

Zeigerwertsysteme in der Vegetationsanalyse - Anwendbarkeit, Nutzen und Probleme in Österreich

- Thorsten Englisch & Gerhard Karrer, Wien -

Abstract

Ecological indicator values according to Ellenberg are based on the ecological preferences of plants and are realized as subjective, ordinal scaled systems to categorize species response to climatic (light, temperature, continentality) and edaphic (moisture, reaction, nitrogen, salt) habitat parameters.

The application of indicator values in quantitative vegetation analysis is afflicted with severe methodical problems, but partially avoidable ones:

- (1) Due to statistical reasons the use of arithmetic means of indicator values is illegitimate, we suggest to prefer the grouped median as interpolated variant of the median.
- (2) Indicator value scales display causally determined interdependencies.
- (3) Indicator values are defined for certain geographic areas and exhibit increasingly restricted validity when regions are extended and get more heterogeneous.
- (4) Most available systems provide no information on variation of indicator values and amplitude of preferences of species
- (5) In the special case of Austria, it is shown that indicator values from neighbouring regions can not be applied without restrictions. Combination of different systems of indicator values exhibit severe conceptual problems.

Given examples with vegetation data on alpine screes and snow-beds, as well as on dry steppe habitats account for potentials and limits of usage of ecological indicator values in vegetation analysis.

1. Einleitung

1.1 Zeigerwertsysteme

Die ökologischen Ansprüche der Pflanzenarten sind in definierten Naturräumen mit einer mehr oder weniger großen Schwankungsbreite bestimmbar. Die Arten zeigen ganz unterschiedlich große Standortamplituden; von sehr engen Amplituden mit genau spezifizierbaren Optima bis zu sehr breiten Vorkommensbereichen (breit unimodale und bimodale Funktion der Verteilungskurven). Das Vorkommen der Arten wird einerseits durch die physiologischen Möglichkeiten der Pflanzen bestimmt, andererseits durch das Verhalten im Kontext mit anderen konkurrierenden Arten.

Das Konzept der ökologischen Zeigerwerte beruht auf der Indikatorrolle einzelner Pflanzen im Vegetationsverband, also in Konkurrenzsituation unter synökologischen Bedingungen, und repräsentiert den Versuch, jene ökologischen Bedingungen, unter denen eine Pflanzenart in der Natur und in Konkurrenz zu anderen Arten am häufigsten (besten) gedeiht, zahlenmäßig zu charakterisieren (ELLENBERG et al. 1992). Die Zeigerwerte beziehen sich nicht auf

einen Einzelfaktor, sondern geben die Wirkung eines Komplexes von Variablen wieder. Beispielsweise entspricht die Feuchte-Zahl nicht dem „mittleren Grundwasserstand“ sondern der „Gesamtwirkung des Wasserhaushalts am Standort“.

Zeigerwerte (nach Ellenberg) geben somit nicht die (autökologischen) Ansprüche der Pflanzen an den entsprechenden Umweltfaktor wieder, sondern beschreiben die relative Abstufung der Häufigkeit in Bezug auf den ökologischen Faktor.

Mit IVERSEN (1936) und vor allem seit ELLENBERG (1950, 1952) wurde für den mitteleuropäischen Raum ein System geschaffen, das es erlaubt Vegetationsbestände bzw. deren Standorte auf der Basis aller gemeinsam vorkommenden Arten auf einfache Weise quantitativ zu charakterisieren. Dieses System - allgemein bekannt als die „Zeigerwerte nach Ellenberg“ wurde mit ZÓLYOMI et al. (1967), LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1974, 1979) bzw. ELLENBERG & al. (1992) erstmals auf ganze Gebietsfloren größerer Ausdehnung angewandt und weiterentwickelt.

1.2 Definition „Zeigerwert“

Ein Zeigerwert soll Auskunft geben über das synökologische Verhalten einer Art (Sippe) gegenüber einem bestimmten Umweltparameter, gemessen darin, ob und in welcher Menge bzw. Vitalität diese Art (Sippe) entlang der abgestuften Intensität des Parameters auftritt. - Dargestellt wird dies meist in einer Ordinalskala (numerisch oder verbal kodifiziert), hinter der sich eine aufsteigende Intensität des Parameters verbirgt. Zeigerwertsysteme sind somit ein spezielles Verfahren der biologischen Indikation, wobei jedoch nicht nur einzelne Indikatoren herangezogen werden, sondern eben der gesamte Pflanzenbestand.

Grundlage der verwendeten Zeigerwertsysteme ist eine meist subjektive Einstufung des Artverhaltens bezüglich klimatischer und edaphischer „Hauptfaktoren“, die eine rasche ökologische Bewertung von Pflanzenbeständen ermöglichen. Dargestellt wird dies in einer numerisch kodifizierten Ordinalskala, hinter der sich eine aufsteigende Intensität des Parameters verbirgt. Für den mitteleuropäischen Raum werden Zeigerwerte vor allem bezüglich der Faktoren Licht (L), Temperatur (T), Kontinentalität (K), Feuchte (F), Reaktion (R), Stickstoff (N) und Salz (S) skaliert (vgl. ELLENBERG et al. 1992), in der Folge kurz als LTK-FRN-S-Skala bezeichnet.

1.3 Zeigerwerte als Instrument der Vegetationsanalyse

Quantitative Vegetationsanalyse folgt häufig einem 2-Stufen-Modell: (A) Klassifikation der Vegetation auf der Basis ihrer Arten unter Berücksichtigung der Deckungsverhältnisse, Dominanz und Frequenz, und (B) Analyse des Zusammenhangs des Artvorkommens eines Vegetationsbestandes mit den Standortverhältnissen.

Die Vegetation und ihre Arten wird vergleichsweise selten direkt auf Abhängigkeiten mit den zugrundeliegenden Standortfaktoren untersucht. Häufiger werden die ökologischen Ansprüche der beteiligten Arten dazu verwendet, die Vegetation hinsichtlich Standortbindung zu charakterisieren und zu definieren. Die Zeigerwerte stellen, in Umkehrung einer Analyse der Artenverteilung und ihrer Abhängigkeit von Habitatfaktoren eine spezielle Form der Bioindikation dar. Die numerische Analyse der Zeigerwerte konkreter Artenkombinationen kann somit als integrative Charakterisierung der standortökologischen Eigenschaften eines Vegetationsbestandes verstanden werden. Die Anwendung von Zeigerwertsystemen stellt vor allem in der Vegetationsanalyse mit umfangreichen Datensätzen ein unerlässliches Hilfsmittel zur schnellen und (semi)quantitativen Beschreibung der Vegetation dar, und kann im Zuge der Identifikation von Pflanzenbeständen direkt zur Interpretation raum-zeitlicher Variation herangezogen werden.

Die erfolgreiche Anwendung der Zeigerwerte und die Interpretation raum-zeitlicher Variation der Vegetation wurde beispielhaft etwa von VEVLE & AASE 1980, PERSSON 1981, DURWEN 1982, TER BRAAK & GREMMEN 1987, HERZBERGER & KARRER 1992, KARRER 1992, HILL et al. 1997, DUPREÉ & DIEKMANN 1999, ENGLISCH 1999 und RECHTIEN 1999 vorgeführt.

Im folgenden Ansatz soll versucht werden:

- a) methodische Probleme von Konzepten und Anwendungen der Zeigerwerte zu erörtern;
- b) die Integrierbarkeit verschiedener Zeigerwertssysteme für die österreichische Flora zu testen;
- c) beispielhaft Ergebnisse zu Analysen mit unterschiedlichen Zeigerwertssystemen aufzuzeigen.

2. Daten

Im Kooperation mit der „Flora von Österreich“ (vgl. FISCHER & HÖRANDL 1994) wurde die Datenbank BIOVAL99 geschaffen, die sämtliche für Österreich und Nachbarländer verfügbaren Zeigerwerte umfasst und als Grundlage für die Neubewertung der Gefäßpflanzenarten der österreichischen Flora dienen soll. Besondere Bedeutung wurde dabei den taxonomischen Inhalten der Artnamen beigemessen, da nur übereinstimmende taxonomische Information einen Vergleich der Zeigerwertssysteme unterschiedlicher Autoren möglich und sinnvoll macht.

Die Datenbank BIOVAL99 umfasst (Version Dez. 2000) mehr als 7400 Aggregate, Arten und Unterarten nach neuester Taxonomie (NIKLFIELD & GUTERMANN, in Vorb.) mit Informationen zu Taxon-Name, Autor des Taxons, Status des Vorkommens in Österreich, Zuordnung zum Taxon nach der Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas 1973 (EHRENDORFER 1973) und allenfalls weiteren Synonymen und Anmerkungen zur Taxonomie. In insgesamt 21490 Einträgen liegen vollständige Informationen und Definitionen der Zeigerwerte von ZÓLYOMI et al. (1967: Ungarn), EHRENDORFER (EHRENDORFER 1971, EHRENDORFER et al. 1971: Wiener Raum), LANDOLT (1977: Schweiz), SOÓ (1980: Ungarn), AMBROS (1986: Slowakei), ZIMMERMANN et al. (1989: Steiermark), ELLENBERG et al. (1992: Mitteleuropa), KARRER (KARRER & KILLIAN 1990, KARRER 1992: Österreich), BORHIDI (1993: Ungarn), BLAB (1997: Seewinkel) und ENGLISCH (1999: Nördliche Kalkalpen) sowie ihrer jeweiligen geographischen Bezugsräume vor.

Zusatzmodule ermöglichen die Berechnung von Zeigerwertspektren und mittleren Zeigerwerten (vgl. ENGLISCH 1999) zu Vegetationserhebungen und die Anbindung an das JODI Database System (PETERSEIL et al. 1997) und VEGI (REITER 1998).

