessen sind jedoch die zahlreichen, mehr oder weniger zufälligen Langzeitstudien, die aus privater Initiative heraus entstanden und nur selten zentral erfaßt oder bekannt sind. Nach einer Umfrage des Arbeitskreises Vegetationsdynamik der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft von KLOTZ (1996) sind unter den 3841 Dauerflächen, die gemeldet wurden, Wälder nur mit knapp einem Viertel vertreten, obwohl sie von Natur aus die größte Fläche in Mitteleuropa einnehmen dürften. 41% der Dauerflächen werden seit mehr als 10 Jahren beobachtet. Zwar wurden bereits vor mehr als 25 Jahren Empfehlungen zur Anlage und Aufnahme der Dauerflächen entwickelt (SCHMIDT 1974), dennoch besteht weiterhin eine große Individualität in der Methodik. Rund 40% der Dauerflächen sind nur einen Quadratmeter groß, nur selten erreichen sie Größen von mehr als 100 m<sup>2</sup> und entsprechen damit dem Minimumareal von Waldgesellschaften (DIERSCHKE 1994). 9% der Dauerflächen wurden als Transekte angelegt, um damit Verschiebungen von Vegetationsgrenzen zu dokumentieren. Als Erfassungsmethode dominiert die Deckungsgradschätzung nach Braun-Blanquet (39%), z.T. werden verfeinerte Skalen genutzt (29%), die es möglich machen, auch geringe Änderungen in der Vegetation zu dokumentieren.

### 3. Möglichkeiten und Grenzen eines Biomonitorings mit Hilfe der Waldbodenflora und -vegetation

#### 3.1 Die langfristige, schleichende Veränderung mitteleuropäischer Waldgesellschaften durch Stickstoffeinträge

Die deutliche, jahrzehntelange Erhöhung der Stickstoffeinträge über das natürliche Niveau hinaus (Tab. 3) muß Auswirkungen auf die Vegetation haben, da Stickstoff der limitierende pflanzliche Wachstumsfaktor in vielen Ökosystemen ist (ELLENBERG 1977, 1996) und auch viele Sukzessionsprozesse steuert (TILMAN 1988). Die unterschiedlichen Eintragsraten und die im Verhältnis dazu verschobenen Nährstoffverhältnisse bei unterschiedlichen Ausgangsbedingungen lassen allerdings auch eine sehr unterschiedliche Reaktion der Waldökosysteme vermuten. Zwar finden sich schon in den sechziger und siebziger Jahren vereinzelte Hinweise auf eine Zunahme von Stickstoffzeigern in den Wäldern (Tab. 4). Es handelte sich jedoch um lokale Ereignisse, z.T. in Verbindung mit dem Eintrag anderer, meist basisch wirkender Substanzen wie z.B. den Flugaschen in der Dübener Heide (LUX 1964, MAHN 1981). Als man dann seit Mitte der achtziger Jahre im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden vermehrt frühere und neuere Vegetationsaufnahmen miteinander verglich, ließen sich die Aufnahmeflächen meist nicht punktgenau wiederfinden. Trotz dieser methodischen Schwäche wurde mit der flächendeckenden Zunahme von Stickstoffzeigern in der Bodenvegetation von Wäldern Mittel- und Nordeuropas deutlich, welche massive Eutrophierung mit Stickstoff in den letzten Jahrzehnten stattgefunden hat. Sie ist zwar auf den sauren, nährstoffarmen Böden besonders häufig dokumentiert, hat aber auch die besserversorgten, basenreicheren Standorte beeinflusst (Tab. 4). Im Gegensatz dazu haben die Säurezeiger (mit Ausnahme von *Avenella flexuosa*) trotz der sauren Niederschläge und der Bodenversauerung auf den basenarmen Böden abgenommen, während sich auf den reicheren Standorten Zu- und Abnahmen die Waage halten. Über eine Zunahme von Lichtzeigern, die auf eine zunehmende Kronenauflichtung durch Nadel- und Blattverluste zurückgeführt wird, wird fast nur von basenarmen Standorten berichtet, während die Abnahme von Lichtzeigern auf gut mit Nährstoffen versorgten Böden mit einer geänderten Waldwirtschaft (Rückgang der Niederwald- und Mittelwaldbewirtschaftung, Zunahme von Schattholzarten wie der Buche) in Zusammenhang gebracht wird.

Tab. 3: Stickstoffdepositionsraten (kg N/ha und Jahr) in Waldökosystemen mit unterschiedlicher Belastung.

Belastungs-Kategorie	Raten (kg N/ha und Jahr)	Autor
Hintergrund	1-3	GALLOWAY et al. 1985
Gering	5-10	BINKLEY & HÖGBERG 1997
Industrialisierte Regionen	20-50	WRIGHT & RASMUSSEN 1998
Lokale Spitzen	60->200	ROSENKRANZ & GEORGI 1998

BOBBINK et al. (1998) weisen darauf hin, daß die meisten Feldstudien den Wechsel in der Bodenvegetation zwar mit dem Stickstoffeintrag in Verbindung bringen, aber nur wenige die Wirkungen quantifizieren. In Tab. 5 sind hierzu einige Daten aus Langzeituntersuchungen zusammengestellt, die gleichzeitig Beispiele für den Zeitrahmen des Biomonitorings in Wäldern liefern. In südschwedischen Laubwaldgesellschaften, wo eine Verdoppelung bis Verdreifachung der Stickstoffeinträge in den letzten 35 Jahren auf 15-25 kg N/ha und Jahr stattgefunden hat, sind z.B. *Urtica dioica*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus*, *Stellaria media*, *Stellaria holostea*, *Stellaria nemorum*, *Galium aparine*, *Lactuca muralis*, *Dryopteris filix-mas*, *Poa nemoralis*, *Melica uniflora*, *Aegopodium podagraria* und *Sambucus spec.* häu-

Tab. 4: Überblick über Veränderungen in der Bodenvegetation von Wäldern Mittel- und Nord-Europas während der letzten Jahrzehnte. Ausgewertet wurden Arbeiten mit einem Vergleich älterer und neuerer Vegetationsaufnahmen, zwischen denen mindestens ein Abstand von 10 Jahren lag. Fett: eindeutige Veränderungen. Normal: Tendenzen.

Basenversorgung, Trophie	Stickstoffzeiger	Säurezeiger	Lichtzeiger
Sauer, oligotroph	<b>Zunahme:</b> LUX 1964, TRAUTMANN et al. 1970, MAHN 1981, LÄHDE 1987, RÖDEL 1987, VANDER WERF 1987, ROST-SIEBERT 1988, BÜRGER 1988, 1991a, 1991b, DIRKSE & VAN DOBBEN 1989, KUBIKOVA 1989, SEIDLING 1990, RODENKIRCHEN 1991, MEDWECKA-KORNAS & GAWRONSKI 1990, 1991, BÖHLING 1992, STETZKA 1994, RÖDER et al. 1996	<b>Abnahme:</b> LUX 1964, TRAUTMANN et al. 1970, MAHN 1981, LÄHDE 1987, BÜRGER 1988, 1991a, 1991b, KUBIKOVA 1989, HOMMEL et al. 1991, RODENKIRCHEN 1991, MEDWECKA-KORNAS & GAWRONSKI 1990, 1991, BÖHLING 1992, STETZKA 1994, RÖDER et al. 1996 (häufige Ausnahme: <i>Avenella flexuosa</i> )	<b>Zunahme:</b> LUX 1964, MAHN 1981, BÜRGER 1988, 1991a, 1991b, STETZKA 1994 <b>Abnahme:</b> SEIDLING 1990, MEDWECKA-KORNAS & GAWRONSKI 1990, 1991, NYGAARD & ODEGAARD 1999
Schwach sauer, meso- bis eutroph	<b>Zunahme:</b> TREPL 1982, WITTIG et al. 1985a, 1985b, WITTIG & WERNER 1986, WILMANN & BOGENRIEDER 1986, 1987, WILMANN et al. 1986, KUHN et al. 1987, BÜRGER 1988, 1991a, 1991b, ROST-SIEBERT 1988, ELLENBERG jun. 1989, FALKENGREN-GRERUP 1990, 1995, FALKENGREN-GRERUP & ERIKSSON 1990, STORM 1991, BÖHLING 1992, STETZKA 1994, BRUNET et al. 1996, 1997a	<b>Zunahme:</b> WITTIG et al. 1985a, 1985b, WITTIG & WERNER 1986, STETZKA 1994 <b>Abnahme:</b> TREPL 1982, BÜCK-FEUCHT 1986, STORM 1991, BÖHLING 1992	<b>Zunahme:</b> STETZKA 1994 <b>Abnahme:</b> BÜCK-FEUCHT 1986, WILMANN & BOGENRIEDER 1986, 1987, WILMANN et al. 1986, KUHN et al. 1987, BÜRGER 1988, 1991a, 1991b, STORM 1991
Neutral-basisch, meso- bis eutroph	<b>Zunahme:</b> MALMER et al. 1978, PERSSON 1980, VANDER WERF 1987, NEITE & PAHLKE 1991, STETZKA 1994, THIMONIER et al. 1994, WILMANN & BOGENRIEDER 1995	<b>Abnahme von Kalkzeigern:</b> VANDER WERF 1987, NEITE & PAHLKE 1991, STETZKA 1994 <b>Zunahme von Kalkzeigern:</b> MALMER et al. 1978, PERSSON 1980	<b>Zunahme:</b> STETZKA 1994 <b>Abnahme:</b> MALMER et al. 1978, PERSSON 1980, WILMANN & BOGENRIEDER 1995

figer vertreten als in den Gebieten, wo der Eintrag nur 6-8 kg N/ha und Jahr betrug (TYLER 1987, FALKENGREN-GRERUP 1986, 1995). Trotz gleichzeitig erfolgter Bodenversauerung hat von den säuretoleranten Arten nur *Avenella flexuosa* im Deckungsgrad zugenommen. Eine Analyse der schwedischen Waldinventurdaten zwischen 1973 und 1985 zeigt ebenfalls eine positive Korrelation zwischen der Dominanz von *A. flexuosa* in der Bodenvegetation von Nadelwäldern und der Höhe der Stickstoffdeposition, während gleichzeitig *Vaccinium myrtillus* abnimmt, wenn die Deposition höher als 7-11 kg N/ha und Jahr ist (ROSÉN et al. 1992).

