Zeitschrift: Botanica Helvetica

Herausgeber: Schweizerische Botanische Gesellschaft

Band: 106 (1996)

Heft: 1

Artikel: Diversität und Zeigerwerte von epiphytischen Flechten der häufigsten Baumarten : ein methodischer Ansatz zur Beurteilung von Umweltveränderungen im Wald und im Freiland

Autor: Dietrich, Michael / Scheidegger, Christoph

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-72194

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 12.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Bot Helv 106: 85–102

0253-1453/96/010085-18 $ 1.50 + 0.20/0
© 1996 Birkhäuser Verlag, Basel

Diversität und Zeigerwerte von epiphytischen Flechten der häufigsten Baumarten: Ein methodischer Ansatz zur Beurteilung von Umweltveränderungen im Wald und im Freiland

Michael Dietrich und Christoph Scheidegger

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL),
CH-8903 Birmensdorf, Schweiz

Manuskript angenommen am 9. April 1996

Abstract

Dietrich M. and Scheidegger C. 1996. Diversity and indicator values of epiphytic lichens of the most common tree species: A methodological approach to the assessment of environmental changes in forest and non-forest areas. Bot. Helv. 106: 85–102.

On 132 long-term ecological observation plots in the Swiss Central Plateau and the Pre-Alps the epiphytic lichen flora of 849 trees was surveyed by standard sampling. The lichen data of all tree species in forest and non-forest areas were analysed in order to provide simple, reproducable and comparable characteristics for long-term observation. For the 10 most common tree species in forest and non-forest areas the mean number of lichen species, the mean cover of lichens and bryophytes, as well as the mean indicator values for light, reaction and toxitolerance (Wirth 1992) were determined. Based on the data of *Picea abies* in forest, arranged in groups according to the 4 vegetation belts and 5 dbh-classes, the mean values and their confidence intervals were calculated for qualitative and quantitative (cover) data. For the detection of environmental changes, ordinal weightening of cover-estimates is proposed, considering effort, reproducibility and accuracy of sampling and calculation. As the indicator values are ordinal scaled from 1 to 9, and their distribution on the scale is not symmetric, the calculation of their mean values is not unproblematic. The effect of the latter was estimated by comparison with calculations based on a scale from 1 to 5 with a symmetric distribution of all indicator values. Finally, for the 5 most abundant tree species in forest and non-forest areas, the estimates and their confidence intervals of each of five indicator-classes were calculated. If sample size is big enough, estimates of indicator-classes, especially for toxitolerance, are proposed for ecological long-term characterisation. The ecological indicator values of Wirth (1992) have shown to be an appropriate tool for long-term observation. In this study 79% of the most abundant species are characterized by indicator values. 12 trees were without any indicator-lichen, only 2 more than with no lichens at all.

Key words: Lichens, diversity, indicator values, environmental changes, standard sampling.

Einleitung

Die Methode der Dauerbeobachtung der Flechtenvegetation zur Beurteilung von ökologischen Veränderungen wurde in der Schweiz erstmals von Frey (1959) seit 1922 im Schweizerischen Nationalpark im Unterengadin verwendet. War es damals nicht die Absicht, menschliche Einflüsse auf die Flechtenvegetation nachzuweisen, sondern die natürliche Sukzession auf verschiedenen Substraten festzuhalten, so ist ersteres heute ein wichtiger Beweggrund für die Durchführung von Dauerbeobachtungen (Muhle und Poschlod 1989). Als Symbioseorganismen zwischen Pilz und Alge besitzen Flechten ein ausgesprochen labiles physiologisches Gleichgewicht. Auf Grund der hohen Sensibilität gegenüber Umweltveränderungen ist ihre Eignung als Bioindikatoren unumstritten. Zahlreiche Arbeiten zeigen den Einfluß der landwirtschaftlichen und waldbaulichen Nutzungsmethoden und von Immissionen aus Industrie und Verkehr auf (siehe Bates und Farmer 1992). Gegenüber Luftverunreinigungen gelten Flechten als deutlich empfindlicher als Gefäßpflanzen (Urech et al. 1991). Wie van Dobben (1993) zeigte, nimmt einerseits die Häufigkeit der meisten epiphytischen Flechtenarten und damit die Flechtendiversität direkt durch die Toxizität einzelner Substanzen ab, anderseits beeinflußt die atmosphärische Verschmutzung das Nährstoffangebot und den pH der Borke und verursacht damit eine Verschiebung im Artenspektrum.

Soll die Umwelt ohne technische Hilfe über längere Zeit beobachtet werden, so braucht es dazu geeignete Maße. Diese sollen möglichst einfach sein und zudem Veränderungen zuverlässig wiedergeben. Neben der Flechten-Diversität bieten sich die Zeigerwerte für Flechten (Wirth 1992) geradezu für die Verwendung im Rahmen von Dauerbeobachtungen an. Anders als bei den Flechten wurden die Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (Ellenberg 1974, 1992) hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit mehrfach theoretisch und praktisch erprobt (Durwen 1982, Böcker et al. 1983, Ellenberg 1992, Werner und Paulissen 1992, Kuhn 1993). Ihre Verwendung zur Charakterisierung von ökologischen Umwelt-Bedingungen und -Veränderungen erwies sich dabei als sinnvoll (Ellenberg 1992). Es wurde aber auch gezeigt, daß der ordinale Charakter der Zeigerwerte und deren asymmetrische Verteilung über die Skala von 1 bis 9 die allgemein empfohlene Bildung mittlerer Zeigerwerte mit Fehlern belastet. Der Einfluß von qualitativen oder gewichteten Artangaben erwies sich dabei als gering.

Im Rahmen der Entwicklung der repräsentativen Inventarisierungsmethode für die Erstellung einer Roten Liste der epiphytischen Flechten in der Schweiz (Dietrich 1996), wurde auch die mögliche Verwendung der Aufnahmen als Ausgangspunkt für Dauerbeobachtungen überprüft. Diese Arbeit widmet sich vor allem methodischen Problemen. Unter Berücksichtigung sämtlicher epiphytischer Flechtenarten werden verschiedene Kennwerte bezüglich ihrer ermittelbaren Genauigkeit und möglichen Änderungsfeststellungen auf Ebene der Baumarten, wie sie für das Schweizerische Waldzustandsinventar (WZI; Innes et al. 1994) ausgeschieden wurden, analysiert. Zur Diskussion steht dabei neben der Flechten-Diversität und der Flechten- und Moosdeckung insbesondere auch die Verwendung von Zeigerwerten: Unter Annahme von zeitlichen Wiederholungen werden für die Licht-, Reaktions- und Toxitoleranzwerte einerseits der Einfluß von qualitativen und quantitativen Artangaben bei der Mittelwertsbildung diskutiert, anderseits die Folgen der asymmetrischen Verteilung der Gesamtheit der Zeigerwerte analysiert. Schließlich wird das Maß der Anteilschätzer für Zeigerwertklassen vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Datenerhebung

Die Daten wurden in den Jahren 1993 und 1994 an 849 Bäumen in 132 Langzeit-Dauerbeobachtungsflächen (EAFV 1988) erhoben. Die Probeflächen sind durch die Schnittpunkte des 1 × 1 km-Netz des Schweizerischen Koordinaten-Systems bestimmt, welche die Probeflächen-Zentren bilden. Alle Flächen befinden sich in den Regionen Mittelland und Voralpen und sind auf die 5 Testgebiete Bern-West, Payerne, Schwarzsee, Entlebuch und Glaubenberg (Welten und Sutter 1982) konzentriert. Für die repräsentative Erhebung der Daten wurde vorstratifiziert, und zwar horizontal nach der Region und der Vegetationseinheit (Wald/Freiland), vertikal nach den Vegetationshöhenstufen, stets den Definitionen des Schweizerischen Landesforstinventars (LFI; EAFV 1988) folgend. Die Probeflächenwahl erfolgte ohne spezielle Berücksichtigung flechtenreicher Habitate, wobei mindestens 10 Flächen für jede Kombination der drei Stratifizierungskriterien erhoben wurden.

Die kreisförmige Aufnahmefläche von 500 m^2 (r = 12,62 m) ist durch das LFI (EAFV 1988) gegeben. Auf jeder Probefläche wurden in der Regel alle Stämme mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) $\geq$ 12 cm erhoben, jedoch nicht mehr als 3 Stämme pro Baumart und BHD-Klasse von 12 cm. Für jeden Probebaum wurde neben dem BHD die Art nach der Code-Liste des Landesforstinventar (Zingg 1988) bestimmt, wobei innerhalb der Gattungen *Malus*, *Pyrus* und *Prunus* keine weitere Differenzierung erfolgte. Die Gesamtheit der Flechten- und Moosdeckung wurde an jedem Stamm von 0 bis 170 cm Höhe von 0 bis 5% in 1%-Intervallen, von 5% an in 5%-Intervallen geschätzt. Die Schätzung der Deckung der einzelnen Flechtentaxa, inklusive sämtlicher sorediöser Krustenflechten (Dietrich und Scheidegger 1996), erfolgte nach der Methode von Braun-Blanquet (1964), wobei den Deckungen $\leq$1%, $\leq$5%, $\leq$10%, $\leq$25% die Codes +, 1, 2, 3 entsprechen.