Für die Analyse von Zeigerwerten konkreter Vegetationsbestände fanden folgenden Datensätze Verwendung:

Datensatz A: 819 Aufnahmen von Schuttfloren und Schneeböden der Ostalpen (ENGLISCH 1999)

Datensatz B: 70 Aufnahmen zur Vegetation von seltenen sowie weit verbreiteten Trockenrasenarten (KARRER & ENGLISCH 2001).

Datensatz C: 186 Aufnahmen der Trockenrasen der Hainburger Berge (ENGLISCH & JAKUBOWSKY 2000, 2001).

3. Methoden

Die Zeigerwertssysteme einzelner Autoren wurden auf Häufigkeitsverteilung ihrer Skalenergebnisse untersucht und auf Korrelationen nach dem Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten getestet (vgl. BORTZ 1993).

Mit dem χ^2 -Verfahren wurden die Zeigerwertssysteme jeweils zweier Autoren auf den Zusammenhang der Häufigkeitsverteilungen der LTK-FRN-S-Skala und damit auf Übereinstimmung von Arteinstantufungen bezüglich dieser Zeigerwertskalen hin überprüft. Der Test auf stochastische Unabhängigkeit der beiden jeweils untersuchten Zeigerwertssysteme erfolgte mittels Likelihood-Ratio. Für die Analyse der Stärke des Zusammenhangs kam Kendall's Tau-c als nicht-parametrisches Maß für ordinalskalierte Daten zum Einsatz, wobei Bindungen ignoriert werden. Mögliche Werte des Zusammenhangsmaßes liegen zwischen -1 und +1, ASE1 bezeichnet den asymptotischen Standardfehler zur Berechnung des Konfidenzintervalls. Das Vorzeichen bezeichnet dabei die Richtung des Zusammenhangs, absolut größere Werte (gegen -1 bzw. +1) bedeuten zunehmend stärkeren Zusammenhang.

Als Maß für den Grad der Abweichung einzelner Skalenwerte bezüglich gleichdefinierter Zeigerwertskalen von zwei Autoren wird in Anlehnung an PICHLER & KARRER (1991) ein Konsistenz-Index mit

$$CI = N / (N + \sum |x_i - y_i|)$$

eingeführt. Der Ausdruck $\sum |x_i - y_i|$ beschreibt die Summe der Abweichungen der Arteinstantufung bezüglich eines bestimmten Skalenwertes des einen Systems (x_i) vom anderen (y_i) und wird über die Anzahl der Werte (N) auf einen Wertebereich von $0 < CI \leq 1$ skaliert. Der Wert 1 bedeutet dabei völlige Übereinstimmung der Arteinstantufungen.

Die Berechnung „mittlerer Zeigerwerte“ von Vegetationsbeständen (oder Artenlisten) erfolgt häufig als arithmetisches Mittel der Einzelwerte der auftretenden Arten über

$$x'_{am} = \sum x/n,$$

seltener jedoch nach dem Median

$$x'_{med} = (n+1)/n\text{-te Wert der geordneten Messwertreihe.}$$

Wir benutzen hier jedoch die interpolierte Form des Medians für Werteklassen mit gruppierten Daten, den sogenannten „gruppierten Median“ nach der Formel

$$x'_{med} = U + b \times ((n/2) - \sum f_{x-1})/f_x$$

mit U ... Untere Grenze der Medianklasse, b ... Klassenbreite, f_{x-1} ... Häufigkeitswerte aller Klassen unterhalb der Medianklasse, f_x ... Anzahl der Werte in der Medianklasse.)

Alle Analysen wurden mit dem Statistikpaket SPSS Release 8.0 (NORUSIS 1993) bzw. mit eigenen VBA-Programm-Modulen der Datenbank BIOVAL99 (vgl. auch ENGLISCH 1993) durchgeführt.

4. Ergebnisse

4.1 Häufigkeitsverteilung der Zeigerwertssysteme

Der Vergleich der Häufigkeitsverteilung von Arteinstantufungen verschiedener Zeigerwertssysteme soll dazu herangezogen werden, die geographische Variation ökologischer Zeigerwerte aufzuzeigen und somit generelle Trends regionaler Unterschiede des Artverhaltens - korrekte Einstufung vorausgesetzt! - sichtbar zu machen.

Abb. 1a-e zeigt die Gegenüberstellung der Zeigerwerte bezüglich Temperatur-, Kontinentalität-, Feuchte-, Stickstoff- und Salz-Zahl nach LANDOLT (1977) für die Schweiz mit 5-stelliger Skala, sowie nach ELLENBERG et al. (1992) für Mitteleuropa bzw. BORHIDI (1993) für die ungarische Flora mit jeweils 9(12)-stelliger Skala (vgl. dazu Tab. 1).

Die Häufigkeitsverteilung der Temperatur-Zahl zeigt die höheren Anteile von Arten niedriger Temperaturzahl bei LANDOLT und ELLENBERG im Vergleich zu BORHIDI, während bei BORHIDI der Anteil der Arten mit höheren Kontinentalitätszahl deutlich höher ist. Salztolerante

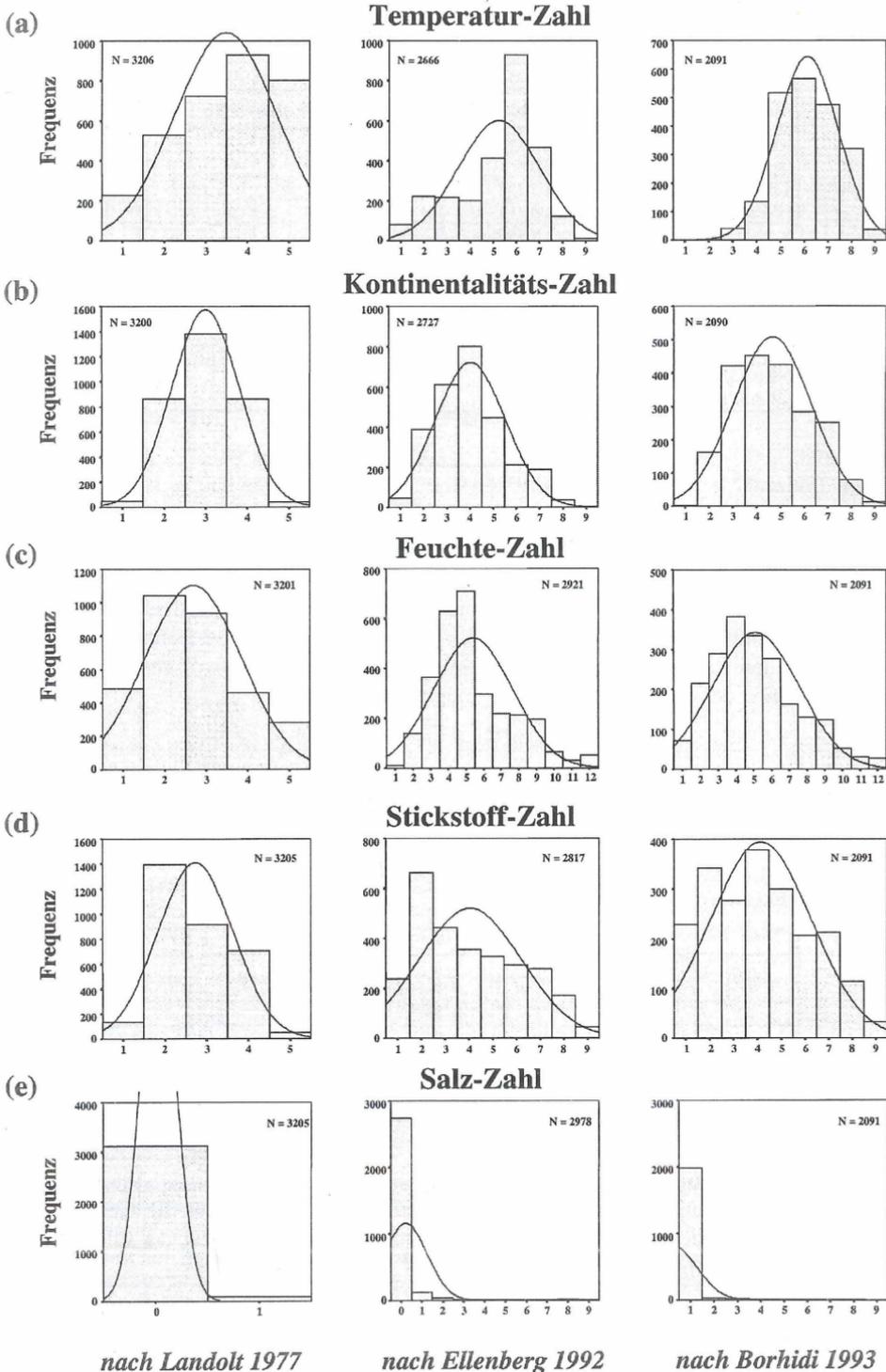


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der Zeigerwertskalen der (a) Temperatur-Zahl, (b) Kontinentalitäts-Zahl, (c) Feuchte-Zahl, (d) Stickstoff-Zahl, (e) Salz-Zahl der Systeme bei LANDOLT (1977), ELLENBERG (1992) bzw. BORHIDI (1993).

Tab. 1: Übereinstimmung der Zeigerwert-Kategorien nach den verbalen Definitionen bei LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992).

