

Einstufung der Waldbindung epigäischer Moose mit Hilfe statistischer Auswertungen von Vegetationsdatenbanken

FLORIAN JANSEN & JÖRG EWALD

1. Einleitung

In der Ökologie spielen Experteneinschätzungen eine größere Rolle als in anderen naturwissenschaftlichen Disziplinen. Dies ist vor allem der Tatsache geschuldet, dass ökologische Zusammenhänge in der Regel sehr komplex sind und mit dem üblichen wissenschaftlichen Instrumentarium oft nur unzureichend abzubilden, geschweige denn vorherzusagen sind. Experten hingegen haben langjährige Felderfahrung. Ihnen steht damit eine, im Vergleich zu einer normalen wissenschaftlichen Stichprobe vielfach höhere, wenn auch unsystematische Zahl an Beobachtungen zur Verfügung. In der Praxis gibt es daher einen großen Bedarf an Expertenlisten, wie z. B. den Zeigerwerten von ELLENBERG et al. (2001). Nichtsdestotrotz sind selbst Gruppen von Experten nicht frei von Vorurteilen und blinden Flecken, so dass die Brauchbarkeit solcher Expertenlisten schwankt und nur schwer überprüfbar ist. Wir haben uns deshalb für das vorliegende Projekt auf die Suche nach Wegen gemacht, um die Experteneinschätzungen der Waldbindung von Kryptogamen anhand von Vegetationsdatenbanken zu überprüfen, unabhängig zu unterstützen bzw. die Ergebnisse beider Verfahren miteinander zu vergleichen.

Mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen wird auf definierten Probestellen der gesamte, zum Aufnahmezeitpunkt beobachtbare Bestand an Boden besiedelnden Pflanzenarten dokumentiert. In Mitteleuropa wurden diese Aufnahmen i. d. R. in Vegetationstabellen zusammengestellt, geordnet und bei der Publikation vollständig abgedruckt (DIERSCHKE 2010). So entstand ein großer, öffentlicher Fundus an Vegetationsaufnahmen, der für weiter gehende Auswertungen verwendet werden kann (EWALD 2005). Seit den 1990er Jahren sind Vegetationsaufnahmen durch die Erfassung in elektronischen Datenbanken groß angelegten, statistischen Auswertungen zugänglich gemacht worden (DENGLER et al. 2011). Vegetationsdatenbanken können eine wichtige empirische Grundlage für die Eichung von Indikatorsystemen sein, insbesondere wenn den Aufnahmen neben den Arten und Deckungsgraden gemessene Standortvariablen zugeordnet sind. Die für die Erstellung von Waldartenlisten wesentliche Information über die Waldbindung einer Art kann aus ihrer Vergesellschaftung oder der Zuordnung zu einer Pflanzengesellschaft abgeleitet werden. Letzteres birgt angesichts der oft unterschiedlichen Klassifikationskriterien Unschärfen, die jedoch im Falle der Frage Wald oder Offenland eher gering sein dürften. Bei der Erstellung von Vorauswahllisten für die Waldmoose kam eine Auswertung von Stetigkeitstabellen synoptischer Werke (z. B. OBERDORFER 1992) zum Einsatz. Differenziertere Informationen über das Verhalten von Arten sind jedoch aus der Auswertung von Einzelaufnahmen zu gewinnen. Diese Methode setzt große, repräsentative Datenbanken mit digitalen Aufnahmen von sowohl Wald als auch Offenland voraus, die in Deutschland derzeit noch die Ausnahme sind (JANSEN et al. 2011). Für die vorliegende Waldartenliste verwendeten wir für das norddeutsche Tiefland die Datenbank von Mecklenburg-Vorpommern VegBank MV (BERG et al. 2001, ID-Code EU-DE-001 im Global Index of Vegetation-Plot Databases [GIVD, DENGLER et al. 2011]), für den Alpenraum die Datenbank BERGWALD (EWALD 1995, GIVD-Code EU-DE-002).