Datenauswertung

Die Auswertungen wurden für die Baumarten im Wald und im Freiland durchgeführt, *Picea abies* im Wald wurde für jede Vegetationshöhenstufe, respektive jede BHD-Klassen von 12 cm separat analysiert. Es wurde die Gesamtartenzahl und die Anzahl der Arten welche auf eine Baumart einer Vegetationseinheit, respektive für *Picea abies* auf eine Vegetationshöhenstufe oder BHD-Klasse, beschränkt sind, ermittelt. Für die 10 häufigsten Baumarten im Wald und im Freiland, sowie für die Gruppen von *Picea abies* wurde die mittlere Flechten-Artenzahl, die mittlere Flechten- und Moosdeckung und deren Vertrauensintervalle (α = 1%) berechnet. Da die Baumauswahl auf Probeflächen nicht als unabhängig betrachtet werden kann, wurden die mittleren Werte und deren Vertrauensintervalle nach dem Verfahren für Gruppenstichproben mit uneinheitlicher Gruppengröße, wie sie Köhl und Kaufmann (1993) im Schweizerischen Waldzustandsinventar anwendeten, berechnet.

Für die 10 häufigsten Baumarten der beiden Vegetationseinheiten und die Gruppen von *Picea abies* wurden zudem die mittleren Zeigerwerte für Licht (L), Reaktion (R) und Toxitoleranz (To) (Wirth 1992) und deren Vertrauensintervalle berechnet, wobei die Beleuchtungsstärke, der pH-Wert und die Empfindlichkeit gegenüber Luftbelastungen entsprechend den Werten von 1 bis 9 zunehmen. Anhand der erhobenen Flechten wurden zuerst die mittleren Zeigerwerte für jeden Baum bestimmt, und diese anschließend nach dem Verfahren für Gruppenstichproben gemittelt. Die geschätzten Deckungswerte erhielten dabei die Gewichtung 1 für $\leq$1%, 2 für $\leq$5% sowie 3 für $\leq$10% und $\leq$25%. Die Korrelationen zwischen mittlerer Artenzahl, Flechten-, Moosdeckung, L-, R- und To-Wert wurden ermittelt.

Für die Gruppen von *Picea abies* wurden weitere Berechnungen durchgeührt: Mit einer fünfstufigen Zeigerwert-Skala, welche eine mehr oder weniger symmetrisch verteilte Gesamtheit aller mit Zeigern beschriebenen Arten epiphytischer Standorte aufweist, wurde versucht, den Einfluß der Asymmetrie der neunstufigen Einteilung (Wirth 1992) auf die Resultate abzuschätzen. Dabei wurden die ursprünglichen Einheiten so zusammengefaßt, daß die bestmögliche symmetrische Verteilung um die neue „ökologische Mitte" des Wertes 3 resultierte. Ausgehend von neun- und fünfstufiger Skala, wurde der Umfang der Vertrauensintervalle der mittleren L-, R- und To-Werte, unter Berücksichtigung der Reduktion der Skala um 44%, verglichen. Die Analyse des Einflusses von

qualitativen und quantitativen Artangaben erfolgte ebenfalls anhand der Gruppen von *Picea abies*, wobei die Kalkulationen für die neun- und fünfstufige Skala durchgeführt wurden. Diese basieren einerseits auf Präsenz-/Absenz-Daten, anderseits fanden die Deckungsangaben unterschiedlich gewichtet Eingang. Bei prozentualer Gewichtung wurden für die Codes +, 1, 2, 3 die Prozent-Werte 0,2, 3, 7,5 und 17,5 verwendet, bei ordinaler Gewichtung wurden die Zeigerwerte, wie bei allen Baumarten, je nach Deckung mit den Faktoren 1, 2, 3 multipliziert. Als Vergleichsmaß dienten neben dem Vertrauensintervall die mittleren L-, R- und To-Werte.

Für die 5 häufigsten Baumarten im Wald und im Freiland wurden Anteilschätzer und deren Vertrauensintervalle (globale Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 5\%$) für die 5 Zeigerwertklassen, analog zu den klassierten Nadel/Blattverlusten des Waldzustandsinventars (Köhl und Kaufmann 1993), ermittelt. Die Klassenbildung erfolgte so, daß für den L-Wert die drei Klassen Schatten, Halbschatten und Licht durch zwei Zwischenklassen getrennt sind, die je einem konkreten Zeigerwert (Wirth 1992) entsprechen. Für die R- und To-Werte resultieren dementsprechend die Klassen sauer, mäßig sauer und neutral, respektive sehr gering, mittel und hoch. Aufgrund der höheren Aussagekraft von Arten mit niedriger Toxitoleranz wurde zudem der Anteil der Arten mit einem To-Wert ≤ 3 und das entsprechende Vertrauensintervall bestimmt.

Resultate

Artenzahl, Flechten- und Moosdeckung

Als Folge der höheren Stammdichte im Wald war die erfaßte Anzahl Bäume größer (570) als im Freiland (279). 47% waren Laub-, 53% Nadelbäume. Insgesamt wurden im Wald für 21 und im Freiland für 22 Baumarten Daten erhoben, wobei in beiden Vegetationseinheiten *Picea abies* (264 resp. 87) die häufigste war (Tab. 1). Gesamthaft konnten 262 Flechtentaxa festgestellt werden (Dietrich 1996). Nur gerade 10 Bäume trugen keine Flechten, 8 im Wald und 2 im Freiland. Bei unterschiedlicher Anzahl untersuchter Stämme pro Baumart wiesen *Picea abies* und *Acer pseudoplatanus* im Wald und im Freiland die höchste Flechten-Diversität auf (Tab. 1). Die Anzahl der innerhalb einer Vegetationseinheit auf eine Baumart beschränkten Taxa ist unterschiedlich und ebenfalls von der untersuchten Stammzahl beeinflußt. Die höchsten Artenzahlen pro Baum wiesen im Wald Nadelbäume (*Abies alba* 35, 28; *Picea abies* 26, 25), im Freiland Laubbäume auf (*Acer pseudoplatanus* 33, 28; *Alnus incana* 32; *Juglans regia* 31, 28; *Fraxinus excelsior* 29).

Die Auswertung von *Picea abies* für die 5 BHD-Klassen ergab für die Klassen von 24 bis 35 und von 36 bis 47 cm BHD die höchsten Flechten-Artenzahlen (Tab. 2). Für die Gliederung nach den 4 Vegetationshöhenstufen sind dies die obere Montanstufe und die subalpine Stufe. Auf einzelne BHD-Klassen sind nur wenige Arten beschränkt. Im Gegensatz dazu wurden 23 und 15 Flechten nur für die obere Montanstufe, respektive die subalpine Stufe nachgewiesen. Die mittlere Artenzahl und Flechtendeckung nimmt entlang dem Gradienten der ansteigenden Vegetationshöhen deutlich und kontinuierlich zu. Die Zunahmen von den kleinen zu den großen BHD-Klassen sind demgegenüber gering.

Die mittleren Artenzahlen für die 10 häufigsten Baumarten sind im Freiland höher als im Wald (Tab. 3). Am deutlichsten wird dies bei *Quercus robur* sichtbar, wo die Artenzahl im Freiland um mehr als das dreifache erhöht ist. Die gleiche Tendenz läßt sich für die Flechtendeckung feststellen, allerdings weniger ausgeprägt. *Juglans regia* (43%) weist die weitaus höchste mittlere Flechtendeckung auf. Umgekehrt sind es die Moose, welche höhere mittlere Gesamtdeckungen im Wald aufweisen und im Freiland für keine Baumart mehr als 7% erreichen. Den niedrigsten Wert stellt dennoch *Pinus mugo arborea*

Tab. 1. Anzahl der erhobenen Stämme und Gesamtartenzahlen der Flechten sämtlicher erfaßter Baumarten im Wald und im Freiland. Jeweils in Klammern steht die Anzahl der Probeflächen (für die 10 häufigsten Baumarten), respektive der Flechtenarten, die auf eine Baumart der entsprechenden Vegetationseinheit beschränkt sind.