Zeigerwert-Skala	Autor	Skalenwerte									
Licht (L-Zahl)	LANDOLT 1977	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	ELLENBERG 1992	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Temperatur (T-Zahl)	LANDOLT 1977	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	ELLENBERG 1992	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Kontinentalität (K-Zahl)	LANDOLT 1977	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	ELLENBERG 1992	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Feuchte (F-Zahl)	LANDOLT 1977	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	ELLENBERG 1992	1	2	3	4	5	6	7	8	9-12	
Reaktion (R-Zahl)	LANDOLT 1977	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	ELLENBERG 1992	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Nährstoff (N-Zahl)	LANDOLT 1977	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	ELLENBERG 1992	1	2	3	4	5	6	7	8	9	

Arten (Salzzahl > 0) sind im BORHIDI-System deutlich weniger häufig vertreten als vergleichsweise bei ELLENBERG. Bezüglich der Stickstoffzahl zeigt sich eine bei BORHIDI auffällig abweichende Einstufung.

Die Häufigkeitsverteilung der Feuchte-Zahlen zeigt bei allen 3 Systemen eine recht gute Übereinstimmung, wengleich unterschiedliche Definitionen vorliegen: Die bei ELLENBERG et al. (1992) und BORHIDI (1993) auf 12 Stufen erweiterte Skala wird bei LANDOLT (1977) über Zusätze zu den Kategorien 4 und 5 realisiert, so dass der unmittelbare Vergleich nur nach Transformation der entsprechenden Werte möglich wird (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Numerische Erweiterung der Feuchte-Skala bei LANDOLT (1977) durch die angegebene Zusatzkennung und die Übereinstimmung nach der Definition von ELLENBERG (1992).

LANDOLT-Zahl der Feuchte (F) mit Zusatz	erweiterte F-Zahl der transformierten LANDOLT-Skala	korrespondierende F-Zahl der ELLENBERG-Skala
w	~	~ ₄ =
4w _i , 5w _i	6	10
5 _i	7	11
5 _v , 5 _s	8	11
5 _u	9	12

4.2 Konsistenz der Zeigerwertssysteme

Da für Österreich bislang keine durchgängige Zeigerwert-Einstufung aller Arten vorliegt wurde die Übereinstimmung der Arteinestufung in verschiedenen Zeigerwertssystemen mittels χ^2 -Statistik und dem Konsistenz-Maß (CI) getestet. Stellvertretend für die Gesamtanalyse sind hier Resultate des Vergleichs der Landolt- und Ellenberg-Skala bzw. der Ellenberg- und Borhidi-Skala aufgeführt.

Prinzipiell zeigen alle Zeigerwertskalen der verschiedenen Autoren einen signifikanten Zusammenhang (die Signifikanz der Likelihood-Ratio des χ^2 -Tests weist durchgängig Werte von 0,00 auf). Die Stärke des Zusammenhangs variiert jedoch in Abhängigkeit von der untersuchten Skalen (Tab. 5).

Im Falle des Vergleichs der Landolt- und Ellenberg-Zeigerwertskalen zeigt sich die unterschiedlich starke Abweichung der Arteinestufung bezüglich der LTK-FRN-S-Skala.

Licht-Zahl

Temperatur-Zahl

Kontinentalitäts-Zahl

f _j e _j	1	2	3	4	5	row sum	threshold
1	0	0	0	0	1	1	0,2
2	6	7	0	0	0	13	2,6
3	0,4	4,2	1,5	2,9	4	5,1	10,2
4	0	7,9	2,7	0	0	10,6	21,2
5	1	40	9,5	15	1	150	30,0
6	1,1	12,2	45,5	79,2	12	266	53,2
7	0	5	27,6	36,4	17	86,2	132,4
8	4,7	54	203,6	324,8	52,8	209,9	319,0
9	4,9	56,7	210,9	347,1	55,4	304,9	92,6
column sum	16	184	685	1192	160	2257	
threshold	0,75	8,2%	30,4%	52,8%	8,0%	100%	

f _j e _j	1	2	3	4	5	row sum	threshold
1	5,9	11	1	0	0	71	14,2
2	8,0	5,9	1	0	0	174	34,8
3	11,9	25,3	31,4	50	33,4	152,0	30,4
4	0	5,6	1,6	11	1	148	29,6
5	0	0	1,4	2,1	0	3,5	0,7
6	21,7	45,2	57,3	109,7	61,1	150,0	30,0
7	49,4	103,1	127,8	244,6	136,1	334,4	66,8
8	0	2	12	15,6	167	359	71,8
9	26,3	56,1	69,5	133	74,1	181,0	36,2
column sum	7,3%	15,6%	19,4%	37,1%	20,6%	100%	
threshold	1,51	34,3	42,6	81,4	45,3		

f _j e _j	1	2	3	4	5	row sum	threshold
1	14	12	0	1	0	27	5,4
2	5	85,8	137,2	74,4	3,8	147,0	29,4
3	4	137	279	53	1	468	93,6
4	7,7	156,9	203,9	113,0	5,9	225,0	45,0
5	4	179	286	148	2	615	123,0
6	10,1	172	275,7	149,5	7,7	265,0	53,0
7	5,4	109	100	1	1	72,0	14,4
8	5,8	99,3	159,1	85,3	4,4	171,0	34,2
9	1	13	44	76	10	144	28,8
column sum	34	581	991	505	28	2077	
threshold	1,6%	28,0%	44,8%	24,3%	1,3%	100%	

Feuchte-Zahl

Feuchte-Zahl (erweitert)

f _j e _j	1	2	3	4	5	row sum	threshold
1	0,7	2,2	2,1	1,2	0,8	3,7	1,4
2	10,5	30,1	30	16,3	11	4,8%	19,6
3	104	175	7	0	0	286	57,2
4	30	36,9	7,9	4	0	47,9	9,5,8
5	5	110	391	17	1	514	102,8
6	2	8	143	70	1	224	44,8
7	0	0	3	5,6	10,9	15,9	3,1,9
8	17	48,9	48,7	28,5	17,9	73,0	14,6
9	5,8	16,6	16,6	9	6,1	2,5%	5,6
10	0	0	0	0	28	28	5,6
11	0	0	0	0	28	28	5,6
12	4,1	11,7	11,6	6,3	4,8	1,7%	7,6
column sum	234	673	671	395	248	2189	
threshold	10,7%	30,7%	30,7%	16,7%	11,2%	100%	

f _j e _j	1	2	3	4	5	6	7	8	9	row sum	threshold
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8
2	0,7	2,2	2,1	1,2	0,4	0,2	0	0,1	0,1	0,3%	10,8
3	10,5	30,1	30	16,3	5,1	2,3	0,3	1,3	1,9	4,5%	31,9
4	30,6	37,9	87,7	47,7	15	6,8	0,9	3,9	5,5	13,1%	10,8
5	51,2	147,3	149,8	79,9	25,2	11,4	1,5	6,6	9,2	21,9%	31,9
6	5	110	391	17	1	0	0	0	0	514	57,1
7	2	8	143	70	1	0	0	0	0	224	24,9
8	0	0	3	5,6	10,9	15,9	3,1	9	0	23,2%	10,8
9	17	48,9	48,7	28,5	8,4	3,8	0,5	2,2	3,1	73,0	14,6
10	0	0	0	0	4	12	27	5	1	54	6,0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	149
12	4,1	11,7	11,6	6,3	2	0,8	1,3	0,2	0,7	1	159
column sum	234	673	671	395	115	52	7	30	42	2189	
threshold	10,7%	30,7%	30,7%	16,7%	5,2%	2,4%	0,3%	1,4%	1,9%	100%	

Reaktions-Zahl

Stickstoff-Zahl

Salz-Zahl

f _j e _j	1	2	3	4	5	row sum	threshold
1	18	12	1	0	0	31	6,2
2	14	9,9	1	0	0	73	14,8
3	2,7	24,4	4,7	49,4	3,8	83,0	29,9
4	3,2	29,9	53,7	58,2	4,6	72,6	29,0
5	0	54	7,9	7	0	140	28,0
6	0	35	122	97	0	194	38,8
7	10,9	100	185	189,8	15,8	25,9%	101,6
8	0	6	129	391	19	545	109,0
9	11,6	107,3	196,4	212,7	16,9	27,0%	102,2
column sum	42	367	708	787	61	1965	
threshold	2,1%	18,7%	35,0%	39,0%	3,1%	100%	

f _j e _j	1	2	3	4	5	row sum	threshold
1	4,6	11,0	13	0	0	172	34,4
2	25,3	219,1	141,8	127	10,7	24,9%	103,8
3	16,8	141,1	93,9	84,1	7,1	161,1%	51,4
4	12,8	105,7	124,4	83	6,3	12,1%	51,4
5	0	28	132	74	1	235	47,0
6	11,5	96,7	64,4	57,8	4,9	11,0%	43,8
7	10,7	90,1	60	53,7	4,5	10,3%	43,4
8	0	6	13	100	18	134	26,8
9	1,7	14	9,3	8,3	0,7	1,6%	6,8
column sum	104	876	583	522	44	2129	
threshold	4,9%	41,1%	27,4%	24,5%	2,1%	100%	

f _j e _j	1	2	row sum	threshold
0	211	17	2128	1064
1	204,4	79,8	92,7%	
2	11	12	23	11,5
3	2	4	5	3,0
4	5,8	0,2	0,3%	
5	6,7	0,3	0,3%	
6	1	3	4	2,0
7	3,9	0,1	0,2%	
8	2	2	4	2,0
9	0	2	5	1,0
10	7	1	0,1%	
11	0	1	1	0,5
column sum	2187	85	2272	
threshold	96,3%	3,7%	100%	

Abb. 2: χ^2 -Test auf Häufigkeitsunterschiede der Arteinstufigung in den Zeigerwertsystemen von LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992) bezüglich der LTK-FRN-S-Skala. Die Diagonale entspricht den numerisch korrespondierenden Skalenwerten von 5-teiliger Landolt-Skala und der 9-teiliger Ellenberg-Skala. Die umrahmten, gerasterten Zellen bezeichnen die nach verbalen Definition übereinstimmenden Skalenwerten (vgl. auch Tab. 5), die grau schattierten Zellen geben die Zellen nach statistischer Entsprechung mit Häufigkeitswerten über dem Schwellenwert (threshold) wider. Die oberen Werte jeder Zelle geben die beobachteten Häufigkeiten (f_{ij}), die unteren Werte die erwarteten Häufigkeiten (e_{ij}) an.