Tab. 5: Reaktion der Waldvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge - Ergebnisse aus Langzeituntersuchungen.

Autor	Gebiet	Wald	N-Deposition (kg N/ha u. J.)	Reaktion der Vegetation
DIRKSE & VAN DOBBEN 1989	Niederlande	Kiefernwald	1958: 20 1981: 40	Zunahme von <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Corydalis claviculata</i> Abnahme aller Flechten
ROSEN et. al. 1992	Schweden	Nadelwälder	1973: <7-11 1985: >7-11	Zunahme von <i>Avenella flexuosa</i> Abnahme von <i>Vaccinium myrtillus</i>
TYLER 1987, FALKEN- GREN- GRERUP 1995	Süd- schweden	Laubwälder	1960: 6-8 1995: 15-25	Zunahme von <i>Urtica dioica</i> , <i>Epilobium angustifolium</i> , <i>Rubus idaeus</i> , <i>Stellaria media</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Sambucus spec.</i> , aber auch <i>Avenella flexuosa</i> (Deckungsgrad) Abnahme von <i>Dentaria bulbifera</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i>
THIMONIER et al. 1994	Nordost- Frankreich	Buchen- Eichenwald	1972:<15-20 1991: 15-20	Zunahme der nitrophilen Bodenflora

Entsprechende Angaben stammen aus den Niederlanden und Frankreich (DIRKSE & VAN DOBBEN 1989, THIMONIER et al. 1994). So verschwanden in einem Kiefernwald zwischen 1958 (mit einer Depositionsrate von ca. 20 kg N/ha und Jahr) und 1981 (mit 40 kg N/ha und Jahr) alle Flechtenarten, während *A. flexuosa* und *Corydalis claviculata* stark zunahmten.

Ähnlich wie in der Sukzessionsforschung ist aber auch beim Biomonitoring eine kausale Beweisführung nur in Verbindung mit einem experimentellen Ansatz möglich. Entsprechende Düngungsexperimente sind vor allem aus Nadelwäldern Skandinaviens bekannt geworden (Tab. 6). Zwischen 1969 und 1987 verschwanden in der ursprünglichen Bodenvegetation eines 30jährigen Kiefernbestandes u.a. die Zwergsträucher (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*), Flechten (*Cladonia spec.*, *Cladina spec.*) und Moose (*Dicranum spec.*, *Pleurozium spec.*, *Hylocomium spec.*) nach einer jährlichen Düngung von zunächst 60, später nur noch 20 kg N/ha (plus Stickstoffdeposition) und wurden ersetzt durch *A. flexuosa*, *R. idaeus*, *D. carthusiana* und Moose wie z.B. *Brachythecium oedipodium* (DIRKSE & VAN DOBBEN 1989, DIRKSE et al. 1991, DIRKSE & MARTAKIS 1992, 1993, VAN DOBBEN 1993). Stickstoffgaben von 10-40 kg N/ha und Jahr über fünf Jahre bzw. von 25 kg N/ha und Jahr über 35 Jahre erbrachten in Nadelwäldern Schwedens und Finnlands ebenfalls den experimentellen Beweis dafür, daß für die Zunahme von *A. flexuosa* und *Rubus idaeus* allein die erhöhte Stickstoffdeposition verantwortlich sein muß (KELLNER & REDBO-TORSTENSSON 1995, MÄLKÖNEN 1990, MÄKIPÄÄ 1994, 1995). Dagegen scheinen Buchenwälder mit ihrer meist besseren Nährstoffversorgung kurzfristig kaum auf eine Stickstoffdüngung mit einer Arten- oder Mengenveränderung in der Bodenvegetation zu reagieren (FALKENGREN-GRERUP 1993).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß für die Bodenvegetation von Wäldern offensichtlich bereits geringe Stickstoffdepositionsraten ausreichen, um Veränderungen auszulösen. Stickstoffzeiger, meist relativ rasch und hoch wachsende Arten, treten sowohl in Nadel- als auch Laubwäldern neu hinzu, während - besonders auf nährstoffarmen Böden - die Kryptogamen und Zwergsträucher abnehmen. Eine experimentelle Bestätigung dieses Befunds steht für die meisten Waldgesellschaften jedoch noch aus. Dies gilt besonders für Mitteleuropa, wengleich die Vielzahl der vorliegenden Daten des passiven Biomonitorings eindeutig in



Tab. 6: Reaktion der Waldvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge - Ergebnisse aus Düngungsversuchen.

Autor	Gebiet	Wald	N-Düngung (+ N- Deposition) (kg N/ha u. J.)	Reaktion der Vegetation
DIRKSE et al. 1991, DIRKSE & MARTAKIS 1992, 1993, VAN DOBBEN 1993	Mittelschweden	Kiefernwald	1969-70: 60 1971-74: 40 1975-76: 30 1977-87: 20 (+ 5-10)	Zunahme von <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Rubus idaeus</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Brachythecium oedipodium</i> , <i>Brachythecium reflexum</i> , <i>Brachythecium starkei</i> , <i>Plagiothecium laetum</i> , <i>Plagiothecium denticulatum</i> , <i>Polytrichum longisetum</i> , <i>Polytrichum formosum</i> , <i>Lophocolea heterophylla</i> Abnahme von <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium vitis-idaea</i> , <i>V. myrtillus</i> , <i>Melampyrum pratense</i> , <i>Cladonia anomea</i> , <i>Cetraria islandica</i> , <i>Dicranum fuscescens</i> , <i>Dicranum polysetum</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Hylocomium splendens</i> , <i>Polytrichum commune</i> , <i>Polytrichum juniperinum</i>
KELLNER & REDBORTORSTENSON 1995	Mittelschweden	Nadelwald	10-40 (5 Jahre)	Zunahme von <i>Avenella flexuosa</i>
MÄLKÖNEN 1990, MÄKIPÄÄ 1994, 1995	Finnland	Nadelwald	25 kg (35 Jahre) (+ 10)	Zunahme von <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Rubus idaeus</i> , auf oligotrophen Standorten auch <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>V. vitis-idaea</i> Abnahme von <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Dicranum polysetum</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , auf mesotrophen Standorten auch <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>V. vitis-idaea</i>
FALKENGRENGRERUP 1993	Südschweden	Buchenwald	60-180 (5 Jahre) (+20)	Zunahme von <i>Impatiens parviflora</i> Abnahme von <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Maianthemum bifolium</i>

die Richtung einer massiven Stickstoffeutrophierung der Wälder weist. Eine stärkere Absicherung ist auch dann zu erwarten, wenn die ersten Wiederholungsinventuren aus den offiziellen Dauerflächen-Untersuchungen (Naturwaldreservaten, Level II) vorliegen. Hier gilt allerdings die Einschränkung, daß die Dauerflächenuntersuchungen erst begonnen wurden, nachdem die Wälder bereits seit mehreren Jahrzehnten mit hohen Stickstoffdeposition belastet waren.

### 3.2 Die kurzfristige Reaktion der Waldbodenvegetation auf forstliche Maßnahmen

Bei den forstlichen Betriebsformen ist ein ständiger Wandel zu beobachten: Dominierten in weiten Teilen bis zu Beginn, z.T. auch noch bis zur Mitte dieses Jahrhunderts Mittel- und Niederwaldwirtschaft, so wurden sie danach großflächig abgelöst durch eine Hochwaldwirtschaft mit Großschirmschlag- oder Kahlschlagbetrieb. Heute geht - zumindest wenn man die Waldbaurichtlinien der Landesforstverwaltungen durchsieht - die Tendenz zum kahlschlagfreien Betrieb mit einzelstammweiser Nutzung oder kleinflächiger Verjüngung im Femel, von der man sich vielfältige Vorteile, auch für die Lebensraum- und Regulationsfunktion der Waldökosysteme verspricht (OTTO 1992, 1995, BEESE 1996).

Welche Auswirkungen hat dieser Wandel auf die Schutzfunktion des Waldes? Wie verändert sich die Vegetation unter dem Einfluß der unterschiedlichen forstlichen Eingriffe und wie ist dies zu bewerten? Neben einer Reihe von Untersuchungen, die diese Aspekte beobachtend oder vergleichend - etwa durch ältere und neuere Vegetationsaufnahmen aus Waldgebieten oder Forstabteilungen ohne genaue Lokalisation - behandeln, gibt es nur wenige Arbeiten, die diese Veränderungen auf exakt vermessenen Dauerflächen mit vergleichbarer Methodik festhalten und bewerten. Hierzu zählen die Arbeiten von BRUNET et al. (1996, 1997a, 1997b), die auf Buchen-, Eichen- und Hainbuchenwald-Dauerflächen (500 m<sup>2</sup>) in Südschweden einen zehnjährigen Vegetationsvergleich entlang eines Basen- und Bewirtschaftungsgradienten vorgenommen haben. Von den Ergebnissen soll hier nur auf den Bewirtschaftungseinfluß in den Buchen- und Eichenwäldern eingegangen werden. Nach der Intensität der forstlichen Ein-

Tab. 7: Veränderungen in den Artenzahlen der Krautschicht auf Dauerflächen (500 m<sup>2</sup>) in südschwedischen Buchen- und Eichenwäldern in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität (nach BRUNET et al. 1996, 1997a).