Ziel der Untersuchungen war eine Einstufung von Kryptogamen auf Grund ihrer statistischen Präferenz

für Wald- versus Offenlandaufnahmen in den Datenbanken. Wir beschränken uns im Folgenden auf die Auswertung der Moose, da die Datenlage bei den Flechten noch schlechter ist und es uns hier in erster Linie auf methodische Aspekte ankommt.

2. Material und Methoden

2.1 Datenbank BERGWALD

Die Datenbank BERGWALD enthielt zum Zeitpunkt der Auswertungen 4.934 Vegetationsaufnahmen aus den bayerischen Alpen. In der Datenbank wurden bis zum Jahr 1997 alle verfügbaren Aufnahmen aus Wäldern im weiteren Sinne gesammelt. Dabei wurden sporadisch Aufnahmen naturnaher, waldfreier Vegetation aus der Waldstufe wie Lawinarrasen, Schuttfluren oder Felsrasen einbezogen. Umfassend wurden hingegen die dem Offenland zugerechneten subalpinen Latschen- und Grünerlengebüsche erfasst.

2.2 Norddeutsches Tiefland (VegBank MV)

In der Vegetationsdatenbank Mecklenburg-Vorpommerns ist ein Großteil der verfügbaren Vegetationsaufnahmen enthalten, die in den vergangenen 90 Jahren in Artikeln veröffentlicht, sowie in universitären Abschlussarbeiten oder durch Planungsbüros erhoben wurden. Sie enthält Aufnahmen aus allen Wuchsformationen und nahezu allen vorkommenden Pflanzengesellschaften (BERG et al 2004). Zum Zeitpunkt der Analyse enthielt die Datenbank 53.842 Aufnahmen. 17.501 von ihnen enthielten Moosfunde und wurden für die weitere Analyse verwendet.

2.3 Vorgehen

Der Waldcharakter der Aufnahmen wurde über die Deckung der Baumschicht abgeschätzt. Da absolute Schichtdeckungen in zahlreichen Originalarbeiten nicht erfasst worden sind, wurden kumulative Deckungen aller in den Baumschichten erfassten Baumarten berechnet. Unter der Annahme der Unabhängigkeit der Baumschichten untereinander wurde das Produkt

$$1 - \prod_i^s (1 - x_i / 100) * 100$$

berechnet, wobei x_i die Prozentdeckung der Art innerhalb der Schicht i darstellt. Das bedeutet, für einen Baum, der in zwei Baumschichten jeweils mit Deckung 50 % geschätzt wurde, wird eine Gesamtdeckung von 75 % ($1 - 0.5 * 0.5$) berechnet.

Entsprechend ihrer kumulativen Baumschichtdeckung wurden die Aufnahmen gemäß der Walddefinition von SCHMIDT et al. (2011) folgenden drei Klassen zugeteilt, die in der Folge als Aufnahmegruppen behandelt wurden:

1. Offenland (ohne Baumschicht),
2. lichter Wald (>0 und <30 %) und
3. Wald i. e. S. (≥ 30 %),

Um die Bindung der Kryptogamen an diese Aufnahmegruppen zu spezifizieren wurde eine Multilevel Pattern Analysis (DE CÁCERES et al. 2010) angewendet. Darin wird der Indicator Species Value von DUFRÊNE & LEGENDRE (1997) errechnet, allerdings nicht nur für die einzelnen Aufnahmegruppen,

sondern zusätzlich auch für alle Clusterkombinationen (1+2, 1+3, 2+3). Das heißt, eine Art, die z. B. im Waldcluster einen ebenso hohen Indikatorwert erreicht wie im Cluster lichter Wald, muss nicht einem einzelnen Cluster zugeordnet oder verworfen werden, sondern kann der Clusterkombination 2+3 zugeordnet werden. Ob die Zuordnung verlässlich ist, wird über Irrtumswahrscheinlichkeiten (p-Werte) abgeschätzt. Dafür wurde die Zuordnung der Aufnahmen zu den drei Clustern tausendmal zufällig wiederholt und die Wahrscheinlichkeit berechnet, dass der beobachtete Indikatorwert auch durch Zufall entstanden sein könnte. Kryptogamen, deren p-Wert über 0,05 lag (Irrtumswahrscheinlichkeit größer 5 %) wurden nicht zugeordnet. Die Indikatorwerte wurden bezüglich unterschiedlicher Clustergrößen korrigiert (Option „Indval.g“ in der Multilevel Pattern Analysis), um Unterschiede aufgrund der unterschiedlichen Zahl der Aufnahmen in den drei Aufnahmegruppen zu verhindern.