Temperatur und Feuchte weisen noch hohe Werte nach Kendall's Tau (0,73 bzw. 0,82) und damit einen starken, positiven Zusammenhang. Die übrigen Zeigerwert-Skalen zeigen jedoch zunehmend geringere Stärken des Zusammenhangs, was die mangelnde gleichwertige Einstufung der Arten deutlich macht (Abb. 2).

Sowohl die numerisch übereinstimmenden Skalenwerte, als auch die bezüglich der verbalen Definition übereinstimmenden Werte (vgl. Tab. 1) der Arten zeigen auffällige Abweichungen. Besonders augenscheinlich wird dies beim Vergleich der Licht-, Kontinentalitäts- und Reaktions-Skala. Die noch beste Übereinstimmung zeigt sich beim Vergleich der Feuchte- und Temperaturskala, wobei auch hier eine grundsätzlich breite Streuung korrespondierender Skalenwerte auffällt. Daher zeigen auch sämtliche Zusammenhangsmaße eine hohe Signifikanz der Ungleichverteilung der Skalenwerte. Dies wird mit der Berechnung des Konsistenz-Index (CI) auch grafisch dargestellt (Abb. 3). Der CI zur Licht- bzw. Temperatur-Skala

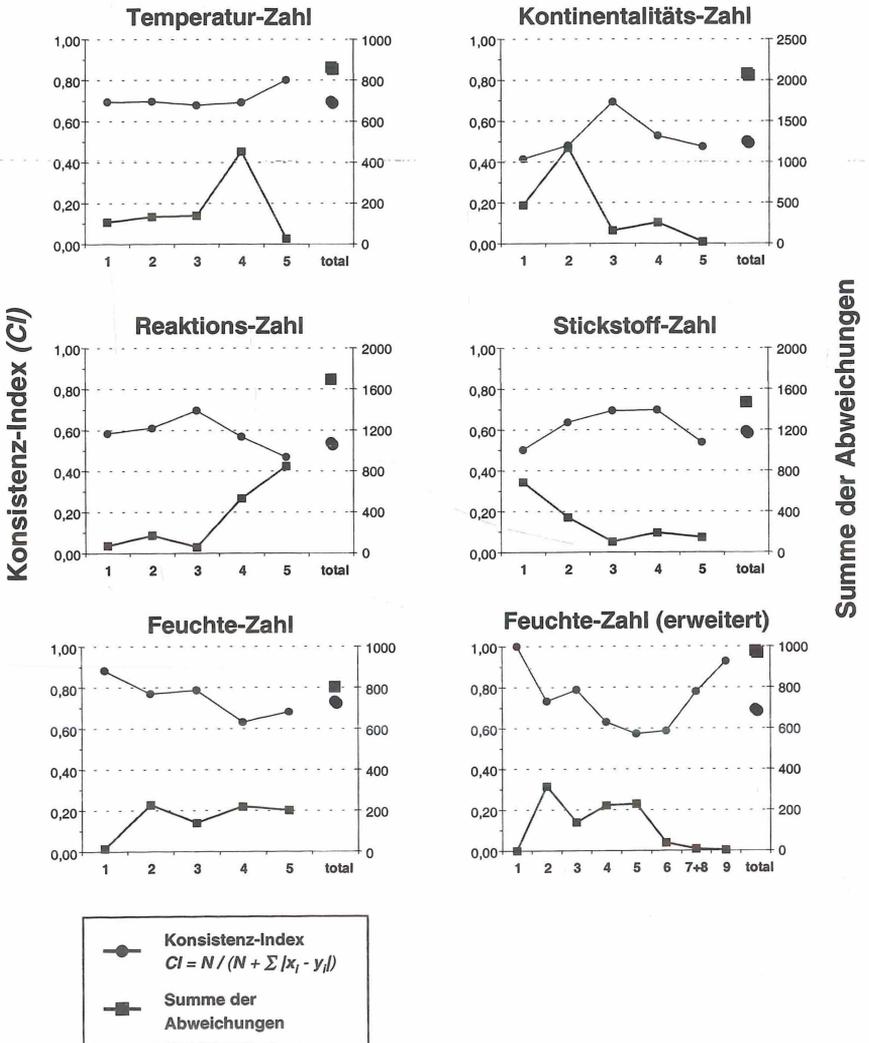


Abb. 3: Vergleich von T-, K-, R- N- und F-Zahl der Zeigerwertssysteme von LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992) bezüglich der internen Konsistenz der Skalenwerte.

weist Werte von 0.7 bis 0.8 auf, während der CI der Skalenwerte bei den übrigen Zeigerwerten besonders zum oberen und unteren Skalenende deutlich abfällt und so die generell mangelhafte Übereinstimmung veranschaulicht.

Die Feuchte-Skala in der Originaldefinition nach Landolt weist nur im untersten Skalenbereich eine gute Übereinstimmung mit der Skala nach Ellenberg auf, die aber besonders in den Werteklassen 4 und 5 deutlich nachlässt. Dies kann zum Teil durch die Transformation der Landolt-Feuchte-Skala (vgl. Tab. 2) verbessert werden, die neuen Werteklassen 7-9 weisen eine brauchbare Übereinstimmung mit CI-Werten von 0,78 bis 0,93 auf. Dennoch bleibt die geringe Konsistenz der Artestufung der Kategorien 4 und 5 im nun mittleren Skalenbereich bei CI-Werten von 0,63 resp. 0,57.

Beim Vergleich der internen Konsistenz der Skalen nach Ellenberg bzw. Borhidi (Abb. 4) zeigt sich vor allem die bezüglich der Kontinentalität gute Übereinstimmung (CI = 0,83 bis 1,00), während Licht- und Temperaturskala jeweils an einem Skalenende einen deutlichen Abfall der CI-Werte aufweisen. Reaktionsskala und Stickstoffskala zeigen demgegenüber im mittleren Skalenbereich eine schlechtere Übereinstimmung, die CI-Werte sinken bis auf 0,64 bei der Bodenreaktion bzw. 0,67 bei der Stickstoffzahl.

4.3 Mittlere Zeigerwerte, Korrelationen und Standortsspektren

Bereits von DURWEN (1982) und BÖCKER et al. (1983) wurde die Korrelation und mögliche unmittelbare Abhängigkeit der Zeigerwertskalen bzw. der Artestufung festgestellt. Am Datensatz A bzw. Datensatz B kann dieser Effekt an einem jeweils sehr speziellen Standortsspektrum demonstriert werden.

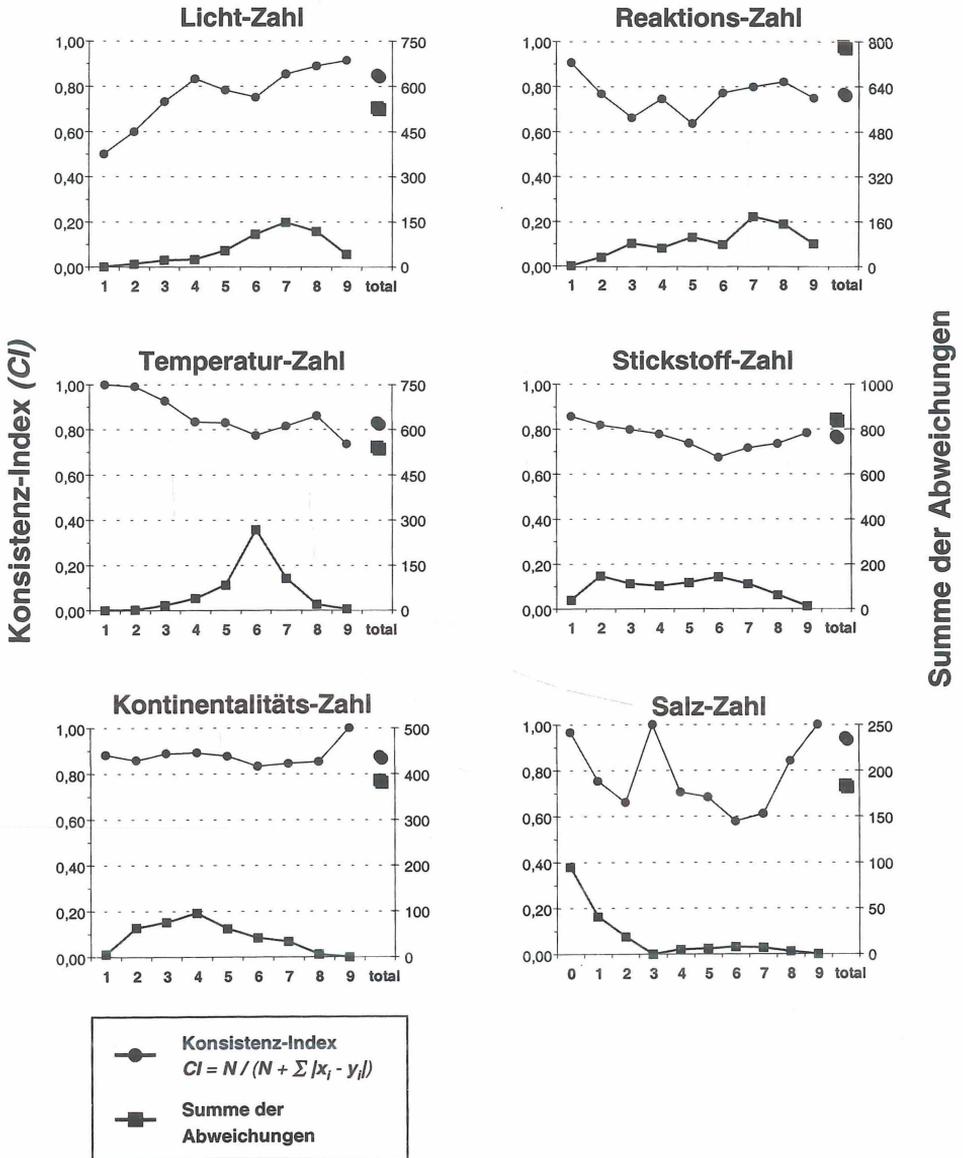
Am Beispiel der Vegetation von Schuttfluren und Schneeböden (Tab. 3) zeigt sich vor allem die starke Korrelation der Lichtskala mit den übrigen Zeigerwertskalen. Dies ergibt sich zum einen, dass im speziellen Fall der Schuttfluren und Schneeböden die höhergelegenen Standorte (mit dementsprechend niedrigerer T-Zahl) die lichtreicheren sind, andererseits die Einstrahlungsstärke negativ korreliert ist mit dem Feuchte- und Nährstoffgehalt des Bodens. Die hohe Korrelation von Feuchte und Stickstoffzahl ist zum einen darauf zurückzuführen, dass bei feuchten Bedingungen eine bessere Stickstoff-Verfügbarkeit gegeben ist und die nasenen Systeme mit geringeren Abbauraten nicht erfasst sind.