Stufen der Bewirtschaftungsintensität:

M0 Ohne Bewirtschaftung seit der ersten Datenaufnahme (Buche 11, Eiche 17).

M1 Geringe Kronenauflichtung durch Entnahme einer oder weniger Bäume (Holzeinschlag, Windwurf). Keine oder nur wenige Fahrspuren (Buche 10, Eiche 13).

M2 Geringe, aber regelmäßige Kronenauflichtung; mehr als die Hälfte der Stämme verblieben im Bestand. Schmale und flache Fahrspuren (Buche 26, Eiche 31).

M3 Mittlere Kronenauflichtung; etwa die Hälfte der Stämme entnommen. Fahrspuren in Verbindung mit etwas Schlagabraum (Buche 23, Eiche 23).

M4 Starke Kronenauflichtung; weniger als die Hälfte der Stämme verblieben im Bestand. Tiefe Fahrspuren und Bodenschäden bzw. Bodenverwundungen. Schlagabraumhaufen regelmäßig vorhanden (Buche 20, Eiche 11).

M5 Nur noch wenige Bäume nach Holzeinschlag vorhanden; fast Kahlschlag-Bedingungen. Stärkere Fahr Schäden als gewöhnlich, häufig mit Bodenverwundungen. Große Mengen von größeren Schlagabraumhaufen (Buche 5, Eiche 0).

Statistische Prüfung nach dem gepaarten t-Test: \*: P < 0.005; \*\* P < 0.01; \*\*\* P < 0.001.

Bewirtschaftungsintensität	Buchenwälder		Eichenwälder	
	1980	1990	1983	1993
<b>Alle Arten</b>				
M0-1	8.3	8.3	27.0	29.3*
M2	14.0	16.3*	25.3	29.8***
M3	16.2	19.2*	23.7	29.3**
M4-5	15.0	22.6***	21.0	34.1**
<b>Waldarten</b>				
M0-1	3.9	3.3*	7.2	8.1*
M2	7.6	7.4	7.6	7.7
M3	8.2	8.6	6.3	6.3
M4-5	7.7	8.0	5.8	7.4*
<b>Übrige Arten</b>				
M0-1	2.9	2.7	11.9	12.5
M2	4.0	5.7**	10.5	13.7***
M3	5.0	6.8*	9.9	14.6***
M4-5	5.0	10.4***	8.2	17.0***
<b>Gehölze</b>				
M0-1	1.6	2.4**	7.9	8.7
M2	2.4	3.4**	7.2	8.5***
M3	3.0	3.8*	7.5	8.4
M4-5	2.3	4.1***	7.0	9.7*

griffe wurden die untersuchten Dauerflächen in fünf Bewirtschaftungsklassen gegliedert, von denen in Tab. 7 die Flächen der Bewirtschaftungsklassen 0 und 1 und 4 und 5 zusammengefaßt sind. Danach steigt (in den Buchenwäldern) mit der Bewirtschaftungsintensität die Artendiversität (alpha-Diversität) mit der Eingriffsintensität an. Die typische Waldflora wird dabei weitgehend nicht beeinträchtigt, hinzu kommen aus der Samenbank vor allem Ruderalarten. Zugenommen hat aber auch die Zahl der Baumarten in der Verjüngung, und zwar weitgehend unabhängig von der Bewirtschaftungsform, was möglicherweise mit Veränderungen im Wildbestand zusammenhängen kann (SCHMIDT 1978, 1991). BRUNET et al. (1996, 1997a, 1997b) ziehen aus ihren Ergebnissen den Schluß, daß die meisten Waldarten an Auflichtungen und Bodenstörungen angepaßt sind. Daher reicht ein Wechsel zwischen Auflichtungen und Kronenschluß aus, um die typische schattentolerante Flora schwedischer Wälder zu erhalten. In den Eichenwäldern ist eine moderate Bewirtschaftung sogar notwendig, um die Arten zu erhalten, die in diesen früher beweideten Wäldern (semi-natural pastures) besonders typisch waren. Schließlich weisen BRUNET et al. (1996) aber auch darauf hin, daß diese Aussagen nur gültig sind, solange sich die Eutrophierungssituation und das bodenchemische Milieu nicht entscheidend verändern.

Dies erfolgt aber z.B. durch die von vielen Landesforstverwaltungen eingesetzten Kompensationskalkungen, bei denen üblicherweise eine Kalkgabe von 3t/ha in karbonatischer oder silikatischer Form mit einem Magnesiumanteil von mindestens 10% MgCO<sub>3</sub> ausgebracht werden. Über die kurz- und langfristigen Auswirkungen auf die Waldbodenvegetation sind inzwischen eine Reihe von Untersuchungen publiziert worden, wobei wiederum Dauerflächen-Beobachtungen mit kontinuierlichen Zeitreihen selten sind und mehr der aktuelle Vergleich zwischen gekalkten und ungekalkten Flächen im Vordergrund steht. Aber bereits hier sind die Ergebnisse eindeutig, wie z.B. die Untersuchungen von WENDT & SCHMIDT (1999) in Kiefernwäldern der Lüneburger Heide zeigen. In fünf Bestandespaaren mit jeweils fünf gekalkten und fünf ungekalkten Aufnahmeflächen wurde 1994 der Einfluß der Kompensationskalkung, die 1986 und 1987 durchgeführt wurde, auf die Bodenvegetation bestimmt (Tab. 8). Die Artenzahl lag in den gekalkten Kiefernbeständen wesentlich höher als in den ungekalkten, da durch die Kalkung verhältnismäßig wenige Arten von den gekalkten Flächen verschwanden, aber viele neue Arten (insgesamt 33) hinzukamen. Vor allem Stickstoffzeiger wie *Urtica dioica*, *Senecio sylvaticus*, *Taraxacum officinale*, *Cirsium vulgare* und *Epilobium angustifolium* wurden durch die Kalkung begünstigt, was sich auch in angestiegenen Reaktions- und Stickstoffzahlen äußert. Zunächst überrascht auch die Zunahme der Lichtzeiger nach der Kalkung, obwohl sich weder der Deckungsgrad der Baumschicht noch der relative Lichtgenuß verändert haben. Nach dem Gesetz der relativen Standortskonstanz können jetzt aber unter den verbesserten Nährstoff- und Basenbedingungen in den Kiefernwäldern Arten gedei-

Tab. 8: Artenzahlen und mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) von gekalkten und ungekalkten Kiefernwäldern im Forstamt Sellhorn (Lüneburger Heide, WENDT & SCHMIDT 1999) im Vergleich mit Vegetationsaufnahmen von MEISEL-JAHN (1955, *Dryopteris-Hypnum*-Kiefernforst, Zeigerwerte berechnet aus den Stetigkeitstabellen ohne Angaben zur Artenzahl) und HEINKEN (1995, *Avenella flexuosa-Pinus sylvestris*-Gesellschaft) aus der Lüneburger Heide. Statistische Prüfung nach dem U-Test: \*: P > 0.05; \*\* P > 0.01.

	MEISEL-JAHN 1955	HEINKEN 1995	WENDT & SCHMIDT 1999	
			Ungekalkt	gekalkt
Zahl der Aufnahmen	o.A.	35	25	25
Mittlere Artenzahl	o.A.	21.5	21.3	31.8*
N-Zahl (Stickstoff)	3.4	3.8	3.7	4.8**
R-Zahl (Reaktion)	3.2	3.3	3.1	3.7**
L-Zahl (Licht)	5.8	6.1	5.7	6.1**

hen, die normalerweise erst bei einem höheren Lichtangebot konkurrenzfähig sind (ELLENBERG 1939, 1996). Ein Vergleich von älteren mit neueren Vegetationsaufnahmen von MEISEL-JAHN (1955) und HEINKEN (1995) von ungekalkten Kiefernbeständen aus der Lüneburger Heide unterstreichen die massiven Vegetationsveränderungen, die mit der Kalkung verbunden sind. Dabei handelt es sich allerdings um einen stark zeitabhängigen Prozeß, der an sich ein kontinuierliches Biomonitoring erfordert, wie die Ergebnisse eines Kalkungsversuchs in einem 80-100jährigen Fichtenbestand im Solling zeigen (SCHMIDT 1992, Abb. 2). In den ersten beiden Jahren nach der Kalkung war eine Wirkung noch kaum feststellbar, erst im 5. und 6. Jahr waren die Unterschiede zwischen den gekalkten und ungekalkten Flächen eindeutig. Durch das Auftreten von nitrophilen Kahlschlag- und Ruderalarten, z.T. aber auch Waldarten mit allgemein höheren Nährstoffansprüchen, hat sich auch hier die Artenzahl auf den Kalkungsflächen gegenüber den ungedüngten Kontrollen deutlich erhöht. Demgegenüber nahmen calcifuge Magerkeitszeiger ab, ohne aber ganz zu verschwinden. An diesem Prozess war sicher nicht nur die Kalkung beteiligt, sondern es müssen auch die kontinuierlich hohen Stickstoffeinträge im Solling mit ca. 35 kg N/ha und Jahr in der Kronentraufe (MEISENBURG et al. 1995) berücksichtigt werden. Dies läßt sich daran erkennen, daß auch auf den ungekalkten Flächen die mittlere Stickstoffzahl kontinuierlich anstieg, während die mittlere Reaktionszahl über den Beobachtungszeitraum unverändert blieb. Die Veränderungen im Fichtenforst des Sollings zeigen, daß sechs Jahre nach einer Kalkung weder das Ende der Entwicklung noch ein neuer stabiler Zustand oder gar eine Rückentwicklung zum Ausgangszustand abzusehen sind. Dies macht auch deutlich, daß Biomonitoring in Einzelfällen bei bestimmten Fragestellungen ein engeres Zeitintervall besitzen muß als die üblichen zehnjährigen Vergleiche im Rahmen der offiziellen Umweltüberwachungsprogramme.