	Wald		Freiland	
	Anzahl Bäume	Artentotal	Anzahl Bäume	Artentotal
Picea abies	264 (58)	108 (24)	87 (20)	102 (37)
Pinus sylvestris	8 (4)	9	2	27 (2)
Acer platanoides	2	18	2	28
Acer pseudoplatanus	18 (13)	79 (10)	16 (12)	77 (8)
Alnus incana	3	27 (1)	17 (5)	57 (6)
Betula pendula	3	6	4	36 (1)
Fagus sylvatica	114 (31)	70 (6)	3	26
Fraxinus excelsior	36 (12)	69 (8)	31 (14)	67 (4)
Populus tremula	5	24	14 (4)	40 (2)
Populus spec.	2	19 (2)	1	11
Prunus	4	2	15 (6)	39
Quercus robur	8 (4)	17	11 (8)	52 (1)
Salix alba	8 (1)	28 (2)	5	16 (2)
Sorbus aucuparia	1	8	1	4
Ulmus glabra	7 (4)	23 (1)	3	8
Abies alba	61 (19)	74 (7)		
Pinus mugo arborea	18 (4)	42 (5)		
Pseudotsuga menziesii	3	10		
Acer campestre	2	12 (1)		
Carpinus betulus	1	11		
Quercus petraea	2	27 (1)		
Aesculus hippocastanum			1	6
Alnus glutinosa			2	9
Juglans regia			10 (7)	58 (1)
Malus			21 (9)	34 (1)
Pyrus			9 (4)	17
Salix spec.			15	4
Tilia cordata			1	18
Übrige Laubbäume			3	28
Übrige Sträucher			2	34

im Wald (0,9%), *Salix alba* im Wald (30%) den höchsten. Der Korrelationskoeffizient zwischen mittlerer Artenzahl und Flechtendeckung der Baumarten beträgt im Wald 0,71, im Freiland 0,89, zwischen Flechten- und Moosdeckung 0,54, respektive 0,23. Die Abhängigkeit von Flechten-Artenzahl und Moosdeckung beträgt im Wald 0,21 und im Freiland 0,34.

Mittlere Zeigerwerte nach Wirth

Wirth (1992) nennt für rund 200 Flechtenarten Zeigerwerte für epiphytische Standorte. Von den 262 in dieser Studie festgestellten Arten sind für deren 135 Zeigerwerte gegeben. Ihre Anteile in den 4 Häufigkeitsklassen, welche je 25% der registrierten Flech-

Tab. 2. Anzahl der erhobenen Stämme und Gesamtartenzahlen der Flechten, sowie mittlere Artenzahl, Flechten- und Moosdeckung ± Vertrauensintervall für *Picea abies* im Wald, separat für die 4 Vegetationshöhenstufen und die 5 BHD-Klassen. Jeweils in Klammern steht die Anzahl der Probenflächen, respektive der Flechtenarten, die auf eine Vegetationshöhe oder BHD-Klasse beschränkt sind.

	Anzahl Bäume	Artentotal	∅ Artenzahl	∅ Flechten-Deckung	∅ Moos-Deckung
Vegetationshöhe					
Kollin-submontane Stufe	47 (21)	25 (4)	3,1 ± 1,1	5,2 ± 2,2	4,8 ± 2,2
Untere Montanstufe	82 (15)	35 (3)	4,5 ± 0,7	9,2 ± 2,4	8,4 ± 4,1
Obere Montanstufe	78 (14)	83 (23)	12,6 ± 2,4	19 ± 9,5	9,3 ± 3,6
Subalpine Stufe	57 (10)	71 (15)	20,5 ± 5,5	42,5 ± 16,2	7,5 ± 4,2
BHD-Klasse					
12–23 cm	67 (34)	63 (6)	6,9 ± 2	11,5 ± 3,8	5 ± 3,4
24–35 cm	62 (31)	79 (9)	9,8 ± 3	18,7 ± 7,4	6,7 ± 3,1
36–47 cm	73 (37)	81 (6)	9,5 ± 2,9	15,8 ± 6	7 ± 2,1
48–59 cm	39 (26)	62 (1)	10,1 ± 4,2	15,9 ± 7,6	9,2 ± 3,4
60–92 cm	23 (15)	60 (4)	11,5 ± 6,11	18,9 ± 8,7	10 ± 3,7

Tab. 3. Mittlere Artenzahl, Flechten- und Moosdeckung ± Vertrauensintervall für die 10 häufigsten Baumarten im Wald und im Freiland.

	Wald			Freiland		
	∅ Artenzahl	∅ Flechten-Deckung	∅ Moos-Deckung	∅ Artenzahl	∅ Flechten-Deckung	∅ Moos-Deckung
Abies alba	7,3 ± 3,2	13,8 ± 6,5	15,9 ± 9,2			
Pinus mugo arborea	11,9 ± 3,4	15,3 ± 10,5	0,9 ± 1,6			
Pinus sylvestris	3,4 ± 2,1	6 ± 7,9	1,3 ± 1,2			
Fagus sylvatica	7,1 ± 1,3	15,6 ± 3,6	16,1 ± 9,9			
Salix alba	11,3 ± 5,9	17,1 ± 19,6	30 ± 0			
Ulmus glabra	7,7 ± 2,7	15 ± 9,2	17,9 ± 19,6			
Picea abies	9,2 ± 2,2	15,6 ± 4,4	7 ± 2	12,4 ± 1,8	14,5 ± 3,1	2,3 ± 0,7
Acer pseudoplatanus	11,7 ± 5,3	23,1 ± 13,7	16,1 ± 9,9	16,5 ± 5,6	27,6 ± 8,4	6,7 ± 6,6
Fraxinus excelsior	10 ± 2,4	21 ± 7	18,5 ± 8	12,5 ± 2,4	15,7 ± 13,1	5,9 ± 5,8
Quercus robur	5,9 ± 1,8	17,9 ± 8	20,7 ± 18,7	18,3 ± 3,5	26,8 ± 7,6	4,6 ± 3,5
Alnus incana				14,5 ± 11	27,9 ± 20,4	4,5 ± 3,4
Juglans regia				20,9 ± 16,7	43 ± 37,1	5,5 ± 20,7
Malus				7,9 ± 2,7	11,6 ± 9,5	5,6 ± 4,9
Populus tremula				11,7 ± 3,4	14,6 ± 6,2	4,4 ± 1,3
Prunus				9,1 ± 8,5	16,5 ± 15,3	1,1 ± 2,4
Pyrus				14,6 ± 3,9	31,1 ± 19,1	3 ± 6,4

Tab. 4. Mittlere Zeigerwerte für Licht, Reaktion und Toxitoleranz ± Vertrauensintervall für die 10 häufigsten Baumarten im Wald und im Freiland.

	Wald			Freiland		
	∅ Licht	∅ Reaktion	∅ Toxitoleranz	∅ Licht	∅ Reaktion	∅ Toxitoleranz
Abies alba	4,1 ± 0,5	3,4 ± 0,2	6 ± 0,4			
Pinus mugo arborea	6,2 ± 0,5	2,2 ± 0,2	5,3 ± 0,2			
Pinus sylvestris	3,5 ± 0,8	3,1 ± 0,1	6,1 ± 1,3			
Fagus sylvatica	3,8 ± 0,3	4,6 ± 0,2	5,7 ± 0,1			
Salix alba	5,2 ± 0,9	5 ± 0,7	5,9 ± 0,2			
Ulmus glabra	3,9 ± 0,6	4,5 ± 0,4	5,5 ± 0,6			
Picea abies	4,4 ± 0,4	3,3 ± 0,2	5,8 ± 0,3	5,9 ± 0,3	3,1 ± 0,3	6 ± 0,3
Acer pseudoplatanus	4,7 ± 0,6	4,4 ± 0,4	5,5 ± 0,2	6,2 ± 0,6	5,5 ± 0,2	5,8 ± 0,4
Fraxinus excelsior	4,6 ± 0,5	4,9 ± 0,3	5,7 ± 0,3	6,6 ± 0,2	5,9 ± 0,2	5,7 ± 0,4
Quercus robur	4,3 ± 0,4	4,5 ± 0,4	6,5 ± 0,5	6,3 ± 0,3	5,3 ± 0,3	6 ± 0,3
Alnus incana				6,5 ± 0,7	4,6 ± 1,4	5,6 ± 0,2
Juglans regia				6,5 ± 0,3	6,6 ± 0,3	5,1 ± 0,9
Malus				6,7 ± 0,3	6,1 ± 0,3	5,9 ± 0,8
Populus tremula				6,6 ± 0,2	6,2 ± 0,1	5,5 ± 0,2
Prunus				6,6 ± 0,3	5,6 ± 0,4	6,3 ± 0,2
Pyrus				6,6 ± 0,2	5,5 ± 0,6	6,1 ± 0,8

ten umfassen (Dietrich 1996), sind dabei unterschiedlich. Während 79% der häufigen, 52% der ziemlich häufigen und 51% der seltenen Arten Zeigerwerte aufweisen, sind es für die sehr seltenen noch 25%. Zu den 10 Bäumen ohne Flechten kommen zusätzlich nur 2 ohne Flechten mit Zeigerwerten!