Aus der berechneten Zugehörigkeit zu den Aufnahmegruppen (AG) wurde mit Hilfe folgender Regeln auf die im Projekt definierten Waldbindungskategorien geschlossen:

1. Art erreicht in AG 1 den höchsten Indikatorwert → M 1.1 (vorwiegend im geschlossenen Wald)
2. Art erreicht in AG 2 den höchsten Indikatorwert → M 1.2 (vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen)
3. Art wird den AG 1 und 2 zugeordnet → M 2.1 (im Wald wie im Offenland)
4. Art wird allen AG zugeordnet → M 2.1 (im Wald wie im Offenland)
5. Art wird den AG 2 und 3 zugeordnet → M 2.2 (auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland)
6. Art erreicht in AG 3 den höchsten Indikatorwert → O (Offenland)

Die Kombination AG 1+3 kam als signifikantes Ergebnis nicht vor.

3. Ergebnisse

Die Datenbank BERGWALD enthielt Beobachtungen von 324 in der GermanSL (JANSEN & DENGLER 2008) referenzierten Moosarten. Die häufigsten Arten waren *Dicranum scoparium* (55 %), *Hylocomium splendens* (53 %), *Ctenidium molluscum* (48 %), *Tortella tortuosa* (43 %) und *Polytrichum formosum* (40 %). Insgesamt 13 Arten erreichten >20 %, 21 Arten zwischen 5 und 20, 166 Arten 0,1 bis 5 und 124 Arten weniger als 0,1 % Stetigkeit. 1.043 Aufnahmen (68 %) wurden als Wald, 256 (17 %) als lichter Wald und 224 Aufnahmen (15 %) als Offenland klassifiziert.

Von den 638 von den Experten eingeschätzten Arten konnten 172 mit Hilfe der Datenbankauswertung zugeordnet werden. Knapp die Hälfte der vorkommenden Arten erreichte also kein signifikantes Ergebnis. Die meisten Arten wurden als 2.1 (91), O (37) und 2.2 (29) eingestuft (Tab. 1). Die höchste Übereinstimmung zwischen Vor- und Endeinstufung bestand in den Gruppen 2.1 und 1.1. In den Gruppen 1.2, 2.2 und O hingegen bestand lediglich bei einem Drittel der Arten eine exakte Übereinstimmung der Zuordnung. Insgesamt schätzten die Experten für 56 Arten (33 %) eine höhere Affinität zum Offenland (Zahlen unterhalb der Diagonale in Tab. 1) und für nur 18 Arten (10 %) eine höhere Affinität zum Wald (oberhalb der Diagonale) als die Datenbankauswertung.

Tab. 1: Vergleich zwischen Voreinstufung auf Basis der Datenbank BERGWALD (Zeilen) und Endeinstufung auf Grund der Expertenbefragung (Spalten). In der so genannten Confusion Matrix ist die Zahl der Arten dargestellt, die Summen pro Kategorie sowie die Vorhersagegüte als Anteil der durch die Datenbankanalyse korrekt vorhergesagten Experteneinschätzung (DB) bzw. umgekehrt (Exp).