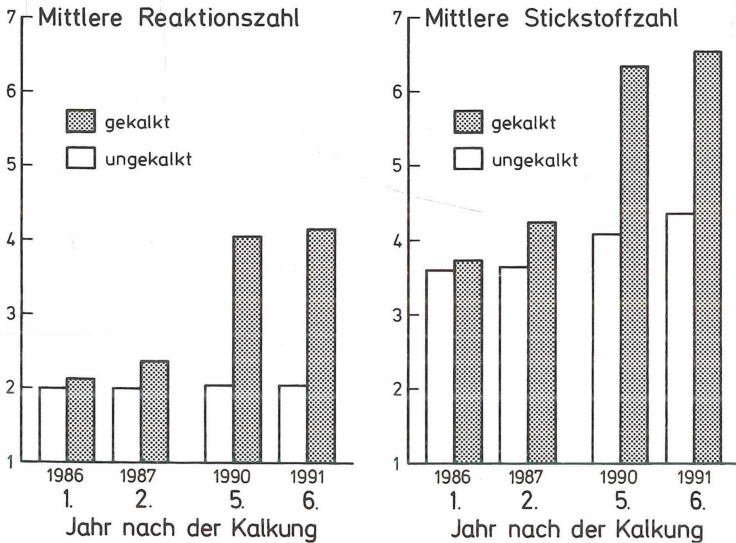


Abb. 2: Veränderungen der mittleren Reaktions- und Stickstoffzahl nach ELLENBERG (1992) der Krautschicht in ungekalkten und gekalkten Fichtenbeständen des Sollings, berechnet auf der Grundlage der Deckungsgradwerte.

### 3.3 Die Prognose von Veränderungen in Waldgesellschaften bei sich ändernden Waldbaukonzepten

Um Waldökosysteme mit ihren multifunktionellen Aufgaben auch bei sich ändernden Umweltbedingungen zu erhalten und zu optimieren, ist es seit etwa einem Jahrzehnt erklärtes Ziel der Forstwirtschaft in Deutschland, Mischwälder zu schaffen und zu fördern (OTTO 1992, 1995, BEESE 1996). In der Praxis befinden sich bereits viele Reinbestände in der Umwandlung zu Mischbeständen bzw. sind in naher Zukunft dafür vorgesehen. Im Gegensatz zu diesem herausragenden Stellenwert in der Praxis hält sich die wissenschaftliche Bearbeitung von Mischwäldern in engen Grenzen (CANNELL et al. 1992, ELLENBERG 1996). Dies gilt auch für die Waldbodenvegetation, die in der Vergangenheit vorrangig in Reinbeständen (z.B. Buchen- und Fichtenwäldern) untersucht wurde. Die „klassische“ Vegetationskunde (Pflanzensoziologie) hat Mischwälder bisher nur dann intensiver untersucht, wenn es sich um naturnahe Bestände wie z.B. Eichen-Hainbuchen-Wälder handelte (OBERDORFER 1992, DIERSCHKE 1994, FISCHER 1995). Kann man hier mit Hilfe der Bioindikation eine Prognose wagen, wenn - wie z.B. in Niedersachsen (Solling, Harz) - große Flächen der bisher vorherrschenden Buchen- und Fichtenreinbestände in Mischwälder aus diesen beiden Baumarten umgewandelt werden sollen?

In einer Untersuchung von LÜCKE & SCHMIDT (1997) wurden 93 Untersuchungsflächen (200 m<sup>2</sup>) im Solling mit unterschiedlichen Anteilen von Buche (75-128 Jahre alt) und Fichte (75-122 Jahre alt) in fünf Gruppen zusammengefaßt. Danach steigt die Diversität sowohl in der Kraut- als auch in der Moosschicht mit zunehmendem Fichtenanteil (Abb. 3). Verantwortlich dafür ist das zusätzliche Auftreten von Schlagflur- (z.B. *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus*, *Galeopsis tetrahit*), Ruderal- (z.B. *Stellaria media*, *Urtica dioica*) und Wie-

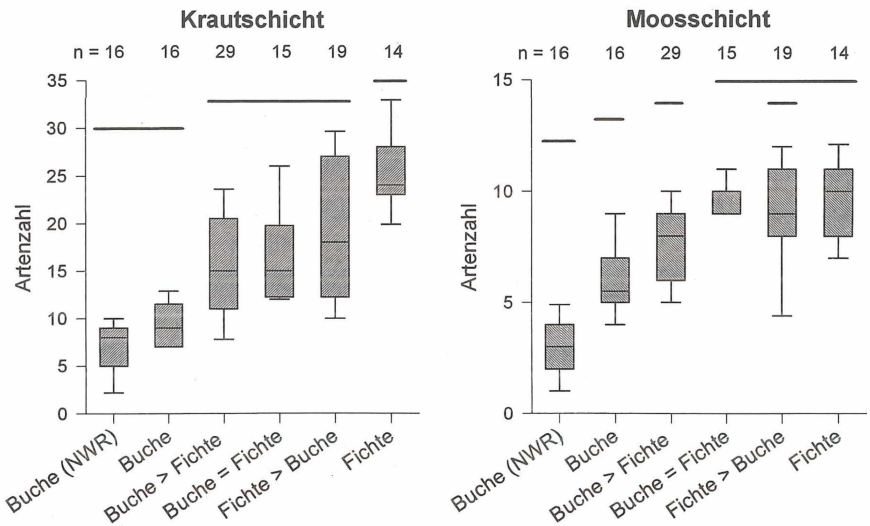


Abb. 3: Artenzahlen der Kraut- und Moosschicht im Naturwaldreservat Limker Strang (Buche-NWR, nach Geländedaten von A. SCHEUNERT) und benachbarter Wirtschaftswälder mit unterschiedlichen Deckungsgradanteilen von Buche (*Fagus sylvatica*) und Fichte (*Picea abies*) (nach Angaben von LÜCKE & SCHMIDT 1997). Der Buchenanteil beträgt in den unterschiedlichen Gruppen: Buche (NWR): 100%, Buche: 95-100%, Buche > Fichte: 65-95%, Buche = Fichte: 35-65%, Fichte > Buche: 5-35%, Fichte: < 5%. Boxplots-Darstellung mit Median, Quartil- und Dezilabstand. Die waagerechten Linien verbinden die Untermengen, die sich nicht signifikant unterscheiden (U-Test,  $p < 0.05$ ).

senarten (z.B. *Taraxacum officinale*, *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*), aber auch Arten der natürlichen Fichtenwälder (z.B. *Vaccinium myrtillus*, *Galium harcynicum*, *Trientalis europaea*, *Plagiothecium undulatum*, *Plagiothecium curvifolium*) mit z. T. sehr unterschiedlicher Indikatorfunktion. Durch die Fichtenbeimischung verschwindet keine Art des typischen Hainsimsen-Buchenwaldes (*Luzulo-Fagetum*). Wichtigster Faktor für die Diversität ist das Licht. Basen- und Stickstoffversorgung sind nachrangig von Bedeutung, wie die Zeigerwerte erkennen lassen und wie auch standortökologische Erhebungen und Messungen bestätigen (Tab. 9). Aus der Sicht des Naturschutzes ist schließlich zwischen der Zunahme der Diversität und einem Rückgang an Naturnähe abzuwägen. Dieser aktuelle Quervergleich unterstreicht die bedeutende Indikatorfunktion der Bodenvegetation in Wäldern im Sinne der Forderungen von USHER (1991, s. 2), ersetzt aber kein Langzeit-Monitoring auf Dauerflächen in Waldumbaubeständen.

Tab. 9: Mittlere qualitative und quantitative Zeigerwerte der Krautschicht (ELLENBERG 1992) sowie dem relativen Lichtgenuß oberhalb der Krautschicht, dem pH-Wert und dem C/N-Verhältnis im Oberboden von Wirtschaftswäldern des Sollings mit unterschiedlichen Deckungsgradanteilen von Buche (*Fagus sylvatica*) und Fichte (*Picea abies*). Der Buchenanteil beträgt in den unterschiedlichen Gruppen: Buche: 95-100%, Buche > Fichte: 65-95%, Buche = Fichte: 35-65%, Fichte > Buche: 5-35%, Fichte: < 5%. Unterschiedliche Buchstaben verdeutlichen signifikante Unterschiede (Turkey-Test,  $p < 0,05$ ). Nach Angaben von LÜCKE & SCHMIDT (1997).