Auch der Datensatz B (Standorte zu seltenen und häufigen Trockenrasenarten) birgt hinsichtlich seiner mittleren Zeigerwerte eine Reihe auffälliger Korrelationen (Tab. 4, Abb. 5), so auch wiederum die deutliche negative Korrelation der Lichtskala mit der Feuchte- und Stickstoff-Zahl sowie zur Temperatur (Höhenstufe) und Reaktionszahl. Feuchte und Stickstoff sind in diesem Datensatz besonders stark interkorreliert, was durch die Beschränkung auf die

Tab. 3: Korrelation der mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) berechnet für 819 Vegetationsaufnahmen von Schuttfluren und Schneeböden aus den Ostalpen (Datensatz A). * bezeichnet signifikante Werte ($p=0,05$), ** hoch signifikante Werte ($p=0,01$).

Zeigerwert	L-Zahl	T-Zahl	K-Zahl	F-Zahl	R-Zahl	N-Zahl	S-Zahl
L-Zahl	1						
T-Zahl	-0,27*	1					
K-Zahl	-0,42**	0,01	1				
F-Zahl	-0,46**	0,01	0,18	1			
R-Zahl	0,47**	-0,08	-0,10	-0,29*	1		
N-Zahl	-0,44**	0,26*	0,02**	0,58**	-0,17*	1	
S-Zahl	-0,03	0,10	0,03	0,06	-0,12	0,29*	1

trockenen Standortbereiche erklärbar ist. Wie im Standortbereich der Schuttfuren und Schneeböden so ist auch hier F- und R-Zahl wiederum schwach negativ korreliert. Darüber hinaus zeigen alle Skalen eine starke Korrelation mit der Kontinentalitäts-Zahl, was auf eine Verschiebung der Standortbereiche im Kontinentalitätsgefälle hindeutet, so z. B. die Parallelität von mittleren Werten der Kontinentalitäts-Zahl mit der Licht- bzw. Reaktionszahl. Auch dass zunehmend kontinentalere Standorte deutlich trockener sind und geringere Stickstoff-Zahlen aufweisen, scheint für diesen Standortbereich naheliegend.



Summe der Abweichungen

Abb. 4: Vergleich von L-, R-, T-, N-, K- und S-Zahl der Zeigerwertssysteme von ELLENBERG (1992) und BORHIDI (1993) bezüglich der internen Konsistenz der Skalenwerte.

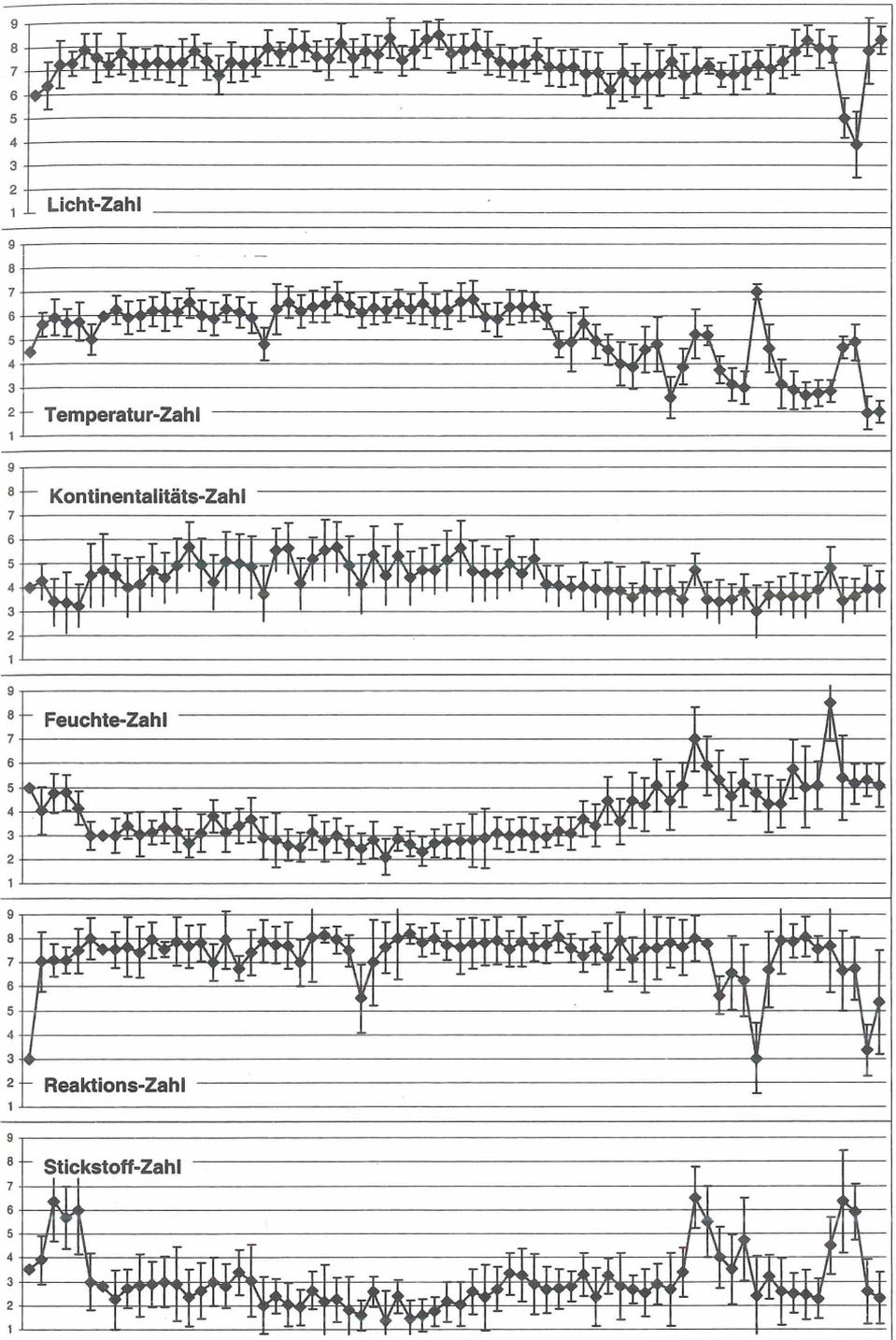
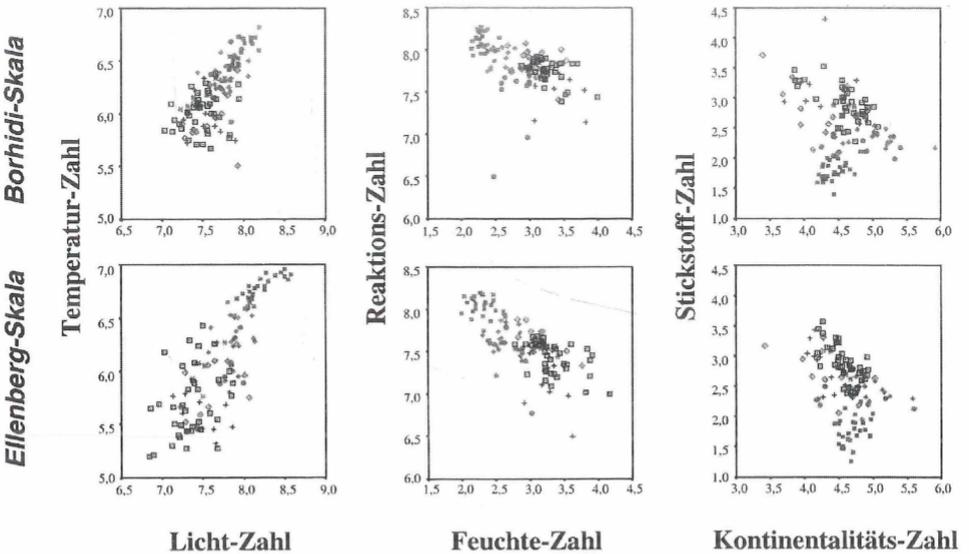


Abb. 5: Variation der mittleren Zeigerwerte (L-T-K F-R-N S) von 70 Trockenrasenstandorten (Datensatz B).