Die berechneten mittleren L-Werte der Baumarten (Tab. 4) liegen im Wald zwischen 3,5 (*Pinus sylvestris*) und 6,2 (*Pinus mugo arborea*), im Freiland zwischen 5,9 (*Picea abies*) und 6,7 (*Malus*). Die entsprechenden R-Werte reichen von 2,2 (*Pinus mugo arborea*) bis 5,0 (*Salix alba*), respektive von 3,1 (*Picea abies*) bis 6,6 (*Juglans regia*). Die Spannweite für die To-Werte ist in beiden Vegetationseinheiten wesentlich geringer, im Wald von 5,3 (*Pinus mugo arborea*) bis 6,5 (*Quercus robur*), im Freiland von 5,1 (*Juglans regia*) bis 6,3 (*Prunus*). Der Korrelationskoeffizient zwischen mittleren L- und R-Werten der Baumarten im Wald beträgt $r = -0{,}23$, im Freiland $r = 0{,}78$, zwischen Licht und Toxitoleranz $r = -0{,}49$ respektive $r = 0{,}08$. Zwischen Reaktion und Toxitoleranz besteht ein Zusammenhang von $r = 0{,}13$ im Wald und $r = -0{,}33$ im Freiland. Vergleiche der mittleren Zeigerwerte mit jenen der Artenzahl, Flechten- und Moosdeckung (Tab. 5) ergeben im Wald zwischen Licht und Artenzahl, Reaktion und Flechten-, respektive Moosdeckung einen hohen positiven, zwischen Toxitoleranz und Artenzahl einen hohen negativen Zusammenhang. Im Freiland fallen die hohen negativen Korrelationskoeffizienten zwischen Artenzahl-, Moos- und Flechtendeckung und Toxitoleranz, sowie der positive zwischen Reaktion und Moosdeckung auf.

Für *Picea abies* im Wald steigen die L-Werte entlang dem Gradienten der ansteigenden Vegetationshöhenstufen kontinuierlich von 3,6 auf 5,7 an (Tab. 6), ebenso nehmen die R-Werte von 3,8 auf 3,0 ab. Die mittleren To-Werte sind in der kollin-submontanen Stufe am höchsten (6,4) und für die oberen Montanstufen am niedrigsten (5,4). Keine

Tab. 5. Korrelationen zwischen den Kennwerten der mittleren Artenzahl, Flechten- und Moosdekkung und den mittleren L-, R- und To-Werten der 10 häufigsten Baumarten im Wald und im Freiland.

	Wald			Freiland		
	∅ Artenzahl	∅ Flechten-Deckung	∅ Moos-Deckung	∅ Artenzahl	∅ Flechten-Deckung	∅ Moos-Deckung
∅ Licht	0,84	0,41	−0,05	−0,28	−0,18	0,04
∅ Reaktion	0,1	0,55	0,89	−0,01	0,11	0,46
∅ Toxitoleranz	−0,67	−0,28	0,23	−0,49	−0,45	−0,58

Tab. 6. Mittlere Zeigerwerte für Licht, Reaktion und Toxitoleranz ± Vertrauensintervall für *Picea abies* im Wald, separat für die 4 Vegetationshöhenstufen und die 5 BHD-Klassen.

	∅ Licht	∅ Reaktion	∅ Toxitoleranz
Vegetationshöhe			
Kollin-submontane Stufe	3,6±0,3	3,8±0,3	6,4±0,6
Untere Montanstufe	3,6±0,4	3,6±0,1	6 ±0,5
Obere Montanstufe	4,8±0,4	3 ±0,1	5,4±0,3
Subalpine Stufe	5,7±0,2	3 ±0,2	5,8±0,3
BHD-Klasse			
12–23 cm	4,3±0,5	3,3±0,2	5,9±0,4
24–35 cm	4,6±0,5	3,3±0,3	5,7±0,4
36–47 cm	4,4±0,5	3,2±0,2	5,6±0,3
48–59 cm	4,4±0,4	3,4±0,2	5,8±0,4
60–92 cm	4,3±0,7	3,3±0,3	5,9±0,4

Tendenzen sind für die mittleren Zeigerwerte der nach BHD-Klassen aufgeteilten Probebäume festzustellen (Tab. 6).

Mittlere Zeigerwerte basierend auf qualitativen und quantitativen Artangaben

Die obigen mittleren Zeigerwerte wurden alle mit ordinal gewichteten Deckungsangaben berechnet. Für die Gruppen von *Picea abies* (inklusive Wald und Freiland als Gruppen) wurden parallel dazu mittlere Werte und deren Vertrauensintervalle mit absoluten Prozent- und rein qualitativen Präsenz-/Absenz-Werten ermittelt. Die resultierenden Differenzen sind klein (Tab. 7). Jene zwischen prozentualen und Präsenz-/Absenz-Werten sind für alle drei Zeigerwerte am größten: Im Einzelnen variieren sie für Licht zwischen Null (Wald) und 0,52 Einheiten (subalpine Stufe), für Reaktion zwischen 0,01 (Wald) und 0,15 (Freiland) und für die Toxitoleranz zwischen 0,02 (kollin-submontane Stufe) und 0,63 Einheiten (BHD-Klasse 36–47). Kleinere Unterschiede liegen zwischen prozentualer und ordinaler Gewichtung vor. Die Differenzen zwischen ordinalen und Präsenz-/Absenz-Werten sind im Vergleich dazu gering. Von den drei Zeigern weist die Toxitoleranz die größten Unterschiede auf, die Reaktion die kleinsten. Die berechneten mittleren Vertrauensintervalle für Reaktion sind klein (Tab. 7), für Licht und Toxitole-

Tab. 7. Mittlere Mittelwertsdifferenzen bei neunstufiger Skala zwischen qualitativer und quantitativer Verrechnung der Flechten-Artangaben für die Gruppen von *Picea abies*, sowie die mittleren Vertrauensintervalle der Gruppen.

	∅ Mittelwertsdifferenz			∅ Vertrauensintervall		
	Prozent zu Präsenz/ Absenz	Prozent zu ordinaler Gewichtung	Ordinale Gewichtung zu Präsenz/Absenz	Präsenz/ Absenz	Ordinale Gewichtung	Prozent
Licht	0,11	0,07	0,04	0,39	0,41	0,47
Reaktion	0,05	0,03	0,02	0,2	0,2	0,22
Toxitoleranz	0,23	0,15	0,08	0,35	0,35	0,43

Tab. 8. Mittlere Mittelwertsdifferenzen bei fünfstufiger Skala zwischen qualitativer und quantitativer Verrechnung der Flechten-Artangaben für die Gruppen von *Picea abies*, sowie die mittleren Vertrauensintervalle der Gruppen.

	∅ Mittelwertsdifferenz			∅ Vertrauensintervall		
	Prozent zu Präsenz/ Absenz	Prozent zu ordinaler Gewichtung	Ordinale Gewichtung zu Präsenz/Absenz	Prozent	Ordinale Gewichtung	Päsenz/ Absenz
Licht	0,07	0,04	0,02	0,25	0,21	0,2
Reaktion	0,05	0,03	0,02	0,2	0,19	0,18
Toxitoleranz	0,09	0,06	0,03	0,14	0,12	0,12

ranz etwa doppelt so groß. Von den Berechnungen weisen jene mit qualitativen Artangaben die niedrigsten Vertrauensintervalle auf; diese sind jedoch nur unbedeutend kleiner als für die ordinale Verrechnung der Deckungsschätzung. Für prozentuale Deckungsangaben sind die Werte deutlich erhöht.

Berechnung mittlere Zeigerwerte anhand einer fünfstufigen Skala

Die Werte der Flechtenarten mit Zeigern für epiphytische Standorte nach Wirth (1992) sind über die neunstufige Skala weder für Licht, Reaktion noch Toxitoleranz annähernd normalverteilt (Abb. 1). Die Reduktion der Zeigerwertskala von 9 auf 5 Einheiten einerseits, und die dadurch erhaltene symmetrische Verteilung aller Werte anderseits (Abb. 1), erlauben wichtige Schlüsse hinsichtlich des Arbeitens mit Zeigerwerten. Die Vertrauensintervalle nehmen auf Grund der Reduktion der Skala erwartungsgemäß ab (Tab. 8). Wie der Vergleich mit Tab. 7 zeigt, ist für die Gruppen von *Picea abies* die Abnahme für die Berechnungen mit qualitativen und quantitativen Artangaben von ähnlichem Umfang. Die hohe Qualität der R-Werte (Wirth 1992) kommt durch die nur kleine Abnahme des Vertrauensintervalls von der neun- zur fünfstufigen Skala zum Ausdruck. Im Gegensatz dazu ist die Abnahme für die Toxitoleranz sehr hoch: Der Umfang der Vertrauensintervalle ist auf ein Drittel gesunken. Die Abnahme beim Licht ist mehr oder weniger äquivalent zur Reduktion von 9 auf 5 Zeigereinheiten.