	Buche	Buche>Fichte	Buche=Fichte	Fichte>Buche	Fichte
<b>Licht</b>					
- qualitativ	4.5a	5.1b	5.3b	5.4b	5.5b
- quantitativ	3.7a	3.9a	4.2ab	4.5bc	5.0c
<b>Reaktion</b>					
- qualitativ	3.7a	4.0a	4.1a	4.1a	4.1a
- quantitativ	3.5a	3.4a	3.1ab	3.0b	2.6c
<b>Stickstoff</b>					
- qualitativ	5.0a	5.3a	5.5a	5.4a	5.4a
- quantitativ	5.4ab	5.8a	5.7a	5.4ab	4.6b
<b>Feuchte</b>					
- qualitativ	5.5a	5.5a	5.5a	5.5a	5.6a
- quantitativ	5.4a	5.6ab	5.7ab	5.8b	5.7ab
<b>Lichtgenuß (%)</b>	2.1a	2.5a	4.0a	6.0ab	10.8b
<b>pH-Wert (H<sub>2</sub>O)</b>					
O <sub>h</sub>	3.80ab	3.85a	3.55ab	3.50b	3.50b
A <sub>h</sub>	3.65ab	3.70a	3.45ab	3.30b	3.40ab
<b>C/N-Verhältnis</b>					
O <sub>h</sub>	23.5a	25.5ab	29.0bc	32.0c	31.5c
A <sub>h</sub>	24.5a	27.0ab	29.5ab	30.5b	28.5ab

### 3.4 Die Eignung von Naturwaldreservaten als Referenzflächen

In der angewandten Monitoringforschung spielen Referenzflächen oder Standards (Grenzwerte) eine wichtige Rolle (s. 1). Als Referenzsysteme im vegetationsökologischen Monitoring von Wäldern eignen sich im Prinzip solche am besten, bei denen der direkte und indirekte menschliche Einfluß fehlen und die sich in Raum und Zeit in einem gewissen Gleichgewichtszustand befinden. Entsprechende Wälder fehlen in Mitteleuropa vollständig, selbst die als „Urwälder“ beschriebenen Gebiete wie z.B. in Fontainebleau, Hasbruch oder Rothwald haben eine Phase des direkten menschlichen Einflusses erfahren (BROEKMEYER & VOS 1993, BÜCKING 1997, PARVIAINEN & KETTUNEN 1997), ganz zu schweigen von den indirekten Einflüssen wie z.B. der Eutrophierung durch Stickstoffverbindungen (s. 3.1), denen natürlich

auch sie unterliegen. So bleiben als Referenzflächen nur die nicht mehr bewirtschafteten Wälder in Form der Naturwaldreservate oder der Kernzonen von Nationalparks und Biosphärenreservaten (THOMAS et al. 1995). Die Naturwaldreservate nehmen heute in Deutschland mit über 650 Gebieten eine Gesamtfläche von ca. 22.000 ha ein (BÜCKING 1997) und dienen nach der PROJEKTGRUPPE NATURWALDRESERVATE (1993) neben der Grundlagenforschung, der angewandten Waldbauforschung und dem Naturschutz auch dem Umweltmonitoring. Für die Untersuchung der Naturwaldreservate hat sich inzwischen das Dauerflächenkonzept bewährt, welches in seinem floristischen und vegetationskundlichen Teil bereits vorgestellt wurde (Tab. 2).

Dieses Konzept wird z.T. auch bei dem Vergleich von Naturwaldreservaten mit bewirtschafteten Wäldern angewandt. Durchgängig ist dies bisher nur im Naturwaldreservatkonzept des Landes Hessen verwirklicht (ALTHOFF et al. 1991), indem dort benachbarte Flächenpaare mit ähnlichem Standortmuster und ähnlicher Bestandesstruktur ausgewiesen wurden. Während in der Totalreservatfläche keinerlei Eingriff mehr stattfindet, wird die Vergleichsfläche weitgehend naturnah bzw. naturgemäß bewirtschaftet. Beide Flächen sind mit einem Gitternetz im 100x100m-Raster verflocht, welches u.a. die Grundlage zur Erfassung des floristischen Arteninventars an Phanerogamen bildet (Tab. 2).

Die derzeitigen Möglichkeiten und Grenzen eines unmittelbaren Vergleichs zwischen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Waldökosystemen sollen mit Untersuchungsergebnissen aus den Naturwaldreservaten Landwehr (Niedersachsen, Forstamt Dannenberg mit grundwasserbeeinflussten, nährstoffreichen Sanden) und Hohestein (Hessen, Forstamt Wahnfried mit lößlehmbeeinflussten Muschelkalkstandorten) aufgezeigt werden (Tab. 10). Vergleicht man die Diversität bei den Gefäßpflanzen (Gesamtartenzahl, Artenzahl pro ha) in beiden Flächenpaaren, so ergibt sich kein einheitliches Bild. Während im Hohestein sowohl die Gesamtartenzahl als auch die durchschnittliche Artenzahl pro ha im bewirtschafteten Teil höher ist als im Totalreservat, ist es in der Landwehr umgekehrt. Versucht man über die pflanzensoziologische Zuordnung der notierten Gefäßpflanzenarten den Einfluß der Waldbewirtschaftung zu indizieren, so ergibt sich in beiden Vergleichen ein höherer Anteil von Waldarten, insbesondere der Laubwaldarten, in den unbewirtschafteten Wäldern, während Saum-, Heide- und Grünlandarten in den bewirtschafteten Teilen einen höheren Anteil am Arteninventar als in den Totalreservaten besitzen. Die Ruderalarten verhalten sich - im Gegensatz zu den südschwedischen Untersuchungen (BRUNET et al. 1996, 1997a, 1997b, s. 3.2) - dagegen unterschiedlich, ebenso wie die unspezifischen Begleiter.

Als Ursachen für diese Unterschiede kommen u.a. die Vorgeschichte, die Bewirtschaftung, der Zeitraum nach Einstellung der Nutzung und die Standortverhältnisse in Frage. Zwar wurde bei der Auswahl darauf geachtet, daß die Vergleichsfläche und die Reservatfläche möglichst identische Verhältnisse aufweisen. Dennoch bestehen in beiden Flächenpaaren standörtliche Unterschiede, die nicht mit der Bewirtschaftung zusammenhängen. Sie spiegeln sich wiederum gut in den Zeigerwerten nach ELLENBERG (1992) und den Ergebnissen der Vegetationskartierung wider (Tab. 10). So sind im Hohestein zwar keine Unterschiede im Wärme- und Wasserhaushalt erkennbar, aber die Reaktions- und Stickstoffzahl liegen im Totalreservat deutlich niedriger als in der bewirtschafteten Fläche. Ursache dafür ist der höhere Anteil lößbeeinflusster Böden im Totalreservat (70% gegenüber nur 50% im Wirtschaftswald), was zu einem höheren Anteil des *Hordelymo-Fagetum typicum* (49% der Fläche gegenüber 3% der Fläche im Vergleichsgebiet) führt. Das in der Vergleichsfläche vorherrschende *Hordelymo-Fagetum lathyretosum* auf den vom Löß unbeeinflussten Rendzinen ist eine deutlich arten- und deckungsgradreichere Buchenwaldgesellschaft (DIERSCHKE 1989). Der Lichtzeigerwert ist in der Vergleichsfläche höher als im Totalreservat und korreliert mit einem geringeren Deckungsgrad der Baumschicht bei gleichzeitig höheren Deckungsgraden

Tab. 10: Das floristische Arteninventar der Naturwaldreservate Landwehr (Ostniedersächsisches Tiefland, Forstamt Dannenberg) und Hohestein (Nordostthessisches Bergland, Forstamt Wanfried) im Vergleich mit benachbarten, naturnah bewirtschafteten Beständen. Ausgewertet wurden nur die vollen Rasterfelder (1 ha) nach Geländedaten von L. EBRECHT und D. SCHREIBER.

Untersuchungsgebiet	Landwehr		Hohestein	
	Naturwald-reservat	Wirtschafts-wald	Naturwald-reservat	Wirtschafts-wald
Holznutzung (Efm. o.R./ha)	-	33 (1988-94)	-	50 (1990-93)
Zahl der vollen Rasterfelder (1ha)	13	15	13	11
<b>Gefäßpflanzen</b>				
- Gesamtartenzahl	105	89	96	123
- Artenzahl/ha $\bar{x} \pm s$	45.3 $\pm$ 11.7	36.5 $\pm$ 6.6	42.0 $\pm$ 8.5	54.8 $\pm$ 11.4
<b>Mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992)</b>				
Lichtzahl	5.6	5.7	4.0	4.3
Temperaturzahl	5.4	5.4	5.1	5.2
Kontinentalitätszahl	3.6	3.5	3.4	3.4
Feuchtezahl	6.6	6.2	5.2	5.2
Reaktionszahl	5.6	5.0	6.0	6.3
Stickstoffzahl	5.6	5.1	5.8	6.0
<b>Soziologische Zuordnung nach ELLENBERG (1992)</b>				
Laubwaldarten	39.6	33.3	60.2	53.4
Nadelwaldarten	1.0	1.2	2.4	0.8
Gebüsch- u. Saumarten	1.0	3.6	8.4	11.0
Waldarten insgesamt	41.6	38.1	71.0	65.2
Heide- u. Grünlandarten	5.9	15.5	1.2	6.8
Acker- u. Ruderalarten	13.9	10.7	4.8	11.0
Wasser-, Moor-, Felsarten	10.9	7.1	1.2	0.0
Indifferente Arten	27.7	28.6	21.7	16.9
<b>Deckungsgrade (%)</b>				
Baumschicht	65	63	85	74
Strauchschicht	5	13	1	4
Krautschicht	23	16	36	60
<b>Waldgesellschaften (%-Anteil)</b>				
<i>Luzulo-Fagetum (Milio-Fagetum)</i>	26	54	-	-
<i>Luzulo-Fag./Stellario-Carpinetum</i>	52	46	-	-
<i>Stellario-Carpinetum</i>	22	0	-	-
<i>Hordelymo-Fagetum typicum</i>	-	-	49	3
<i>Hordelymo-Fagetum lathyretosum</i>	-	-	51	97

der Strauch- und Krautschicht. Dies ist auf die forstlichen Eingriffe in der Vergleichsfläche zurückzuführen, bei denen das Kronendach aufgelichtet wurde.