Tab. 4: Korrelation der mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) berechnet für 70 Standorte von Trockenrasenarten (Datensatz B). * bezeichnet signifikante Werte ($p=0,05$), ** hoch signifikante Werte ($p=0,01$).

Zeigerwert	L-Zahl	T-Zahl	K-Zahl	F-Zahl	R-Zahl	N-Zahl	S-Zahl
L-Zahl	1						
T-Zahl	0,37**	1					
K-Zahl	0,42**	0,71**	1				
F-Zahl	-0,52**	-0,77**	-0,67**	1			
R-Zahl	0,36**	0,26*	0,41**	-0,33**	1		
N-Zahl	-0,69**	-0,40**	-0,38**	0,84**	-0,31**	1	
S-Zahl	-0,18	-0,29*	-0,39**	0,47**	-0,23	0,35**	1

Am Beispiel der Vegetation von Hundsheimer Berg und Königswarte mit Trockenrasen auf Kalk bzw. Karbonat (ENGLISH & JAKUBOWSKY 2000, 2001) zeigt sich die Bedeutung der regionalen Gültigkeit von Zeigerwertsystemen (Abb. 6). Grundsätzlich lässt sich das Standortspektrum sowohl in den Ökogrammen der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) als auch nach BORHIDI (1993) gut abbilden und entsprechend interpretieren. Das Ökogramm von Kontinentalitäts- und Stickstoff-Zahl ist auch noch weitgehend vergleichbar. Drastischer wirkt sich die unterschiedliche Einstufungen der verschiedenen Skalen bei den Ökogrammen



Gebiet / Vegetationseinheit

- ⊕ KöW / prim. Silikattrockenrasen (A)
- * KöW / sek. Silikattrockenrasen (B)
- + KöW / Glatthafer-Steppe (C)
- HuB / prim. Karbonattrockenrasen (K)
- ◇ HuB / sek. Karbonattrockenrasen (C)
- ◆ HuB / sek. Karbonattrockenrasen (B)
- HuB / Glatthafer-Steppe (A)

Abb. 6: Mittlere Zeigerwerte von Trockenrasen der Hainburger Berge (Datensatz C) nach ELLENBERG & al. (1992) bzw. BORHIDI (1993) berechnet nach dem gruppierten Median, unter Berücksichtigung der Deckungsverhältnisse.

der Licht- und Temperatur- bzw. der Feuchte- und Reaktionszahl aus. Besonders hinsichtlich der Temperatur-, der Feuchte- und der Reaktionsskala scheinen die Trockenrasen-Standorte im Falle der Berechnung über die Zeigerwerte nach der Ellenberg-Skala eine deutlich größere Amplitude aufzuweisen als unter Anwendung der Borhidi-Skala. Hinsichtlich Temperatur- und Feuchte-Skalen kann eine Verschiebung des Artverhaltens im ungarischen Raum angenommen werden, während für die Reaktionszahl zusätzlich auch ein teilweises Fehlen von Standorten im sauren Bereich und dementsprechend eine andere (subjektive) Einschätzung verantwortlich gemacht werden kann.

5. Diskussion

Die Anwendung von Zeigerwertsystemen in Vegetationsanalysen ruft immer wieder Kritiken (z.B. WIEGLEB 1986) hervor, doch sind die beanstandeten Kritikpunkte durchaus nicht als gleichwertig anzusehen.

Speziell die Beschäftigung mit der österreichischen Flora im Kontinentalitätsgefälle von Ost nach West, geprägt durch ihre Ausdehnung über mehrere Höhenstufen und die unterschiedlich starken Substrat-Einflüsse vor allem im Hochgebirge führt dazu, dass sich auch die vorliegende Arbeit nicht grundsätzlich von Kritik ausnehmen kann. Nachfolgend soll deswegen der Versuch unternommen werden, auf einige allgemeine und manche sich speziell aus starken Klimagradienten und kleinräumigen Standortwechsel ergebende methodische und anwendungsbezogene Probleme hinzuweisen und diese zur Diskussion zu stellen.

5.1 Zeigerwertsysteme sind kein universelles Analysewerkzeug

Die Zeigerwertsysteme erfassen häufig nur einen Teil der Faktorenkomplexe, die für die Zusammensetzung von Arten im Vegetationsverband verantwortlich sind, dementsprechend unterschiedlich groß ist auch der Erklärungsanteil an Standortvariation, der durch Zeigerwertanalysen einer Interpretation zugeführt werden kann (z. B. ENGLISCH 1999). Dies beruht darauf, dass zahlreiche Komponenten des Artverhaltens nicht skalierbar sind oder erst unzureichend über Zeigerwerte erfasst sind (vor allem Eigenschaften im Zusammenhang mit der Substratqualität). Umgekehrt ist im Falle der Stickstoff- und Feuchte-Zahl noch lange nicht geklärt, ob eine Entsprechung der Skalenwerte in messbaren Standortparametern zu finden ist (vgl. THOMPSON & al. 1993, HILL & CAREY 1997). Zuletzt zeigten SCHAFFERS & SYKORA (2000), dass etwa mittlere Stickstoff-Zahlen nur schwach mit Bodenparametern zu korrelieren sind. MOUNTFORD & CHAPMAN (1993), DIEKMANN (1995) und ERTSEN & al. (1998) weisen auf die unsicheren Zusammenhänge der mittleren Feuchte-Zahl mit unterschiedlichen Messdaten zur Bodenfeuchte hin. Dennoch wird die Ellenberg'sche Feuchte-Zahl als plausible und integrierende Maßzahl für die Artreaktion im Verhältnis zu Grundwasserniveau und Bodenfeuchtegehalt angesehen (SCHAFFERS & SYKORA 2000).

Unsicherheiten in der Frage, wie stark kleinste Unterschiede der Vegetation tatsächlich standörtlich determiniert sind (so besonders die Frage nach dem Fehlen bestimmter Arten), sind darüberhinaus ein grundsätzliches Problem ökologischer Analyse und können daher auch durch Zeigerwertsysteme nicht weiter aufgeklärt werden. Umgekehrt muss dementsprechend vermutet werden, dass nicht alle Unterschiede der mittleren Zeigerwerte bzw. Zeigerwertspektren als Ausdruck der Vegetationsunterschiede durch Unterschiede ihrer Standorte bedingt sind.

5.2 Die eingesetzten Verfahren zur Berechnung mittlerer Zeigerwerte im Zuge der Vegetationsanalyse sind fehlerträchtig

Trotz der angeführten Bedenken wird zur Berechnung „mittlerer Zeigerwerte“ von Vegetationsbeständen das arithmetische Mittel herangezogen (z. B. DURWEN 1982, BÖCKER et al. 1983, REIF et al. 1985, KOWARIK & SEIDLING 1989, STEINBUCH 1995, ERTSEN et al. 1998, RECHTIEN 1999), um die Vegetationsbestände zu charakterisieren. Demgegenüber ist für die Zeigerwertanalyse der Median zu bevorzugen, da ordinalskalierte Beobachtungen, asymmetrische Verteilungen und Verteilungen mit offenen Endklassen vorliegen sowie häufig der Verdacht auf Ausreißer besteht. Da die Zeigerwerte als eine in Klassen eingeteilte Reihe von Einzelwerten aufgefasst werden können, ist eine genauere Schätzung des Median durch lineare Interpolation mittels „gruppiertem Median“ wie beschrieben möglich, der die Beschränkung auf ganzzahlige Werte, das zufällige Springen um 1 Skalenwert (vgl. MÖLLER 1987) verhindert. Für sämtliche Zeigerwertberechnungen sollte daher grundsätzlich der gruppierte Median für ordinale Datenklassen und der entsprechenden Medianabweichung herangezogen werden.

Die Berechnung gewichteter Zeigerwerte nach den Abundanz-Dominanz-Verhältnissen der Arten im Vegetationsbestand (vgl. DURWEN 1982) sind insbesondere bei Untersuchungen auf Vegetationsveränderungen zu bevorzugen, da zurückliegende Standortveränderungen sich zuerst in Verschiebung von Mengenverhältnissen bemerkbar machen, eine qualitative Veränderung der Artengarnitur erfolgt demgegenüber oft mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung. Auch SCHAFFERS & SYKORA (2000) betonen, dass die Mitberücksichtigung der Abundanz zu einer generellen Verbesserung der Ergebnisse führt.

5.3 Zeigerwerte sind nicht unabhängig voneinander und z.T. kausal abhängig

Schon BÖCKER et al. (1983) sowie auch TER BRAAK & GREMMEN (1987) weisen auf den Zusammenhang der Zeigerwertskalen (z. B. Reaktion- und Stickstoffzahl, oder der Licht- und Feuchtezahl) hin. Die von BÖCKER & al. (1983) grundsätzlich festgestellte Abhängigkeit von Reaktions- und Stickstoff-Skala - intermediäre R-Werte sind mit intermediären N-Werten korreliert, während Standorte mit extremen R-Werte zumeist mit niedrigen N-Werte zusammenfallen - zeigt sich auch im Falle der Waldökosysteme Österreichs (vgl. KARRER 1992), obgleich diese nur einen Ausschnitt des gesamten R-Gradienten darstellen. Ein weiterer Zusammenhang ist im Falle der Licht- und Stickstoff-Zahl zu beobachten: Viele Arten mit hohen N-Zahlen („Stickstoff-Zeiger“) treten zugleich vermehrt an lichtreichen Standorten auf. Sie können so die mittleren Licht-Zahlen erhöhen, ohne dass dies die realen Lichtverhältnisse widerspiegeln würde (KARRER 1992). Die Analyse mittlerer Zeigerwerte von speziellen Standortbereichen (Trockenrasenstandorte, Schuttfuren und Schneeböden - vgl. Tab.4

Tab. 5: χ^2 -Statistik auf Häufigkeitsunterschiede der Artestufung in den Zeigerwertsystemen von LANDOLT (1977) und ELLENBERG (1992) bezüglich der LTK-FRN-S-Skala.