	M1.1	M1.2	M2.1	M2.2	O	Summe DB	Vorhersagegüte Experten
M1.1	5		4			9	0,6
M1.2	1	2	2	1		6	0,33
M2.1	21		62	8		91	0,68
M2.2	1		16	9	3	29	0,31
O	1	1	11	12	12	37	0,32
Summe Exp	29	3	95	30	15	166	Ø 0,45
Vorhersagegüte DB	0,17	0,67	0,65	0,3	0,8	Ø 0,52	

Die Datenbank VegBank MV enthielt Beobachtungen von 328 Moosarten. Die häufigsten Arten waren *Calliergonella cuspidata* (17 %), *Brachythecium rutabulum* (13 %), *Ceratodon purpureus* (12 %), *Hypnum cupressiforme* (11 %) und *Mnium hornum* (9 %). Insgesamt 15 Arten erreichten zwischen 5 und 20, 154 Arten 0,1 bis 5 und 159 Arten weniger als 0,1 % Stetigkeit. 4.278 Aufnahmen (25 %) wurden als Wald, 770 (5 %) als lichter Wald und 11.953 (70 %) als Offenland klassifiziert.

Tab. 2: Vergleich zwischen Einstufung auf Basis der Datenbank VegBank MV (Zeilen) und der Endeinstufung der Experten (Spalten). In der sogenannten Confusion Matrix ist die Zahl der Arten dargestellt, die Summen pro Kategorie sowie die Vorhersagegüte als Anteil der durch die Datenbankanalyse korrekt vorhergesagten Experteneinschätzung (DB) bzw. umgekehrt (Exp). Bspw. wurden 16 der von den Experten als Waldart (M1.1) eingestuft Arten von der Datenbankanalyse als M2.1 (im Wald sowie im Offenland) eingestuft.

	M1.1	M1.2	M2.1	M2.2	O	Summe DB	Vorhersagegüte Experten
M1.1	6		7			13	0,46
M1.2	1		10	5		17	0
M2.1	16	1	43	9	1	70	0,61
M2.2			2	20	3	25	0,8
O			1	9	3	13	0,23
Summe Exp	23	1	63	43	7	138	Ø 0,52
Vorhersagegüte DB	0,26	0	0,68	0,46	0,42	Ø 0,53	

138 der durch die Experten eingeschätzten Arten konnten durch die Multilevel Pattern Analysis signifikant zugeordnet werden. Die meisten davon wurden auf Grund der Datenbausewertung als M2.1 (50 %) oder M2.2 (18 %) eingestuft (Tab. 2). Die beste Vorhersagegüte von Datenbank- zu Experteneinstufung bestand in den Gruppen M2.2 (80 %) und M2.1 (61 %). Von den Waldarten der Gruppe M1.1 wurde immerhin noch die Hälfte der Arten gleich eingeschätzt. Von den 17 von der Datenbank als M1.2 (an Waldrändern und auf Waldverlichtungen) eingestuften Arten wurde keine einzige von den Experten als solche eingeschätzt. Allerdings sind aus Sicht der Experten ohnehin nur 18 Arten deutschlandweit und nur 2 der klassifizierten Arten (*Aulacomnium androgynum*, *Ptilidium pulcherrimum*) überwiegend hier anzutreffen. 30 Arten (21 %) wurden von den Experten „offener“ eingeschätzt als von der Datenbank (Zahlen unterhalb der Diagonalen in Tab. 2), 35 Arten (25 %) als stärker waldgebunden (oberhalb der Diagonalen).

Tab. 3: Moosarten aus der VegBank MV, die von den Experten als in Wald und Offenland vorkommend (M2.1 bzw. M2.2), von der Datenbankanalyse aber als Wald gebunden (M1.1 oder M1.2) eingestuft wurden. Sie machen ein Drittel der insgesamt falsch eingeschätzten Arten aus.