Eine entsprechende Beziehung ist in der Landwehr nicht feststellbar. Die mittlere Lichtzahl und der Deckungsgrad der Baumschicht unterscheiden sich kaum, Strauch- und Krautschicht verhalten sich konträr. Die Unterschiede im Arteninventar sind vielmehr auch in den unterschiedlichen edaphischen Bedingungen von Totalreservat und Vergleichsfläche zu suchen. Während das nährstoffärmere, kaum grundwasserbeeinflusste *Luzulo-Fagetum (Luzulo-Fagetum galietosum, Milium-E-Variante nach HEINKEN 1995; Milio-Fagetum nach BURRICHTER & WITTIG 1977, vergl. HÄRDTLE 1995)* in der Vergleichsfläche mit 54% Flächenanteil vorherrscht, tritt allein im Totalreservat ein grundwasserbeeinflusstes, auenwaldähnliches *Stellario-Carpinetum* auf 22% der Fläche auf. Der Rest wird in beiden Flächen durch einen Mischtyp von *Luzulo-Fagetum* und *Stellario-Carpinetum* eingenommen. Eine deutlich höhere Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahl im Totalreservat gibt nicht nur die bessere Wasser-, Basen- und Stickstoffversorgung des Eichen-Hainbuchen-Waldes gegenüber dem Flattergras-



Buchenwald sehr gut wieder, sondern erklärt auch die Unterschiede im Deckungsgrad der Krautschicht und den Artenzahlen zwischen Naturwaldreservat und Wirtschaftswald. Da sich in beiden Untersuchungsgebieten Totalreservat und Vergleichsfläche hinsichtlich der Bodenbedingungen und Vegetationseinheiten doch stärker als ursprünglich vermutet unterscheiden, ist ein Vergleich der Artendiversität als Beispiel für einen wichtigen vegetationsökologischen Parameter streng genommen nur möglich, wenn die entsprechenden Flächenanteile mit berücksichtigt werden. Dies bedeutet auch für die Praxis des Umweltmonitorings und der Bewertung forstwirtschaftlicher Maßnahmen eine strenge Berücksichtigung der standörtlichen und historischen Voraussetzungen, wenn man Naturwaldreservate als Referenzgebiete heranziehen möchte (GRAAE & HESKJAER 1997).

Daß dies durchaus möglich ist, zeigt die Gegenüberstellung von 16 Vegetationsaufnahmen aus dem Naturwaldreservat Limker Strang im Solling (reine Buchen-Bestände, seit 1972 nicht mehr bewirtschaftet) mit den 93 Vegetationsaufnahmen aus benachbarten, standörtlich vergleichbaren, aber bewirtschafteten Beständen mit unterschiedlichen Anteilen von Buche und Fichte (Abb. 3, s. 3.3). Danach sind die nicht mehr bewirtschafteten reinen Buchenflächen mit durchschnittlich sieben Gefäßpflanzen- und drei Moosarten pro Fläche am artenärmsten. Dieses Ergebnis entspricht damit ganz den Angaben von BRUNET et al. (1996, 1997a) aus den südschwedischen Buchen- und Eichenwäldern. Soweit die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) beteiligt ist, setzt sich diese bei fehlender oder extensiver Bewirtschaftung mit hoher Konkurrenzkraft gegenüber anderen Baumarten durch (MEYER 1995, ELLENBERG 1996, LEUSCHNER 1997). Auf Grund ihrer Schattenwirkung führt dies nicht nur zu einer Abnahme im Deckungsgrad der Krautschicht, sondern auch in der Artenzahl. Die höhere Artendiversität in bewirtschafteten Wäldern hat aber ihre Ursachen nicht nur in einem höheren Lichtangebot, sondern auch in den Störungen des Bodens, die mit der Bewirtschaftung verbunden sind (BRUNET et al. 1996, 1997a, SCHMIDT 1999).

Die Ergebnisse aus dem Solling zeigen, daß sich die Naturwaldreservate als Referenzsysteme im Biomonitoring eignen. Sobald jedoch groß- und kleinflächige Standortunterschiede innerhalb eines Naturwaldreservats die zu erfassenden Parameter erheblich beeinflussen, ist ein direkter Vergleich, z.B. mit Wirtschaftswäldern, nur sinnvoll, wenn man sich innerhalb einer Standort- bzw. Vegetationseinheit bewegt. Bei allen heutigen Ergebnissen muß man auch noch die relativ kurze Beobachtungszeit berücksichtigen. Die meisten Naturwaldreservate in Deutschland sind erst seit 30 Jahren aus der Bewirtschaftung genommen worden und noch weit vom „Urwald von morgen“ entfernt. Eine Untersuchung auf Dauerflächen in den Totalreservaten, die den Anforderungen und den Zielen der Bioindikation und des Umweltmonitorings entspricht, hat vielfach erst vor zehn Jahren begonnen. Bewirtschaftete Vergleichsfläche - u.a. auch im Level-II-Programm (Tab. 2) - werden immer noch in weiten Teilen mit einer nicht vergleichbaren Methodik bearbeitet oder entsprechen - wie die Beispiele Hohestein und Landwehr zeigen - standörtlich nur eingeschränkt den Verhältnissen in den Naturwaldreservaten.

Untersuchungen in skandinavischen Wäldern, die mehr als 50 Jahre unberührt blieben, ergaben eine Abnahme der Artenzahl mit zunehmendem Alter der Bestände, was meist auf die zunehmende Beschattung durch Altbäume (häufig *Fagus sylvatica*, aber auch *Picea abies*) zurückgeführt wird (MALMER et al. 1978, GRAAE & HESKJAER 1997, NYGAARD & ODEGAARD 1999). Ob nach Jahrhunderten ungestörter Entwicklung sich ein Waldökosystem mit unterschiedlichen Arten- und Altersstrukturen einstellt, in dem durch eine mosaikartige Verteilung des Lichtes auch die Artenzahl wieder ansteigt, muß nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand offenbleiben (SCHMIDT 1998b).

## 4. Schlußbemerkung

Reinhold TÜXEN und seine Schule haben mit einer starken Hinwendung zur Praxis (man denke z.B. an die Herausgabe der Zeitschrift „Angewandte Pflanzensoziologie“) bereits die Grundlage zu dem gelegt, was wir heute modern als Bioindikation und Monitoring bezeichnen. Beides ist inzwischen fester Bestandteil bei der Entwicklung von Konzepten zu einer umweltgerechten Landnutzung und zum Naturschutz. In Zukunft dürften deshalb offizielle Programme noch stärker Gewicht erfahren, als dies bereits heute der Fall ist. Notwendig ist dabei auch eine Zusammenarbeit mit anderen Arbeitsbereichen und Fachdisziplinen, wie z.B. Ökosystemforschung, Sukzessionsforschung, Landschaftsökologie und Forstwirtschaft, damit Bioindikation und Monitoring nicht nur als rein deskriptive Forschung angesehen, sondern auch Grundlage und Ergänzung für kausale Fragestellungen der Wissenschaft und Praxis werden. In diesem Sinne ist auch die Forderung von ELLENBERG (1996) in der letzten Auflage der „Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen“ zu verstehen, der im Zusammenhang mit der Problematik des sogenannten Waldsterbens mit Nachdruck fordert: „Was auch immer geschehen wird, das Anlegen dauerhaft markierter und von Zeit zu Zeit sorgfältig aufzunehmender Probeflächen in möglichst allen Pflanzengesellschaften und mit zahlreichen Parallelen in Mitteleuropa wird immer dringender!“

## 5. Zusammenfassung

Pflanzengesellschaften gelten als Bioindikatoren, wenn sie sich als Ganzes oder auch mit ihren wesentlichen Teilen (Populationen) und deren Lebensfunktionen so eng mit bestimmten Umweltfaktoren korrelieren, daß sie als Zeiger dafür verwendet werden können. Dies schließt die Indikation der natürlichen Standortverhältnisse mit ein, wie sie z.B. in der Geobotanik durch die Verwendung von ökologischen Zeigerwerten und in der Forstwirtschaft durch die Bewertung der Standortverhältnisse mit Hilfe von Standortzeigerpflanzen erfolgt. Darunter fällt auch die Anzeige anthropogener oder anthropogen modifizierter Umwelteinflüsse (z.B. Schadstoffbelastungen) mit Hilfe von Organismen oder Lebensgemeinschaften. Die Bioindikation als Bestandteil der Umweltbeobachtung (Monitoring) dient der Dokumentation des biologischen Zustandes und der Veränderungen von Ökosystemen mit dem Ziel, Umweltfaktoren zu überwachen und insbesondere anthropogene Einflüsse nachzuweisen.

Am Beispiel der Wälder werden zunächst die Voraussetzungen genannt, die an Untersuchungsflächen und Untersuchungsmethoden zum Biomonitoring mit Hilfe der Vegetation gestellt werden müssen. Daraus leiten sich neben zahlreichen Einzeluntersuchungen inzwischen auch bundes- und europaweite Konzepte zur Umweltbeobachtung von Wäldern ab, die enge Verbindungen zur Naturwald- und Waldschadensforschung, aber auch zur Sukzessionsforschung auf Dauerflächen besitzen.

An Hand von Beispielen werden die Möglichkeiten und Grenzen des Biomonitorings mit Hilfe der Waldbodenflora und -vegetation vorgestellt:

- die langfristige, schleichende Veränderung durch Stickstoffeinträge in mitteleuropäischen Waldgesellschaften
- die kurzfristige Reaktion der Waldbodenvegetation auf forstliche Maßnahmen,
- die Prognose von Veränderungen in Waldgesellschaften bei sich ändernden Waldbaukonzepten,
- die Eignung von Naturwaldreservaten als Referenzflächen.

Abschließend wird auf die notwendige Zusammenarbeit mit anderen Arbeitsbereichen verwiesen, damit Bioindikatoren und Monitoring bei der Entwicklung von Konzepten zur

umweltgerechten Landnutzung und zum Naturschutz, aber auch bei der Behandlung von funktionalen Fragestellungen der Ökosystem- und Sukzessionsforschung optimal genutzt werden.