<i>Zeigerwert</i>	Likelihood Ratio χ^2	df	sig.	Kendall's Tau-c	ASE	sig. (approx.)
L-Zahl	1659,0	32	0,00	0,52	0,013	0,00
T-Zahl	2626,0	32	0,00	0,73	0,011	0,00
K-Zahl	573,3	32	0,00	0,32	0,016	0,00
F-Zahl	3567,0	44	0,00	0,82	0,008	0,00
F-Zahl (erweitert)	3895,0	88	0,00	0,75	0,008	0,00
R-Zahl	1787,0	32	0,00	0,63	0,012	0,00
N-Zahl	1884,0	32	0,00	0,65	0,01	0,00
S-Zahl	338,7	8	0,00	0,11	0,013	0,00

und 5) zeigt die generelle Tendenz der Korrelation von Zeigerwertskalen nun in verstärktem Maße. Die daraus zu folgernden, möglichen wechselseitigen Abhängigkeiten lassen Zeigerwerte als nur bedingt geeignet für direkte Gradientenanalysen (z.B. Kanonische Korrespondenzanalysen, CCA) erscheinen. Darüber hinaus ist im Falle von Vegetationsanalysen unter Zuhilfenahme von Zeigerwerten eine vorangehende Prüfung des Zusammenhangs unbedingt anzuraten, um hochkorrelierte Skalen aus der Analyse ausschließen zu können.

5.4 Für Vegetationsanalysen in Österreich steht kein einheitliches, über das gesamte Gebiet und für alle Gefäßpflanzen gültiges Zeigerwertsystem zur Verfügung

Zwar gibt es zahlreiche Versuche, die Zeigerwerte nach Ellenberg für Österreich zu adaptieren - so besonders für Arten des Wiener Raums (EHRENDORFER et al. 1971), gefährdete Arten der Steiermark (ZIMMERMANN 1989); Waldpflanzen Österreichs (KARRER 1990, 1992), Salzpflanzen des Seewinkels (BLAB 1997) und Arten der Kalkschuttfuren und Schneeböden der Nordostalpen (ENGLISCH 1999) - doch fehlt eine durchgängige Definition und Einschätzung der Zeigerwerte für die gesamte österreichische Flora. Eine Zusammenführung der unterschiedlichen, aus den Nachbarländern verfügbaren Zeigerwertsysteme scheint verlockend. Doch zeigen die Tests auf Vergleichbarkeit (Abb. 2 und Tab. 5), besonders der nächstliegenden Einstufungen von LANDOLT (1977), ELLENBERG et al. (1992) und BORHIDI (1993), deutlich die Unzulänglichkeit einer solchen Vorgangsweise. Auch einfache Transformationen der Skalenwerte (vgl. PICHLER 1991) würden hier keine Abhilfe schaffen: Während die mangelnde Übereinstimmung etwa der Licht- bzw. Temperatur-Skala von Ellenberg und Borhidi durchaus auf Verschiebungen im Artverhalten zurückzuführen sein könnte, dürften bei Reaktions- und Stickstoffzahl neben möglichen Verschiebungen im Artverhalten nicht ausreichend abgesicherte Einstufungen die geringe Konsistenz der Skalen verursachen. Die doch recht deutlichen Abweichungen der Einschätzung bezüglich der Salztoleranz sind vermutlich weniger auf unterschiedliches Artverhalten, als vielmehr auf mangelnde Berücksichtigung der Binnenland-Pflanzen bei Ellenberg zurückzuführen (vgl. BRANDES 1999). Ein durchgängiges und in sich konsistentes System ist daher notwendig, um Vegetationsauswertungen mithilfe von Zeigerwertanalysen für ganz Österreich oder auch nur Teile davon auf einer entsprechenden Vertrauensbasis durchführen zu können.

5.5 Zeigerwerte sind für eine bestimmte geographische Region definiert, und haben dementsprechend mit zunehmender Größe und Heterogenität der Region eingeschränkte Gültigkeit

Der geographischen Gültigkeit ist bei der Anwendung der ökologischen Zeigerwerte die größte Aufmerksamkeit zu schenken. Regionale Unterschiede im Pflanzenverhalten führten in mehreren Fällen zu unterschiedlicher Beurteilung und Einstufung in Bezug auf die ökologischen Faktoren (s. u.). Diese regionalen Unterschiede zeigen sich in der unterschiedlichen floristischen Zusammensetzung vergleichbarer Vegetationseinheiten und sind das Resultat unterschiedlicher klimatischer und pedo-geologischer Gegebenheiten. Wechselnde Ansprüche der Pflanzenarten an die Bodenreaktion im Gefälle von Nord- und Südeuropa wurden bereits früh erkannt (ELLENBERG 1958). Auch neuere Untersuchungen bestätigen die Abhängigkeit der Indikatoreigenschaften vom geographischen Rahmen (z. B. HERZBERGER & KARRER 1992, ROO-ZIELINSKA & SOLON 1997).

Der beispielhafte Vergleich der Zeigerwertsysteme nach ELLENBERG et al. (1992) und BORHIDI (1993) verdeutlicht erneut die Bedeutung der geographischen Gültigkeit (vgl. Abb. 6). So macht sich die mangelnde Übereinstimmung der Zeigerwertsysteme bei der Anwendung auf

Trockenrasenstandorte der Hainburger Berge deutlich bemerkbar. Die geringen Unterschiede im Ökogramm von Kontinentalität und Stickstoff lassen sich auf einfach zu korrigierende, fehlerhafte Einstufungen der geradzahligigen Zwischenstufen der N-Zahl bei Borhidi und damit auf interne Fehler der Skala zurückführen. Drastischer wirkt sich die Inkonsistenz bei den Ökogrammen der Licht- und Temperatur- bzw. der Feuchte- und Reaktionszahl aus, ein Großteil der Unterschiede muss dabei auf Verschiebungen im Artverhalten bzw. des Artoptimums von zunehmend kontinentalen Ungarn zurückgeführt werden.

5.6 Die verfügbare Zeigerwertssysteme lassen keine Aussage über regionale Variation, Breite der Amplitude oder Grad der Bindung von Arteinstufungen bezüglich der einzelnen Zeigerwerte zu

Im Zeigerwertssystem nach Ellenberg sind zwei gegenläufige Konzepte der Einstufung von Arten mit breiter Amplitude verwirklicht:

(1) zahlreiche Arten sind mit mittleren Stufen definiert, obgleich sie sich mit ihren Vorkommen über große Standortbereiche bezüglich des jeweiligen Zeigerwertes erstrecken (z. B. *Acer campestre* L5, *Impatiens glandulifera* L5, *Polypodium vulgare* L5, *Selaginella helvetica* L5, *Cirsium vulgare* T5, *Helleborus niger* T5, *Polypodium vulgare* T5, *Sedum sexangulare* T5, *Euonymus europaeus* N5, *Microrhinum minus* N5, ...). Daneben gibt es noch etliche Arten, die an einem der Skalenenden positioniert sind, obgleich sie für Teile Mitteleuropas durchaus weite Amplituden aufweisen (z. B. *Genista pilosa* R2).

(2) Andere Arten werden als indifferent eingestuft, auch wenn nicht alle davon (zumindest hinsichtlich einzelner genannter Parameter) tatsächlich indifferentes Verhalten zeigen (z. B. *Anemone nemorosa* bezüglich R und N, *Arabis pumila* bezüglich F). Dieser Fehler kann durch Überprüfung der entsprechenden Einstufung korrigiert und somit ausgemerzt werden.

(3) Gerade die Lichtzahl (weniger schwach ausgeprägt auch bei Temperatur- und Stickstoffzahl) weist darüberhinaus aber bereits in ihrer Definition besonders der mittleren Kategorien auf weite Standortamplituden hin und stellt somit die Exaktheit der Analysen in Frage.

Grundsätzlich kann betont werden, dass die Berechnung mittlerer Zeigerwerte von zusätzlicher Information über die mögliche Standortbreite der Arten nur profitieren kann (TER BRAAK & BARENDREGT 1986). Arten mit engen Standortpräferenzen weisen bessere Indikatoreigenschaften auf, im Vergleich zu Arten mit weiten Toleranzbereichen. Eine Gewichtung der Zeigerwerte über die Artamplituden führt damit notwendigerweise zu einer aussagekräftigeren Kennzeichnung konkreter Vegetationsbestände hinsichtlich der über die Zeigerwert-Skalen erfassten ökologischen Faktorenkomplexe. Eine Bearbeitung der Zeigerwerte für Österreich sollte daher auch unmittelbar mit der Erstellung von Angaben zur geographischen Gültigkeit und Variation und der generellen Standortamplitude der Arten verknüpft werden.

Trotz aller Bedenken muss den Zeigerwertssystemen die Berechtigung als wertvolles Expertensystem zugesprochen werden (z.B. WOHLGEMUTH et al. 1999). Da Organismen selten auf die Ausprägung nur eines bestimmten Standortparameters reagieren, muss die implizite und empirische Natur der Ellenberg'schen Zeigerwerte nicht als Nachteil, sondern kann ebengerade als aktuelle Stärke des Systems angesehen werden (SCHAFFERS & SYKORA 2000). Die erfolgreiche Anpassung und Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg für neue Gebiete (zuletzt HILL & al. 1999, 2000 in Großbritannien) ist als Argument für die Universalität der Zeigerwertssysteme zu werten.