Art	Experten	Datenb.	Frequ.	Art	Experten	Datenb.	Frequ.
Anomodon viticulosus	M2.1	M1.1	46	Odontoschisma sphagni	M2.2	M1.2	12
Aulacomnium palustre	M2.1	M1.2	1.303	Polytrichum commune	M2.1	M1.2	451
Bryoerythrophyllum recurvirostrum	M2.1	M1.1	13	Polytrichum longisetum	M2.2	M1.2	40
Calliergon cordifolium	M2.1	M1.2	256	Polytrichum strictum	M2.1	M1.2	591
Calliergon stramineum	M2.2	M1.2	643	Ptilidium ciliare	M2.1	M1.1	52
Campylopus flexuosus	M2.1	M1.2	5	Sphagnum angustifolium	M2.1	M1.2	125
Campylopus pyriformis	M2.2	M1.2	44	Sphagnum fallax	M2.1	M1.2	692
Cephalozia connivens	M2.1	M1.2	140	Sphagnum fimbriatum	M2.1	M1.2	505
Dicranum montanum	M2.1	M1.1	186	Sphagnum palustre	M2.1	M1.2	916
Encalypta streptocarpa	M2.1	M1.1	15	Sphagnum squarrosum	M2.1	M1.2	442
Eurhynchium speciosum	M2.1	M1.1	14	Tortula subulata	M2.1	M1.1	14

4. Diskussion

Die Waldbindung von Pflanzenarten zu definieren, setzt ein Nischenmodell voraus. Wir nehmen an, dass spezifische Anpassungen an die Habitatbedingungen von Wald und Offenland bestehen. In der Ziel- und Methodenbeschreibung des Projektes wird versucht, diese Habitatbedingungen verbal zu umschreiben, aber es bleibt unvermeidlich ein Interpretationsspielraum für die beteiligten Experten. Ein grundlegender Unterschied besteht darin, dass die ausgewerteten Vegetationsdatenbanken nur über die epigäische Vegetation Auskunft geben, während die Beurteilungen durch die Experten ggf. über verschiedene besiedelte Substrate integriert. Da wir genaue Mechanismen (Beschattung, Substrate, Humusformen etc.) aufgrund fehlender Messdaten nicht untersuchen können, müssen wir uns auch bei der Datenbankauswertung mit der statistischen Untersuchung der Bindung von Arten an Aufnahmegruppen, die wir über die Deckung der Baumschicht definiert haben, begnügen. Die Diskrepanz zwischen diesen Nischenmodellen wird insbesondere im Fall der Kategorie 1.2 (Waldränder, lichte Wälder) deutlich. Die Vegetationsaufnahmen mit Baumschichtdeckungen zwischen 1 und 30 % entsprechen offenbar nicht dem der Experteneinschätzung zugrunde liegenden Modell. Während der Datenbankfilter Aufnahmen lichter Wälder erfasst, haben die Experten vermutlich eher Waldränder im Auge gehabt. Aufnahmen von Waldrändern sind in den Vegetationsdatenbanken jedoch kaum vertreten, da sie dem Homogenitätskriterium widersprechen. Bei den dennoch vorhandenen Waldrandaufnahmen ist oft bewusst (wenn auch wenig glücklich) auf die Angabe der nicht in der Aufnahme wurzelnden, aber sie überschattenden Bäume verzichtet worden. In der Folge wurden sie daher als Offenland eingestuft. Andererseits können Waldaufnahmen mit geringer Baumschichtdeckung viele Ursachen haben (Aufnahmezeitpunkt im Frühling, kurzfristige Baumücken), die keine für die Zusammensetzung der Moosflora wirksamen Tatsachen widerspiegeln. Nährstoffarme Moorwälder haben grundsätzlich eine geringere Baumschichtdeckung, so dass Arten, die überwiegend hier vorkommen, automatisch den Waldrändern und lichten Wäldern zugeordnet werden, während die Experten hier sicherlich noch von der Kategorie Wald ausgingen oder aber, wie im Falle von *Aulacomnium palustre*, lieber ein „sowohl im Offenland als auch im Wald“ vergeben haben. In der BERGWALD Datenbank fallen in die Aufnahmegruppe 2 vor allem lückige Weide- und Felshangwälder. Die Nichtberücksichtigung der Strauchschichten bei der Aufnahmegruppenbildung, d. h. die Zuordnung der Gebüsch zum Offenland wurde der Einheitlichkeit wegen sowohl für die Bergwälder als auch für das Flachland angewendet.