## Literatur

- ARNDT, U., NOBEL, W. & B. SCHWEIZER (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. - Ulmer, Stuttgart.
- ALTHOFF, B., HOCKE, R. & J. WILLIG (1991): Naturwaldreservate in Hessen. Ein Überblick. - Mitt. Hess. Landesforstverwaltung **24**: 1-62.
- BAYFIELD, N. (1996): Approaches to monitoring for nature conservation in Scotland. - In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Tagungsband zum „Seminar on Monitoring for Nature Conservation“: 6. Wien.
- BEESE, F. (1996): Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. - Forstwiss. Centralbl. **115**: 65-79.
- BINKLEY, D. & P. HÖGBERG (1997): Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? - Forest Ecology and Management **92**: 119-152.
- BOBBINK, R., HORNING, M. & J.G.M. ROELOFS (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. - J. Ecol. **86**: 717-738.
- BÖHLING, N. (1992): Floristischer Wandel von Waldgesellschaften. Mögliche Auswirkungen von Bodenversauerung und Nährstoffanreicherung in der südlichen Eilenriede (Stadtwald Hannover). - Naturschutz u. Landschaftsplanung **24**: 16-19.
- BÖTTCHER, H. (1975): Stand der Dauerquadrat-Forschung in Mitteleuropa. - In: SCHMIDT, W. (Ed.), Sukzessionsforschung. - Ber. Int. Symp. Int. Ver. f. Vegetationskunde Rinteln 1973: 31-38.
- BMELF (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald - Level II - Erste Ergebnisse. - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- BRÄKNERHIELM, S. (1991): Environmental monitoring in protected natural forests in Sweden - exemplified by vegetation and soil monitoring. - Schr.-R. f. Vegetationskunde **21**: 121-139.
- BROEKMEYER, M.E.A. & W. VOS (1993): Forest reserves in Europe: a review. - In: BROEKMEYER, M.E.A., VOS W. & H. KOOP (Eds.), European Forest Reserves. 9-28.
- BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U., RÜHLING, A. & G. TYLER (1997a): Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. - J. Veg. Sci. **8**: 329-336.
- BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U. & G. TYLER (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests - effects of management and soil acidity during one decade. - Forest Ecology and Management **88**: 259-272.
- BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U. & G. TYLER (1997b): Pattern and dynamics of ground vegetation in south Swedish *Carpinus betulus* forests: importance of soil chemistry and management. - Ecology **20**: 513-520.
- BUCK-FEUCHT, G. (1986): Vergleich alter und neuer Waldvegetationsaufnahmen im Forstbezirk Kirchheim unter Teck. - Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung **32**: 43-49.
- BÜCKING, W. (1997): Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. - Forst u. Holz **52**: 515-522.
- BÜRGER, R. (1988): Veränderungen der Bodenvegetation in Wald- und Forstgesellschaften des mittleren und südlichen Schwarzwaldes. - KfK-PEF **52**: 1-163.
- BÜRGER, R. (1991a): Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. - Tuexenia **11**: 407-424.
- BÜRGER, R. (1991b): Luftschadstoffbedingte Veränderungen in der Artenzusammensetzung verschiedener Waldgesellschaften. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **64**: 100-115.
- BURRICHTER, E. & R. WITTIG (1977): Der Flattergras-Buchenwald in Westfalen. - Mitt. Flor.-Soz. Arb.gem. N.F. **19/20**: 377-382.
- CANNELL, M.G.R., MALCOLM, D.C. & P.A. ROBERTSON (Eds.) (1992): The ecology of mixed-species stands of trees. - Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. - Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. **1**: 107-148.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. - Ulmer, Stuttgart.
- DIRKSE, G.M. & G.F.P. MARTAKIS (1992): Effects of fertilizer on bryophytes in Swedish experiments on forest fertilization. - Biol. Conserv. **59**: 155-161.
- DIRKSE, G.M. & G.F.P. MARTAKIS (1993): Recent changes in forest vegetation in North-West and Central Europe and some likely causes. - In: BROEKMEYER, M.E.A., VOS W. & H. KOOP (Eds.), European Forest Reserves. 233-247.
- DIRKSE, G.M. & H.F. VAN DOBBEN (1989): Het effect van bemesting op de samenstelling van de kruidlaag van dennenbossen. - Natura 1989 (9): 208-212.
- DIRKSE, G.M., VAN DOBBEN, H.F. & C.O. TAMM (1991): Effects of fertilization on herb and moss layers of a Scots pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. - Report 91/7. Research Institute for Nature Management, Leersum.
- ELLENBERG, H. (1939): Über Zusammensetzung, Standort und Stoffproduktion bodenfeuchter Eichen- und Buchen-Mischwaldgesellschaften Nordwestdeutschlands. - Mitt. Flor.-Soz. Arb.gem. Niedersachsen **5**: 3-135.
- ELLENBERG, H. (1977): Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. - Oecol. Plant. **12**: 1-22.
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). - Scripta Geobot. **18**: 9-166.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 5. verb. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. jun. (1989): Eutrophierungsveränderungen der Waldvegetation: Folgen für und Rückwirkungen durch Rehwildverbiß. - Verh. Ges. Ökol. **17**: 425-435.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1986): Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. - Oecologia **70**: 339-347.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1990): Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-88 as related to soil pH. - Vegetatio **86**: 143-150.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1993): Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. - Flora **188**: 85-91.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1995): Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. - Ecological Bulletins **44**: 215-226.
- FALKENGREN-GRERUP, U. & H. ERIKSSON (1990): Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. - Forest Ecology and Management **38**: 37-53.
- FISCHER, A. (1995): Forstliche Vegetationskunde. - Blackwell, Berlin, Wien.
- FISCHER, A. (1999): Sukzessionsforschung: Stand und Entwicklung. - Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. **11**: 157-177.
- GALLOWAY, J.N., CHARLSON, J., ANDRAEA, M.O. & H. ROHDE (1985): The biogeochemical cycling of sulfur and nitrogen in the remote atmosphere. - D. Reidel Publishing Company, Dordrecht.
- GOLDSMITH, B. (Ed.) (1991): Monitoring for Conservation and Ecology. - Chapman & Hall, London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.
- GRAAE, B.J. & V.S. HESKJÆR (1997): A comparison of understorey vegetation between untouched and managed deciduous forest in Denmark. - Forest Ecology and Management **96**: 111-123.
- HOMMEL, P. W.F.M., LEETERS, E.E.J.M. & J.G. VRIELINK (1991): Veranderingen in bodem en vegetatie van het Speulderbos, kaartvergelijking 1958-1988. - Staring Centrum Wageningen, Rapport 104.1.
- HÄRDTLE, W. (1995): Zur Synsystematik und Synökologie artenarmer Buchenwälder („Fluttergras-/Sauerklee-Buchenwälder“) in Schleswig-Holstein. - Tuexenia **15**: 45-51.
- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. - Diss. Bot. **239**: 1-311.
- HELLAWELL, J.M. (1991): Development of a rationale for monitoring. In: GOLDSMITH, B. (Ed.), Monitoring for Conservation and Ecology: 1-14.
- KELLNER, O. & P. REDBO-TORSTENSSON (1995): Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. - Ecological Bulletins **44**: 227-237.

- KLOTZ, S. (1996): Dauerflächenuntersuchungen - Ergebnisse einer Umfrage. - Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung **35**: 87-106.
- KUBÍKOVÁ, J. (1989): Forest dieback in Czechoslovakia. - Studies in Plant Ecology **18**: 147-149.
- KUHN, N., AMIET, R. & N. HUFSCHEID (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. - Allg. Forst- u. Jagdztg. **158**: 77-84.
- LÄHDE, E. (1987): Changes in forest vegetation in southern Finland. - Aquilo ser. Botanica **25**: 89-95.
- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. - Flora **192**: 379-391.
- LÜCKE, K. & W. SCHMIDT (1997): Vegetation und Standortverhältnisse in Buchen-Fichten-Mischbeständen des Sollings. - Forstarchiv **68**: 135-143.
- LUX, H. (1964): Beitrag zur Kenntnis des Einflusses der Industrie-Exhalationen auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten (Dübener Heide). - Arch. f. Forstwes. **13**: 1215-1223.
- MAHN, E.-G. (1981): Zur Erfassung des Einflusses anthropogener Belastungen auf die Vegetation der Dübener Heide durch Bioindikatoren. - Naturwiss. Beitr. Mus. Dessau **2**: 5-20.
- MÄKIPÄÄ, R. (1994): Effects of nitrogen fertilization on the humus layer vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. - Silva Fennica **28**: 81-94.
- MÄKIPÄÄ, R. (1995): Sensitivity of forest-floor mosses in boreal forest to nitrogen and sulphur deposition. - Water, Air and Soil Pollution **85**: 1239-1244.
- MÄLKÖNEN, E. (1990): Estimation of nitrogen saturation on the basis of long-term fertilization experiments. - Plant and Soil **128**: 75-82.
- MALMER, N., LINDGREN, L. & S. PERSSON (1978): Vegetation succession in a South Swedish deciduous wood. - Vegetatio **36**: 17-29.
- MEDWECKA-KORNAS, A. & S. GAWRONSKI (1990): The dieback of fir *Abies alba* Mill. and changes in the *Pino-Quercetum* stands in the Ojców National Park (Southern Poland). - Vegetatio **86**: 175-186.
- MEDWECKA-KORNAS, A. & S. GAWRONSKI (1991): Acidophilous mixed forests in the Ojców National Park: thirty years pressure of air pollution. - Veröff. Geobot. Inst. ETH Stift. Rübel **106**: 174-207.
- MEESBURG, H., MEIWES, K.J. & P. RADEMACHER (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. - Water, Air and Soil Pollution **85**: 611-616.
- MEISEL-JAHN, S. (1955): Die Kiefern-Forstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes. - Angew. Pflanzensoziologie **11**: 1-126.
- MEYER, P. (1995): Untersuchung waldkundlicher Entwicklungstendenzen und methodischer Fragestellungen in Buchen- und Buchenmischbeständen niedersächsischer Naturwaldreservate (NWR). - Cuvillier Verlag, Göttingen.
- MURMANN-KRISTEN, L. (1991): Vitalitätsuntersuchungen in der Krautschicht von Wäldern. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **64**: 87-96.
- NEITE, U. & U. PAHLKE (1991): Immissionsbedingte Veränderungen der Bodenvegetation in Eichen-Hainbuchenwäldern der Westfälischen Bucht in den letzten 30 Jahren. - Forst und Holz **46**: 286-289.
- NYGAARD, P.H. & T. ODEGAARD (1999): Sixty years of vegetation dynamics in a south boreal coniferous forest in southern Norway. - J. Veg. Sci. **10**: 5-16.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. IV. Wälder und Gebüsche. - 2. Aufl., Fischer, Jena.
- OTTO, H.-J. (1992): Langfristige, ökologische Waldentwicklung: Ökologische Grundlagen des Regierungsprogramms. - AFZ **47**: 566-568.
- OTTO, H.-J. (1995): Die Verwirklichung des LÖWE-Regierungsprogramms. - AFZ **50**: 1028-1031.
- PARVIAINEN, J. & M. KETTUNEN (Eds.): Forestry related research in forest reserves and natural forests in European countries. - EFI Proceedings **16**: 160 pp. Joensuu.
- PERSSON, S. (1980): Succession in a South Swedish deciduous wood: a numerical approach. - Vegetatio **46**: 181-192.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & R. BUCHWALD (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. - Ber. d. ANL **10**: 41-60.
- PLACHTER, H. (1991): Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege. - Laufener Seminarbeiträge **7**: 7-29.