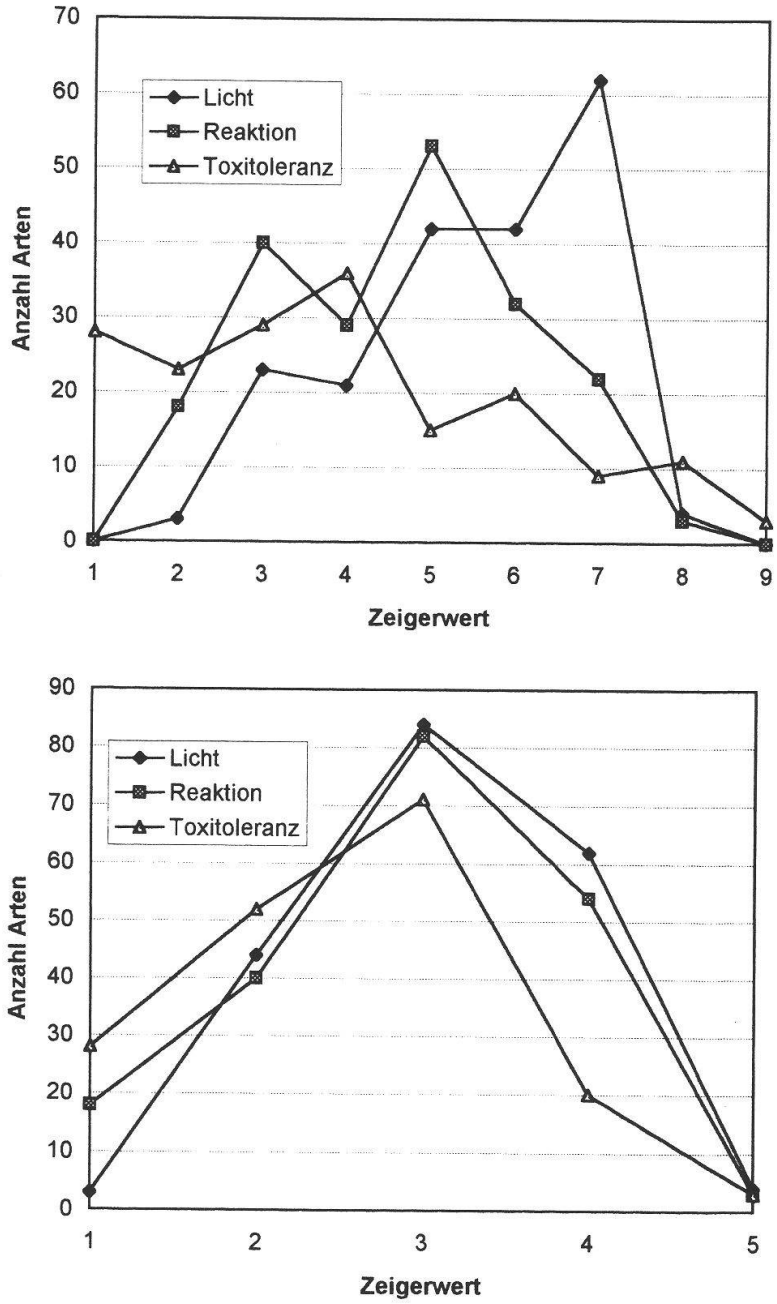

Abb. 1. Verteilung aller Zeigerwerte der Arten epiphytischer Standorte für Licht, Reaktion und Toxitoleranz. Oben: über die neunstufige Skala nach Wirth (1992); unten: über die fünfstufige Skala.

Die eigentlichen Mittelwerte sollten theoretisch etwa 56% jener der neunstufigen Skala ausmachen. Für den L- und To-Wert trifft dies zu, der R-Wert macht jedoch im Mittel 68% des urprünglichen aus. Durch die Skalen-Reduktion werden auch die relativ kleinen Differenzen zwischen den Mittelwertsberechnungen mit prozentualer und ordinaler Deckungsgewichtung oder Präsenz-/Absenz-Daten beeinflußt (Tab. 8). Während für die L-Werte die mittleren Unterschiede entsprechend der Skalen-Reduktion von 9 auf 5 Einheiten abnahmen, verringerten sie sich für die To-Werte deutlicher und für die R-Werte blieben sie durchwegs gleich.

Tab. 9. Anteilschätzer in Prozenten und deren Vertrauensintervalle für die 5 häufigsten Baumarten im Wald und im Freiland, je für die 5 Klassen der L-, R- und To-Werte, sowie für die Arten mit geringer Toxitoleranz.

	Wald					Freiland				
	Abies alba	*Picea abies*	*Acer pseudo-platanus*	*Fagus sylvatica*	*Fraxinus excelsior*	*Picea abies*	*Acer pseudo-platanus*	*Fraxinus excelsior*	*Malus*	*Prunus*
Licht										
Schatten	31,1±5,8	29,1±2,3	20,3±6,5	57,4±3,9	29,4±5,3	12,3±2,5	3 ±2,6	1,1±0,5	0	2 ±3,3
Zeigerwert 4	26,1±5,5	14,3±1,8	12,6±5,3	20,1±3,2	19,1±4,6	7,1±2	4,5±3,2	1,1±0,5	3,8±3,7	1,4±2,8
Halbschatten	15,4±4,5	16 ±1,9	25,5±6,9	8,7±2,2	13,3±4	13 ±2,6	9,4±4,3	5 ±2,7	4,8±4,1	6,1±5,4
Zeigerwert 6	13,6±4,3	21 ±2,1	23 ±6,7	11,8±2,6	19,5±4,6	25,1±3,3	26,3±6,4	22,5±4,6	20,1±7,1	16,9±8,3
Licht	13,8±4,4	19,6±2,1	17,6±6,1	2,1±1,2	18,6±4,5	42,6±3,7	56,8±7,1	69,4±5,1	71,3±8,3	73,7±9,7
Reaktion										
sauer	64,9±6	70,1±2,4	29,5±7,2	18 ±3	15,5±4,2	78,8±3,1	4,5±3,1	3,5±2,1	2,9±3,2	6,8±5,7
Zeigerwert 4	30,8±5,8	27,3±2,3	9,7±4,8	13,1±2,7	5,8±2,8	10,7±2,4	3 ±2,6	0,4±1,1	2,4±3	7,4±5,9
mäßig sauer	3,2±2,3	1,9±0,7	47,8±7,9	58,2±3,9	52,4±5,8	7,7±2	45,3±7,1	30,9±5,1	30,1±8,4	47,3±1,1
Zeigerwert 6	0,7±3,4	0,8±0,5	11,5±5	10,3±2,4	20,7±4,7	2,4±1,2	26 ±6,4	28,1±5	30,1±8,4	18,2±9
neutral	0	0	1,4±3,5	0,5±0,6	5,6±2,7	0,4±0,5	20,9±5,9	37,1±5,3	34,5±8,7	20,3±8,9
Toxitoleranz										
sehr gering	7,7±3,5	7,5±1,4	2,5±2,6	0,4±0,5	3,1±2,1	2,8±1,3	3,7±2,8	8,5±3,1	1,5±2,4	1,4±2,8
Zeigerwert 3	3,5±2,4	6,9±1,4	3,3±3	1,6±1	6,2±2,9	5,2±1,7	6,1±3,6	9,2±3,3	12,6±6,2	3,5±4,2
mittel	29,5±5,4	29,1±2,5	14,1±5,6	14,7±2,8	14,4±4,1	23 ±3,3	13,2±4,8	9,4±3,3	20,3±7,4	13,5±7,6
Zeigerwert 5	8,2±3,5	8,2±1,5	27,9±7,2	35,6±3,8	16,8±4,4	6,9±2	15,9±5,4	11,9±3,6	6,8±4,8	10,8±6,9
hoch	51,1±6,4	52,3±2,7	53,6±7,9	47,9±4	59,5±5,7	63,5±3,7	61,2±7,1	61,1±5,4	58,9±9,1	71 ±10
geringe Toxitoleranz	11,2±3,5	14,4±1,7	5,8±3,3	2 ±1	9,3±3	8 ±2	9,8±3,9	17,7±3,7	14,1±5,7	4,9±4,3

Anteilschätzer von Zeigerwertklassen

Zeigerwertspektren von vegetationskundlichen Aufnahmen sind im Gegensatz zu Mittelwertsbildungen ohne methodische Fehler behaftet (Böcker et al. 1983). Die Anteile der zu Klassen zusammengefaßten Zeigerwerte weisen relativ große Vertrauensintervalle auf (Tab. 9), da die globale Irrtumswahrscheinlichkeit gleichmäßig auf die einzelnen Klassen verteilt wurde. Wenn die erhaltenen Anteils-Werte bei einmaliger Erfassung auch keine wesentliche Differenzierung zu den Mittelwerten der einzelnen Baumarten erlauben (vgl. Tab. 4), so ist deren Rangierung doch identisch.