Während die Gebüschschichten jedoch im ersten Fall eine dezidierte und dauerhafte Vegetationszone bilden, sind sie im nordostdeutschen Flachland durchweg Sukzessionsstadien, die in ihrer Bedeutung als Kryptogamenhabitat nicht immer einfach einzuschätzen sind. So würde die Mehrzahl der in Spalte 1 von Tab. 2 differierend eingeschätzten Arten zu reinen Waldarten, wenn die Strauchschichten den Baumschichten gleichgestellt werden (Ergebnisse nicht gezeigt).

Statistik erfordert ein Modell, das das Verhältnis zwischen den Grundgesamtheiten („Wirklichkeit“) und den analysierten Stichproben beschreibt. Daraus sollte eine der Fragestellung angemessene Stichprobenplanung abgeleitet werden (CHIARUCCI 2007). Dagegen finden wir in pflanzensoziologischen Datenbanken Vegetationsaufnahmen vor, die mit unterschiedlichen, oft gar nicht mehr nachvollziehbaren Designs angelegt wurden. In der BERGWALD Datenbank ist z. B. der Wald gut repräsentiert, das Offenland und die lichten Wälder jedoch nur sporadisch und selektiv. Dies führt unweigerlich zu Verzerrungen in den Zuordnungen. Gravierender noch dürfte die Tatsache sein, dass von den Experten eine Habitatbindung eingeschätzt wurde, die unabhängig von der Häufigkeitsverteilung dieser Habitate in der realen Landschaft ist. In der VegBank MV kann generell von einer guten Repräsentanz der in Mecklenburg-Vorpommern vorkommenden Habitattypen ausgegangen werden. Einige seltenere Habitate (z. B. Trockenrasen, Dünengesellschaften, Niedermoore) sind im Vergleich zu ihrer tatsächlichen Flächenausdehnung überdurchschnittlich stark in der Datenbank vertreten. Dennoch sind auch sie in der Datenbank wesentlich seltener als weit verbreitete Habitate. Dieser Effekt ist die häufigste Ursache für die unterschiedliche Einschätzung der Waldbindung. So gibt es gerade unter den häufigen Moosen einige, die regelmäßig im Wald vorkommen, aber auch in im Vergleich zu den besiedelten Waldhabitaten seltenen Offenland-Habitaten, z. B. Heiden. Letztere sind in der DB aber nur in geringer Aufnahmezahl vertreten. Angesichts der überwältigenden Zahl an Vorkommen in geschlossenen Wäldern kommt der verwendete Algorithmus unweigerlich zu dem Schluss, dass es sich um eine Waldart handeln muss. Viele Arten der Moore (s. Tab. 3) treten zumindest in unserer heutigen Landschaft ganz überwiegend an Stellen mit zumindest lockerem Baumbestand auf und gelegentliches Vorkommen ganz ohne Baumschicht wird vom Algorithmus ignoriert. Während die Experten den gesamten (eventuell sogar historischen) Existenzbereich einer Art beurteilen, gibt die Datenbankanalyse eine (oft durch die Stichprobe verzerrte) reale Häufigkeitsverteilung wieder.

Die verwendeten groben Aufnahmegruppen erlauben keine Gewichtung nach Habitattypen, wie dies zum Beispiel über die Gesamtstetigkeitstabellen pflanzensoziologischer Klassen (BERG et al. 2001) möglich ist. Wir sehen hier deutlich die Grenzen selbst großer Datenbanken, zumindest, solange nicht für Datenbank und Experteneinschätzung die gleichen Habitattypen Verwendung finden.

Die Zahl der unterschiedlich eingeschätzten Arten wäre wahrscheinlich geringer ausgefallen, wenn zusätzlich zur VegBank MV eine ähnlich umfassende Vegetationsdatenbank von Nordwestdeutschland zur Verfügung gestanden hätte und somit die dort stärker vorkommenden Habitate (z. B. Regenmoore, Heiden) besser abgedeckt gewesen wären. Darüber hinaus kommen viele der von den Experten eingeschätzten Arten in den Datenbanken gar nicht vor oder fallen auf Grund geringer Stetigkeit bei der Zuordnung zu den Aufnahmegruppen durch den Signifikanztest. Auch relativ große Vegetationsdatenbanken wie die beiden verwendeten erfassen die seltenen Arten, insbesondere aber die Kryptogamen nur unzureichend.