- PROJEKTGRUPPE NATURWALDRESERVATE (im Arbeitskreis Standortskartierung der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung) (1993): Empfehlungen für die Einrichtung und Betreuung von Naturwaldreservaten in Deutschland. - Forstarchiv **64**: 122-129.
- REICH, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten - Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz **40**: 103-111.
- RODENKIRCHEN, H. (1991): Der Wandel der Bodenvegetation in den Kiefernforsten des Staatlichen Forstamtes Waldsassen infolge anthropogen bedingter Bodenveränderungen. - Bayreuther Bodenkundl. Ber. **17**: 261-273.
- RÖDER, H., A. FISCHER & W. KLÖCK (1996): Waldentwicklung auf Wuasi-Dauerflächen im *Luzulo-Fagetum* der Buntsandsteinrhön (Forstamt Mittelsinn) zwischen 1950 und 1990. - Forstw. Cbl. **115**: 321-335.
- RÖDEL, D. (1987): Vegetationsentwicklung nach Grundwasserabsenkungen. - Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung, Sonderheft **1**: 1-217.
- ROSEN, K., GUNDERSEN, P., TEGNHAMMER, L. & M. JOHANSSON (1992): Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems - the concept of critical loads. - *Ambio* **21**: 364-368.
- ROSENKRANZ, D. & B. GEORGI (1998): Belastungen der natürlichen Umwelt durch Immissionen - Situation und Tendenzen. - Schr.-R. f. Vegetationskunde **29**: 21-33.
- ROST-SIEBERT, K. (1988): Ergebnisse vegetationskundlicher und bodenchemischer Vergleichsuntersuchungen zur Feststellung immissionsbedingter Veränderungen während der letzten Jahrzehnte. - Ber. Forsch. Waldökosysteme Univ. Göttingen **8**: 1-158.
- SCHMIDT, W. (1974): Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobeflächen. - Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F. **17**: 103-106.
- SCHMIDT, W. (1978): Einfluß einer Rehpopulation auf die Waldvegetation - Ergebnisse von Dauerflächenversuchen im Rehgatter Stammham 1972-1976. - *Phytocoenosis* **7**: 43-59.
- SCHMIDT, W. (1983): Experimentelle Syndynamik - Neuere Wege zu einer exakten Sukzessionsforschung, dargestellt am Beispiel der Gehölzentwicklung auf Ackerbrachen. - Ber. Deutsch. Bot. Ges. **96**: 511-533.
- SCHMIDT, W. (1991): Veränderungen der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. - Schr.-R. f. Vegetationskunde **21**: 77-96.
- SCHMIDT, W. (1992): Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation. - Z. Ökol. u. Natursch. **1**: 79-88.
- SCHMIDT, W. (1998a): Vegetationskundliche Langzeitforschung auf Dauerflächen - Erfahrungen und Perspektiven für den Naturschutz. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz **58**: 353-375.
- SCHMIDT, W. (1998b): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder - Kritische Anmerkungen zum Mosaik-Zyklus-Konzept. - *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **30**: 242-249.
- SCHMIDT, W. (1999): Die Bodenvegetation als Indikator für die biotische Mannigfaltigkeit von Wäldern - Beispiele aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. - *Verh. Ges. Ökol.* **29**: (im Druck)
- SCHUBERT, R. (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. - G. Fischer, Jena.
- SEIDLING, W. (1990): Räumliche und zeitliche Differenzierungen der Krautschicht bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder in Berlin (West). - Ber. Forsch. Waldökosysteme Univ. Göttingen **A61**: 1-261.
- STETZKA, K.M. (1994): Die Waldbodenvegetation als Bioindikator für Umweltbelastungen unter besonderer Berücksichtigung der Moosflora. - Lang- und kurzfristige Vegetationsvergleiche - Diss. Bot. **232**: 412 S.
- STÖCKER, G. (1981): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. - Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung **21**: 187-209.
- STORM, C. (1991): Immissionsbedingte Veränderungen in Wäldern des Kaiserstuhls mit grundsätzlichen Überlegungen zu pflanzensoziologischen und statistischen Verfahren beim Nachweis von Vegetationsveränderungen. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **64**: 117-133.
- THIMONIER, A., DUPOUEY, J.L., BOST, F. & M. BECKER (1994): Simultaneous eutrophication and acidification of a forest in North-East France. - *New Phytologist* **126**: 533-539.
- THOMAS, A., MROTZEK, R., SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Wald-

- ökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. - *Angewandte Landschaftsökologie* **6**: 150 S. Bonn-Bad Godesberg.
- TILMAN, D. (1988): *Plant Strategies and the dynamics and structure of plant communities*. - Princeton University Press, Princeton, NJ.
- TRAUTMANN, W., KRAUSE, A. & R. WOLFF-STRAUB (1970): Veränderungen der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim-Ludwigshafen. - *Schr.-R. f. Vegetationskunde* **5**: 193-207.
- TRAXLER, A. (1997): *Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden*. - Umweltbundesamt Monographien **89A**: 391 S. Wien.
- TREPL, L. (1982): Zur anthropogenen Beeinträchtigung stadtnaher Wälder. Das Beispiel der Eilenriede bei Hannover. - *Tuexenia* **2**: 195-208.
- TYLER, G. (1987): Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forests. - *Flora* **179**: 165-170.
- USHER, M.B. (1991): Scientific requirements of a monitoring programme. In: GOLDSMITH, B. (Ed.), *Monitoring for Conservation and Ecology*: 15-32.
- VAN DER WERF, S. (1987): Die Erfassung von Veränderungen in niederländischen Wäldern nach 25 Jahren und ihre möglichen Ursachen. In: SCHUBERT, R. & W. HILBIG (Hrsg.), *Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen, Teil 3*. *Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg* 1987/46 (P31): 187-201.
- VAN DOBBEN, H.F. (1993): *Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity*. - PhD thesis. University of Utrecht, Utrecht.
- WENDT, P. & W. SCHMIDT (1999): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Vegetation von Kiefernwäldern in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). - *Forst u. Holz* **53**: (im Druck)
- WILMANN, O. & A. BOGENRIEDER (1986): Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation - pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. - *Abh. Landesmus. Naturk. Münster* **48**: 55-79.
- WILMANN, O. & A. BOGENRIEDER (1987): Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen. - *Verh. Ges. Ökol.* **16**: 35-44.
- WILMANN, O. & A. BOGENRIEDER (1995): Die Entwicklung von Flaumeichenwäldern im Kaiserstuhl im Laufe des letzten halben Jahrhunderts. - *Forstarchiv* **66**: 167-174.
- WILMANN, O., BOGENRIEDER, A. & H. MÜLLER (1986): Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern - eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. - *Natur u. Landschaft* **61**: 415-422.
- WITTIG, R., BALLACH, H.J. & C.J. BRANDT (1985a): Increase of acid indicators in the herb layer of Millet Grass-Beech Forest of the Westphalian Bight. - *Angew. Bot.* **59**: 219-232.
- WITTIG, R., WERNER, W. & H. NEITE (1985b): Der Vergleich alter und neuer pflanzensoziologischer Aufnahmen: Eine geeignete Methode zum Erkennen von Bodenversauerung? - *VDI-Berichte* **560**: 21-33.
- WITTIG, R. & W. WERNER (1986): Beiträge zur Belastungssituation des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht - eine Zwischenbilanz. - *Düsseldorfer Geobot. Kolloq.* **3**: 33-70.
- WRIGHT, R.F. & L. RASMUSSEN (1998): Introduction to the NITREX and EXMAN projects. - *Forest Ecology and Management* **101**: 1-7.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Wolfgang Schmidt, Georg-August-Universität Göttingen, Institut für Waldbau,  
Abt. I: Waldbau der gemäßigten Zonen und Waldökologie, Büsingenweg 1, D-37077 Göttingen  
e-mail: wschmid1@gwdg.de

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: [11](#)

Autor(en)/Author(s): Schmidt Wolfgang

Artikel/Article: [Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften - Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern 133-155](#)