Diskussion

Die standardisierten Flechtenaufnahmen auf den Schnittpunkten des Schweizerischen Koordinatensystems ermöglichen einerseits die Ermittlung von repräsentativen Häufigkeits-Daten für die Rote Liste der epiphytischen Flechten der Schweiz (Dietrich 1996), anderseits erlauben sie standardisierte Dauerbeobachtungen. Diesbezüglich können neben den Auswertungen auf Ebene der Baumarten, analog zum WZI (Innes et al. 1994), auch Zustände und deren Veränderungen auf den Probeflächen (LFI; EAFV 1988) festgestellt werden.

Mit dem verwendeten Stichprobennetz mit 132 Probeflächen konnten im Wald 21 und im Freiland 22 verschiedene Baumarten erfaßt werden. Die Häufigkeiten der festgestellten Baumarten im Wald entsprechen unter Berücksichtigung des eingeschränkten Untersuchungsgebietes (Mittelland und Voralpen) jenen des LFI (EAFV 1988) und des WZI (Innes et al. 1994). Bei den Nadelhölzern dominiert *Picea abies*, bei den Laubhölzern *Fagus sylvatica*. Wichtiger Bestandteil der Bäume im Freiland bilden die verschiedenen Fruchtbäume wie *Juglans regia*, *Malus*, *Pyrus* und *Prunus*. Häufigste Baumart ist hingegen auch im Freiland *Picea abies*, welche vor allem in der oberen Montan- und der subalpinen Stufe vorherrscht.

Die Diskussion der angewandten Aufnahmemethode und der Auswertungen steht vornehmlich unter dem Gesichtspunkt von möglichen Veränderungen der Kennwerte, unter Annahme von zeitlichen Wiederholungen der Aufnahmen. Dabei werden die interpretierbare Genauigkeit und der Aufwand für die Erhebung und Auswertung berücksichtigt. Mit Hilfe der Zeigerwerte soll primär die potentielle Änderung eines ökologischen Faktors ermittelt werden. Dennoch sind differenzierte Aussagen über Ursachen floristischer und ökologischer Vorgänge mittels Zeigerwerten durch den Vergleich von Vegetationsaufnahmen über eine längere Zeitspanne möglich, wie Kuhn (1993) anhand der Gefäßpflanzen zeigte.

Artenzahl, Flechten- und Moosdeckung

Die erhöhten mittleren Artenzahlen für die Baumarten im Freiland sind vornehmlich durch den erhöhten Lichtgenuß bedingt. Der fördernde Lichteinfluß spiegelt sich auch im Wald mit dem Korrelationskoeffizienten zwischen Artenzahl und L-Wert von $r = 0{,}84$ deutlich wider. Von den Wald-Baumarten ist es denn auch *Pinus mugo arborea*, in erhöhten, lichtreicheren Gebieten, mit der höchsten mittleren Artenzahl. Der niedrigste mittlere Wert für die Moosdeckung von *Pinus mugo arborea* im Wald, geht auf die gleiche Ursache zurück, sind es sonst doch durchwegs die Freiland-Baumarten mit geringer Moosdeckung. Auch den ansteigenden mittleren Artenzahlen von *Picea abies* entlang dem Gradienten der Vegetationshöhenstufen im Wald stehen deutlich ansteigende L-

Werte gegenüber. Dies dürfte nicht zuletzt waldbaulich bedingt sein, besitzen doch standortsfremde Fichtenforste in tieferen Lagen einen tieferen Lichtgenuß als die gestuften und zunehmend offeneren Bestände der oberen Vegetationsstufen. Wie groß der Einfluß des mit zunehmender Vegetationshöhe kontinuierlich abnehmenden R-Wertes der ohnehin schon sehr sauren Fichten auf die mittlere Artenzahl ist, läßt sich nicht sagen. Der Korrelationskoeffizient zwischen Artenzahl und R-Wert aller Baumarten im Wald beträgt denn auch nur 0,1. Erstaunlich ist, daß die mittleren Artenzahlen bei steigendem BHD für *Picea abies* nur wenig zunehmen, und jeweils nur wenige Arten auf einzelne BHD-Klassen beschränkt sind, könnten doch im Laufe einer Sukzession die entsprechenden Werte variieren. Da aber auch die Werte für Licht und Reaktion über die BHD-Klassen nur wenig schwanken, scheint das Substrat *Picea abies* mit zunehmendem Alter im Wald nur unbedeutende Veränderungen durchzumachen. Hyvärinen et al. (1992) erklären die relativ homogene Flechtenflora auf verschiedenen Altersstadien von *Picea abies* durch die sich wenig ändernde Borkenstruktur. Wie Barkman (1958) stellten sie allerdings mit zunehmendem Baumalter eine Abnahme des Borken-pHs fest. Daß die Veränderung des Borken-pH durch atmosphärische Verschmutzung sowohl Auswirkungen auf die Flechtendiversität, als auch auf das Artenspektrum hat, zeigte van Dobben (1993) für die Niederlande auf.

Die Aufnahmen auf Probeflächen erlauben die Untersuchung zahlreicher Einzelbäume. Es handelt sich um Gruppenstichproben von uneinheitlicher Gruppengröße, da bei konstanter Aufnahmefläche die Anzahl der Probebäume variiert. Als Folge der nicht unabhängigen Auswahl vergrößert sich das Vertrauensintervall aller gemittelten Werte gegenüber unabhängig gewählten Einzelbäumen (Köhl und Kaufmann 1993). Für den Kennwert der mittleren Artenzahl von *Picea abies* im Wald nimmt das Intervall für den mittleren Wert von 9,2 für 264 Bäume auf 58 Probeflächen von ± 1 (unabhängige Einzelbäume) auf $\pm 2{,}2$ (Gruppenstichproben) zu, für *Fagus sylvatica* im Wald vergrößert sich das Intervall für den Wert von 7,1 für 114 Bäume auf 31 Probeflächen von $\pm 0{,}8$ auf $\pm 1{,}3$ Arten. Gesicherte Aussagen über die mittlere prozentuale Deckung von Moosen und Flechten und deren Veränderungen sind, mit Ausnahme der häufigsten Baumarten *Picea abies* und *Fagus sylvatica*, auf Grund der großen Vertrauensintervalle nur in bedingtem Rahmen möglich. Deshalb macht für sich alleine einzig die Wiederholung der Erhebung der Flechten-Artenzahl Sinn. Bei gleichbleibender Artansprache ist dieser Parameter, allerdings mit relativ hohem Aufwand, zuverlässig ermittelbar. Der geringe zusätzliche Aufwand für die Schätzung der Gesamtdeckung einerseits, und die direkten Abhängigkeiten zu anderen Kennwerten anderseits, rechtfertigen auch die Ermittlung der mittleren Flechten- und Moosdeckung.

Auswertungsmethoden für Zeigerwerte von Flechten

Wirth (1992) weist ausdrücklich darauf hin, daß er nur mit Bedenken erstmals Zeigerwerte für Flechten vorstellt. Er versteht seine Zeigerwert-Listen als Diskussionsgrundlage, wobei die Abstufung der Arten gegenüber einem ökologischen Faktor als zuverlässig gilt. Die Angaben für die pH-Verhältnisse beruhen weitgehend auf Messungen und sind somit besonders zuverlässig. Die Beschränkung der Auswertungen in dieser Studie auf Licht, Reaktion und Toxitoleranz erklärt sich durch deren Relevanz für anthropogene Veränderungen der Umwelt im Wald und Freiland. Die unter diesem Gesichtspunkt wichtigen Zeiger für Nährstoff wurden wegen ihrer problematischen Definition (Wirth 1992) nicht berücksichtigt. Zudem galt es primär, die möglichen Verarbeitungsweisen von Zeigerwerten für Flechten zu erproben, geschah dies doch unseres Wissens noch nicht.

Geht es darum, für möglichst viele Vegetationsaufnahmen Zeigerwerte zu evaluieren, so kann die Auswahl der von Wirth (1992) charakterisierten epiphytischen Arten als gut bezeichnet werden: In unserer Studie wiesen 79% der häufigen Flechten Zeigerwerte auf, und nur gerade 12 von 849 Bäumen trugen keine mit Zeigerwerten beschriebenen Flechten, wovon 10 gänzlich ohne Flechtenbewuchs waren. Die Verwendung der Zeigerwerte epiphytischer Arten für Mitteleuropa in der Schweiz stellt kein Problem dar. Im Gegensatz zu den Gefäßpflanzen (Landolt 1977) dürfte sich eine separate Liste von Zeigerwerten der Schweizer Flechtenflora erübrigen.