5. Schlussfolgerungen

Die Expertenbefragung und die Indikatorwertanalyse in großen Vegetationsdatenbanken verfolgen zwei unterschiedliche methodische Ansätze, so dass eine vollständige Übereinstimmung nicht zu erwarten ist. Ein Abgleich ist aber gerade aufgrund dieser unterschiedlichen Herangehensweisen sehr aufschlussreich. Die auftretenden Diskrepanzen sind bedingt durch:

- 1) unterschiedliche Nischenkonzepte bzw. fehlende Habitatkategorien,
- 2) unterschiedliche Datengrundlagen (reale Verbreitung gegenüber potenzieller ökologischer Amplitude),
- 3) unzureichende Datengrundlagen in den Vegetationsdatenbanken, bzw. eine Ungleichverteilung der Aufnahmegruppen,
- 4) eine große Vorsicht der Experten, einem Moos die enge Waldbindung zu attestieren.

Sollen mit Hilfe der Waldartenlisten statistische Auswertungen für Reallandschaften gemacht werden, wäre es wünschenswert, neben der reinen Zuordnung zu Waldbindungstypen Angaben über die relative Häufigkeit der Moosartenvorkommen bezüglich Wald- und Offenlandhabitaten verfügbar zu haben.

6. Literatur

- Berg, C.; Dengler, J.; Abdank, A. (2001): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Tabellenband. – Jena. 341 S.
- Berg, C.; Dengler, J.; Abdank, A.; Isermann, M. (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband. – Jena. 606 S.
- Chiarucci, A. (2007): To sample or not to sample? That is the question ... for the vegetation scientist. – *Folia Geobot.* 42: 209-216.
- De Cáceres, M., Legendre, P., Moretti, M. (2010) Improving indicator species analysis by combining groups of sites. – *Oikos* 119: 1674-1684.
- Dengler, J.; Jansen, F.; Glöckler, F.; Peet, R. K.; De Cáceres, M.; Chytrý, M.; Ewald, J.; Oldeland, J.; Finckh, M.; Lopez-Gonzalez, G.; Mucina, L.; Rodwell, J. S.; Schaminée, J.; Spencer, N. (2011) The Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD): a new resource for vegetation science. – *J. Veg. Sci.* 22.
- Dierschke, H. (2010): Über 80 Jahre wissenschaftliche Begleitung pflanzensoziologischer Feldforschung in Mitteleuropa – Übersicht der in den Mitteilungen und in *Tuexenia* publizierten Vegetationsaufnahmen (1928-2009). – *Tuexenia* 30: 319-348.
- Dufrêne, M.; Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species definition: the need of an asymmetrical and flexible approach. – *Ecol. Monographs* 67: 345-366.
- Ellenberg, H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – *Scripta Geobot.* 18: 1-262.
- Ewald, J. (1995): Eine vegetationskundliche Datenbank bayerischer Bergwälder. – *Hoppea* 56: 453-465.
- Ewald, J. (2001): Der Beitrag pflanzensoziologischer Datenbanken zur vegetationsökologischen Forschung. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 13: 53-69.
- Ewald, J. (2005): Pflanzensoziologie als Beitrag zur Biodiversitätsinformatik. – *Tuexenia* 25: 475-483.
- Jansen, F.; Dengler, J. (2008): GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. – *Tuexenia* 28: 239-253.
- Jansen, F., Dengler, J., Glöckler, F., Chytrý, M., Ewald, J., Oldeland, J. (2011). Die mitteleuropäischen Datenbanken im Global Index of vegetation-plot databases (GIVD). – *Tuexenia* 30.
- Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV. Wälder und Gebüsche. – Jena, Stuttgart, New York. Textband 282 S., Tabellenband 580 S.
- Schmidt, M.; Kriebitzsch, W.-U.; Ewald, J. (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands – Einführung und methodische Grundlagen. – *BfN-Skripten* 299: 1-13.