Das am häufigsten verwendete Maß zur Charakterisierung von pflanzensoziologischen Aufnahmen mit Zeigerwerten nach Ellenberg (1974, 1992) ist der Mittelwert. Wie mehrfach darauf hingewiesen (Riedwyl 1978, Durwen 1982, Böcker et al. 1983, Ellenberg 1992, Werner und Paulissen 1992), ist die Bildung von mittleren Werten bei ordinaler Skalierung mit Fehlern behaftet. Sie wird aber, z. T. von den selben Autoren, trotzdem empfohlen. Die Einfachheit des Maßes und die allgemeine Vergleichbarkeit spielen dabei eine wichtige Rolle. Wie bei den Gefäßpflanzen, wo Böcker et al. (1983) nur für die Werte von Temperatur, Kontinentalität und Feuchte eine ungefähre Normalverteilung annehmen, entspricht auch die Verteilung der Werte für Flechten nur teilweise und sehr bedingt einer normalen. Dies ist sowohl für die hier behandelten L-, R- und To-Werte, als auch für Temperatur, Kontinentalität, Feuchte und Nährstoff der Fall. Mit der Skalenreduktion von 9 auf 5 Einheiten sollte der Einfluß der asymmetrischen Verteilung auf die Mittelwertsbildung abgeschätzt werden. Aus didaktischen Gründen und der Gefahr einer vorgetäuschten Genauigkeit hat Landolt (1977) für die Gefäßpflanzen der Schweiz eine fünfstufige Skala verwendet. Für die R-Werte der Flechten konnte hier gezeigt werden, daß die neunstufige Skala keine Genauigkeit vortäuscht und die symmetrische Verteilung bei fünfstufiger Skala die Genauigkeit, gemessen am Vertrauensintervall, sogar verschlechtert. Für Lichtzeiger entspricht die Abnahme des Vertrauensintervalls der Skalen-Reduktion. Die rechtslastige Verteilung der 9 L-Werte scheint keinen markanten negativen Einfluß auf den Umfang des Vertrauensintervalls zu haben. Anders für die Toxitoleranz, wo die Genauigkeit durch die Skalen-Reduktion massiv erhöht wird. Da das Vorkommen von Flechten mit geringer Toxitoleranz zur Beurteilung von Umwelteinflüssen viel aussagekräftiger ist als To-Mittelwerte, würde auch eine symmetrische Verteilung der Werte nur bedingt eine aussagekräftige Charakterisierung von Aufnahmen erlauben. Bedenkt man, daß Mittelwerte ordinal skalierter Eigenschaften, was die Zeigerwerte aus praktischen Gründen wohl bleiben werden, ohnehin problematisch sind, kann der Einfluß der asymmetrischen Verteilung auch für Reaktion und Licht vernachlässigt werden.

Der Wunsch, ein korrektes Maß zur Charakterisierung mit Zeigerwerten zu verwenden, drängt sich vor allem für die Toxitoleranz auf. Es wäre aber auch für die anderen Werte unter Berücksichtigung von Einfachheit, Verständlichkeit und Vergleichbarkeit erstrebenswert. Für die Gefäßpflanzen überprüfte vor allem Durwen (1982) verschiedene verteilungsfreie Maße der Lage für ordinal skalierte Variablen. Dabei erwies sich sowohl die Ermittlung des Modal-, als auch des Zentralwertes als wenig sinnvoll. Für häufige Flechtenarten wurde im Rahmen dieser Studie versucht, ihre bekannten Zeigerwerte unter Verwendung aller Aufnahmen in denen die Art vorkommt zu bestätigen (unpubl.). Dabei kamen sowohl Mittelwertsbildung, als auch Bestimmung von Modal- und Zentralwert zur Anwendung. Keine der drei Methoden erbrachte auch nur annähernd befriedigende Resultate.

Ellenberg (1992) empfiehlt speziell für den zeitlichen Vergleich die Darstellung von Zeigerwertspektren. Durwen (1982) schlägt die Angabe des Anteils der Werte über oder

unter einem bestimmten Limit vor. Daraus folgend sind die Bildung von Verhältniszahlen und additiven Werten möglich. Wir leiteten davon nach Köhl und Kaufmann (1993) die Anteilschätzer ab. Die 5 gebildeten Klassen der Zeigerwerte, wovon 2 als Zwischenklassen definiert sind, erlauben z. B. den Anteil von Schatten-Arten mit einer relativen Beleuchtung von weniger als 5%, von neutralen Arten mit einem pH von 5,7 bis über 7 oder von Arten mit sehr geringer Toxitoleranz zu bestimmen. Bei keiner der 5 analysierten Baumarten im Wald und Freiland wies eine der Zwischenklassen den höchsten Anteil auf. Bei der Beurteilung von Anteils-Verschiebungen ermöglichen diese jedoch weitere Differenzierungen. Die Berechnung der Anteilschätzer erlaubt im Gegensatz zur Mittelwertsbildung die korrekte Ermittlung des Vertrauensintervalls je Anteil (Köhl und Kaufmann 1993). Da die globale Irrtumswahrscheinlichkeit jedoch gleichmäßig auf die 5 Klassen verteilt wird, vergrößert sich dieses dementsprechend. Auswertungen von Anteilen mit Vertrauensintervallen von vernünftigem Ausmaß verlangen deshalb relativ große Stichproben ($n \geq 30$). Im Vergleich zum Mittelwert, der bei unterschiedlichen Anteilen der 5 Klassen theoretisch unverändert sein kann, sind die Differenzierungsmöglichkeiten mittels Anteilschätzern von großem Vorteil. Darüber hinaus wird für die ordinal skalierten Werte keine Genauigkeit vorgetäuscht. Aus der Definition der Toxitoleranz (Wirth 1992) folgt, daß zur Beurteilung der Empfindlichkeit der Flechten eines bestimmten Standortes gegenüber Luftbelastungen jeweils die Arten mit geringer Toxitoleranz am aussagekräftigsten sind. Im Gegensatz zu unempfindlichen Arten sind sie an Habitate, die ihrem Zeigerwert entsprechen, gebunden. Die Zusammenfassung der Zeigerwerte von 1 bis 3 zur Klasse der Arten mit geringer Toxitoleranz erwies sich bei den analysierten Baumarten als am aussagekräftigsten, obwohl der Wert 3 von Wirth (1992) als Zwischenwert definiert ist. Die Angabe der Toxitoleranz durch Anteilschätzer einer einzigen Klasse ist sinnvoll, zumal die Irrtumswahrscheinlichkeit nur auf 2 Klassen (inklusive der komplementären Klasse) aufgeteilt wird. Auf ähnlichen Überlegungen basiert die Toxitoleranz-Kartierung von Hobohm (1994). Ausgehend von der Kartierung der Arten mit der jeweils geringsten Toxitoleranz unterscheidet er potentiell 9 Flechtenzonen.

Bei der Verarbeitung von Zeigerwerten wird hauptsächlich die qualitative Verwendung von Artangaben empfohlen (Durwen 1982, Böcker et al. 1983, Ellenberg 1992, Werner und Paulissen 1992). Vom unveränderten Eingang der Deckungsschätzungen in Prozenten wird einhellig abgeraten, können doch dominante Arten in artenarmen Beständen zu erheblichen Verfälschungen führen. Sollen trotzdem Mengenangaben bei der Berechnung mittlerer Zeigerwerte verwendet werden, so wird bei Anwendung der Skala von Braun-Blanquet (1964) deren Überführung in ordinale Werte empfohlen (Durwen 1982). Landolt (1977) schlägt für die Codes der Deckungsschätzung +, 1, 2, 3, 4 und 5 die Multiplikatoren 1, 2, 3, 4, 5 und 6 vor. Daß sich bei Gefäßpflanzen bei genügend großer Aufnahmeanzahl die mittleren Zeigerwerte bei qualitativen und quantitativen Artangaben nur wenig unterscheiden, zeigten Böcker et al. (1983). Unsere Untersuchungen lassen erkennen, daß dies auch für Flechten zutrifft. Die größten Unterschiede treten zwischen prozentualer Gewichtung und Präsenz-/Absenz-Daten auf. Dabei betragen die ermittelten Differenzen im Durchschnitt für Licht 0,11, für Reaktion 0,05 und für Toxitoleranz 0,23 Einheiten. Sollen Veränderungen festgestellt werden, kann die Berücksichtigung von Deckungsschätzungen jedoch von großer Bedeutung sein. Sie ermöglichen eine feinere Auflösung von zeitlichen Veränderungen in Dauerflächen. Unter Berücksichtigung von zuverlässig bestimmbaren Deckungswerten erachten wir eine ordinale Gewichtung als sinnvoll. Das Vertrauensintervall ist dabei, im Gegensatz zu prozentualer Gewichtung, gegenüber Präsenz-/Absenz-Daten nur wenig erhöht. Der geringe zusätzliche Aufwand für Deckungsschätzungen von ≤ 1, ≤ 5, ≤ 25, $\leq 50\%$, $> 50\%$,

entsprechend den Multiplikatoren 1, 2, 3, 4, und 5 und die mögliche hohe, reproduzierbare Genauigkeit derselben, rechtfertigen, in Anbetracht des Ausmaßes der feststellbaren Veränderungen, den geringen Verlust an interpretierbarer Genauigkeit bei der Berechnung von mittleren Zeigerwerten. Die grobe Einteilung der Deckungsklassen für relativ große Aufnahmeflächen in Form von Baumstämmen ermöglicht zudem eine hohe Effizienz bezüglich des Erfassens sämtlicher Flechtenarten (Dietrich 1996). Im Gegensatz dazu erlaubt die Erfassung zahlreicher Klein-Probeflächen bei steigendem zeitlichem Aufwand wohl eine differenziertere Deckungsschätzung, der Anteil der festgestellten Arten nimmt jedoch gleichzeitig ab (McCune und Lesica 1992).

Zeigerwerte für Licht, Reaktion und Toxitoleranz

Für Gefäßpflanzen wird für die Bildung von mittleren Zeigerwerten eine möglichst große Homogenität der Daten vorausgesetzt (Böcker et al. 1983). Bedingt durch die Auswertung von Einheiten in Form von Baumarten, Vegetationshöhenstufen oder Brusthöhendurchmessern, erhoben auf Probeflächen mit unterschiedlichster Ökologie und der relativ großen Aufnahmefläche des Baumstammes, kann hier nur bedingt von homogenen Aufnahmegruppen gesprochen werden. Bei konstanter Erhebung der selben Probebäume sollen jedoch Veränderungen zuverlässig festgestellt werden. Daß die Resultate einer einmaligen Erhebung, mit relativ inhomogenen Aufnahmegruppen Zustände dennoch realistisch aufzeigen können, ist aus den ermittelten L-, R- und To-Werte ersichtlich.

Licht

Sämtliche L-Werte für die Baumarten im Freiland sind höher als jene vom Wald. Der Vergleich von *Picea abies*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur* in den zwei Vegetationseinheiten ergibt Differenzen der mittleren Zeigerwerte von 1,5 und mehr Einheiten. Die Anteilschätzer der ausgewerteten Baumarten entsprechen diesen Feststellungen. Der höchste Wert für *Pinus mugo arborea* im Wald ist auf die lichten Bestände dieser Baumart in den hohen Vegetationsstufen zurückzuführen. Deren Werte wiederum reflektieren für *Picea abies* im Wald den steigenden Lichtgenuß mit zunehmender Höhe.

Der positive Einfluß von erhöhtem Lichtkonsum auf die Artenzahl wird im Wald durch den Korrelationskoeffizienten von $r = 0{,}84$ reflektiert. Mit $r = 0{,}78$ ist der Zusammenhang von Licht und Reaktion der Baumarten im Freiland beziffert.

Reaktion

Die R-Werte für Nadelbäume sind durchwegs tiefer als jene für Laubbäume. Für *Picea abies* nehmen sie mit zunehmender Vegetationshöhe kontinuierlich ab. Im Freiland liegen die mittleren R-Werte tendenziell höher, für die Arten *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur* um mehr als 0,8 Einheiten. Für *Picea abies* liegt der Freiland-Wert allerdings um 0,2 Einheiten tiefer. Die Korrelation zwischen Reaktion und Licht im Freiland beträgt $r = 0{,}78$. Im Wald besteht ein positiver Zusammenhang zwischen R-Wert und Flechtendeckung von $r = 0{,}55$, zwischen Reaktion und Moosdeckung von $r = 0{,}89$, im Freiland beträgt dieser noch $r = 0{,}46$.

Toxitoleranz

Für die Toxitoleranz zeigen sowohl die mittleren als auch die Werte der Anteilschätzer bei einmaliger Erhebung keine interpretierbaren Tendenzen. Die Anteilschätzer für geringe Toxitoleranz ergeben die differenziertesten Werte, den niedrigsten im Wald für *Fagus sylvatica* (2%) und im Freiland für *Prunus* (4,9%). Einzig die negativen Zusammenhänge zwischen To-Wert und mittlerer Flechten-Artenzahl von r = – 0,67 im Wald und r = – 0,49 im Freiland sowie zwischen Toxitoleranz und Flechten- respektive Moosdeckung im Freiland von r = – 0,45 und r = – 0,58 sind augenfällig.

Unser herzlicher Dank für anregende und kritische Diskussionen gilt Dr. P. Brassel, M. Frei, Dr. S. Ghosh, Dr. U. Groner, Prof. R. Schlaepfer und T. Wohlgemuth (Birmensdorf). Für die finanzielle Unterstützung danken wir dem Schweizerischen Nationalfond (Projekt-Nr. 31-32567.91).

Literatur

Barkman J. J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen. 628 p.

Bates J. W. und Farmer A. (eds.) 1992. Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford. 404 p.

Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge einer Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer, Wien. 865 S.

Böcker R., Kowarik I. und Bornkamm R. 1983. Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. Verh. Ges. Ökol. 11: 35–56.

Dietrich M. 1996. Häufigkeit, Diversität, Verbreitung und Dynamik von epiphytischen Flechten im Schweizerischen Mittelland und den Voralpen. Dissertation, Universität Bern.

Dietrich M. und Scheidegger C. 1996. The importance of sorediate crustose lichens in the epiphytic lichen flora of the Swiss Plateau and the Pre-Alps. Lichenologist 28: (in press).

van Dobben H. F. 1993. Vegetation as monitor for deposition of nitrogen and acidity. Doctoral Thesis, University of Utrecht.

Durwen K.-J. 1982. Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV – Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. Arb.ber. Lehrst. Landschaftsökol. Münster 5: 1–42.

EAFV (Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen) (Hrsg.) 1988. Schweizerisches Landesforstinventar: Ergebnisse der Erstaufnahmen 1982–1986. Ber. Eidgenöss. Forsch.-anst. Wald Schnee Landsch. 305: 1–375.

Ellenberg H. 1974. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9: 97 S.

Ellenberg H. 1992. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). Scripta Geobot. 18: 9–166.

Frey E. 1959. Die Flechtenflora und -vegetation des Nationalparks im Unterengadin. II. Teil. Die Entwicklung der Flechtenvegetation auf photogrammetrisch kontrollierten Dauerflächen. Erg. wiss. Unters. Schweiz. Nationalpark 6, NF 41: 239–313.

Hobohm C. 1994. Baumflechten und Luftbelastung in Lüneburg und Umgebung – eine neue Methode der Bioindikation auf der Basis von Zeigerwerten. Beitr. Naturk. Niedersachsens 47: 49–61.

Hyvärinen M., Halonen P. und Kauppi M. 1992. Influence of stand age and structure on the epiphytic lichen vegetation in middle-boreal forests of Finnland. Lichenologist 24: 165–180.

Innes J., Böhm J. P., Bucher J. B., Dobbertin M., Jansen E., Kull P., Rigling A., Walthert L. und Zimmermann S. 1994. Sanasilva-Bericht 1993. Der Zustand des Schweizer Waldes. Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. 339: 1–60.

Kuhn N. 1993. Ursachen floristischer und ökologischer Vorgänge in Waldbeständen. Schweiz. Z. Forstw. 144: 347–367.

Köhl M. und Kaufmann E. 1993. Zur Berechnung der Stichprobenfehler bei Waldschadeninventuren. Schweiz. Z. Forstwes. 144: 297–311.
Landolt E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. Rübel, Zürich 64: 208 S.
McCune B. und Lesica P. 1992. The trade-off between species capture and quantitative accuracy in ecological inventory of lichens and bryophytes in forests in Montana. Bryologist 95: 296–304.
Muhle H. und Poschlod P. 1989. Konzept eines Dauerbeobachtungsflächen-Programms for Kryptogamengesellschaften. Ber. ANL 13: 59–76.
Riedwyl H. 1978. Angewandte mathematische Statistik in Wissenschaft, Administration und Technik. Paul Haupt, Bern und Stuttgart. 243 S.
Urech M., Guyer C. und Liebendörfer L. 1991. Flechten als Bioindikatoren im Kanton Aargau. Mitt. Naturf. Ges. Aargau 33: 153–174.
Welten M. und Sutter R. 1982. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Birkhäuser, Basel. 716 und 698 S.
Werner W. und Paulissen D. 1992. Programm Vegbase, Datenbank der Zeigerwerte und deren Auswertung mit dem Personalcomputer. Scripta Geobot. 18: 238–248.
Wirth V. 1992. Zeigerwerte von Flechten. Scripta Geobot. 18: 215–237.
Zingg A. 1988. Schweizerisches Landesforstinventar: Anleitung für die Erstaufnahme. Ber. Eidgenöss. Forsch.-anst. Wald Schnee Landsch 304: 5–117.