Die Beispiele von Arten der Trockenstandorte bzw. die Zeigerwertberechnungen zur Vegetation der Hainburger Berge belegen die grundsätzliche Brauchbarkeit von Zeigerwertssystemen in österreichischen Vegetationsanalysen, solange die Grundsätze Ellenberg's beachtet

werden: Zeigerwerte sind (bislang) nicht absolut gültige Messergebnisse, sondern „Hinweise auf die Größenordnung direkt wirksamer Umweltfaktoren“ und ein effektives Mittel zur Analyse von Variation und Veränderung der Vegetation, solange keine geeigneten Messdaten vorliegen (vgl. ELLENBERG et al. 1992).

6. Dank

Der taxonomische Abgleich zur Datenbank BIOVAL99 wurde durch die Kooperationsbereitschaft von Prof. Dr. H. Niklfeld, Dr. W. Gutermann und Dr. C. König ganz wesentlich erleichtert. Die ungarischen Zeigerwerte der Datensammlungen BORHIDI, SOÓ und ZÓLYOMI et al. (vgl. HORVATH et al. 1995) wurden von Dr. Ferenc Horvath, Vacratot (Ungarn) dankenswerterweise digital zur Verfügung gestellt.

Die Arbeiten wurden aus Mitteln des Jubiläumsfond der Oesterreichischen Nationalbank, Projekt Nr. 7837, gefördert.

Zusammenfassung

Ökologische Zeigerwerte im Sinne Ellenberg's beruhen auf der Indikatorrolle einzelner Pflanzen im Vegetationsverband und sind ordinalskalierte, subjektive Systeme zur Einstufung des Artverhaltens bezüglich klimatischer (Licht, Temperatur, Kontinentalität) und edaphischer (Feuchte, Reaktion, Stickstoff, Salzbelastung) Standortfaktoren.

Die Anwendung der Zeigerwerte in der quantitativen Vegetationsanalyse ist jedoch mit (teilweise vermeidbaren) methodischen Problemen behaftet:

(1) Das weithin angewandte arithmetische Mittel der Zeigerwerte ist aufgrund fehlender statistischer Voraussetzungen unzulässig, stattdessen sollte der gruppierte Median (als interpolierte Form des Medians für Werteklassen) herangezogen werden.

(2) Die Zeigerwertskalen sind nicht unabhängig voneinander und z.T. kausal abhängig.

(3) Zeigerwerte sind für eine bestimmte geographische Region definiert, und haben dementsprechend mit zunehmender Größe und Heterogenität der Region eingeschränkte Gültigkeit. Auf andere Gebiete sind Zeigerwertssysteme daher ohne Kalibrierung nur schwer übertragbar, die Interpretation von Daten entsprechend schwierig.

(4) Die meisten verfügbaren Zeigerwertssysteme lassen keine Aussage über regionale Variation, Breite der Amplitude oder Grad der Bindung von Arteinstufungen bezüglich der einzelnen Zeigerwerte zu. Die Problematik von indifferenten oder scheinbar indifferenten Arten wird erläutert.

(5) Im besonderen Fall für Österreich zeigt sich, dass Zeigerwert-Systeme aus benachbarten Gebieten nur eingeschränkt zu verwenden sind. Eine Kombination verschiedener Systeme ist aus konzeptionellen Gründen nicht möglich.

Die Beispiele aus speziellen Standortbereichen – alpine Schuttfluren und Schneeböden sowie Trockenrasen Österreichs – untermauern die Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung von Zeigerwerten.

Grundsätzlich bleibt jedoch die Anwendung von Zeigerwertesystemen im Rahmen von Vegetationsanalysen zur ökologischen Charakterisierung von Pflanzenbeständen unbestritten. Die Anwendung von Zeigerwerten als integrative Charakterisierung der standortökologischen Eigenschaften eines Vegetationsbestandes stellt bei umfangreichen Datensätzen und Vegetationserhebungen ohne ergänzende Erhebung von Boden- und Klimadaten ein unerlässliches Hilfsmittel zur schnellen und quantitativen Beschreibung der Vegetation dar und kann im Zuge der Identifikation von Pflanzenbeständen direkt zur Interpretation raum-zeitlicher Variation herangezogen werden.

Literatur

- AMBROS, Z. (1986): Phytoindication of the environment of natural forest stands in Czechoslovakian territory. - Brno. Folia Univ. Agric. Fac. Silv.
- BLAB, A. (1997): Vegetationsökologische Kartierung in der Bewahrungszone Lange Lacke (Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel) unter Anwendung der Sigmasoziologie. - Wien. Diplomarb. Univ. Wien.
- BÖCKER, R., KOWARIK, I. & BORNKAMM, R. (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. - Verh. Ges. Ökol **11**: 35-56.
- BORHIDI, A. (1993): Social behaviour types of the Hungarian flora, its naturalness and relativ ecological indicator values. - 93 S., Pécs.
- BORTZ, J. (1993): Statistik für Sozialwissenschaftler. - 4. Aufl., 753 S., Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- BRANDES, D. (1999): Flora und Vegetation salzbeeinflusster Habitate im Binnenland - eine Einführung. - In: BRANDES, D. (Ed.) Vegetation salzbeeinflusster Habitate im Binnenland. Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums vom 27.-29. November 1998, S. 7-12. Braunschweig.
- DIEKMANN, M. (1995): Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the boreo-nemoral zone in Sweden. - Ecography **18**: 178-189.
- DUPRÉ, C. & DIEKMANN, M. (1999): Prediction of occurrence of vascular plants in deciduous forest of South Sweden by means of Ellenberg indicator values. - J. Appl. Veg. Sci. **1**: 139-150.
- DURWEN, K.-J. (1982): Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV. - Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökol. Münster **5**: 138 S., Münster.
- EHRENDORFER, F. (1971): Liste der wichtigsten Gefäßpflanzen der Wälder und Waldschläge. - In: STARMÜHLNER, F. & F. EHRENDORFER (Red.): Die Naturgeschichte Wiens. **2**: 229-248. Wien, München. Jugend & Volk.
- EHRENDORFER, F. (1971): Liste der Gefäßpflanzen der Wiesen und Weiden. - In: STARMÜHLNER, F. & F. EHRENDORFER (Red.): Die Naturgeschichte Wiens. **2**: 269-280. Wien, München. Jugend & Volk.
- EHRENDORFER, F. (Ed.) (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - 2. Aufl., bearb. v. W. Gutermann unter Mitwirkung v. H. Niklfeld. 318 S., Stuttgart. G. Fischer.
- EHRENDORFER, F., NIKLFELD, H. & E. HÜBL (1971): Liste der wichtigsten Gefäßpflanzen der Trockenlandschaft. - In: STARMÜHLNER, F. & F. EHRENDORFER (Red.): Die Naturgeschichte Wiens. **2**: 429-448. Wien, München. Jugend & Volk.
- EHRENDORFER, F., HÜBL, E. & H. NIKLFELD (1971): Liste der wichtigsten Gefäßpflanzen der Auenlandschaft. - In: STARMÜHLNER, F. & F. EHRENDORFER (Red.): Die Naturgeschichte Wiens. **2**: 729-756. Wien, München. Jugend & Volk.
- ELLENBERG, H. (1950): Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie. I. Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. - 141 S., Stuttgart. E. Ulmer.
- ELLENBERG, H. (1952): Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie. II. Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. - 143 S., Stuttgart. E. Ulmer.
- ELLENBERG, H. (1952): Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. - Landwirtschaftl. Pflanzensoz. **2**: 1-143. München.
- ELLENBERG, H. (1958): Über die Beziehungen zwischen Pflanzengesellschaft, Standort, Bodenprofil und Bodentyp. - In: TÜXEN, R. (Ed.): Bericht über das Internationale Symposium Pflanzensoziologie - Bodenkunde vom 18. bis 22. 9. 1956 in Stolzenau/Weser. - Angew. Pflanzensoz. **15**: 14-18. Stolzenau/Weser.
- ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - Scripta Geobot. **9**: 1-97. Göttingen.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. - Scripta Geobot. **9**: 1-122. Göttingen.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. - Scripta Geobot. **18**: 1-258. Göttingen.
- ENGLISCH, Th. (1993): EllVal - Program for computing Ellenberg's indicator values, Version 1.0. - Wien. Inst. f. Pflanzenphys. d. Univ. Wien.

- ENGLISH, Th. (1999): Multivariate Analysen zur Synsystematik und Standortsökologie der Schneebedenvegetation (*Arabidetalia caeruleae*) in den Nördlichen Kalkalpen. - *Stapfia* **95**: 215 S., Linz.
- ENGLISH, Th. & G. JAKUBOWSKY (2000): Vegetationsanalysen im NSG „Hundsheimer Berg“ (Hainburger Berge, NÖ): Standortsökologie, Chorologie und Diversität pannonischer Trockenrasen. - *Linzer Biol. Beitr.* **32** (2): 623-625. Linz.
- ENGLISH Th. & G. JAKUBOWSKY (2001): Die Trockenrasen-Vegetation von Königswarte und Hindlerberg. - 6 S., St. Pölten. Amt der NÖ. Landesregierung.
- ERTSEN, A.C.D., ALKEMADE, J.R.M. & M.J. WASSEN (1998): Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. - *Plant Ecol.* **135**: 113-124. Dordrecht.
- FISCHER, M.A. & E. HÖRANDL (1994): Das Forschungsprojekt zur Schaffung einer wissenschaftlichen Flora Österreichs (samt Übersicht über Organisation und Mitarbeiter). - *Fl. Austr. Novit.* **1**: 4-33. Wien.
- HERZBERGER, E. & G. KARRER (1992): Test der internen Konsistenz ökologischer Zeigerwerte am Beispiel der Vegetationsaufnahmen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur. - *FBVA-Berichte* **70**: 93-102. Wien.
- HILL, M.O. & P.D. CAREY (1997): Prediction of Yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg Indicator Values. - *J. Veg. Sci.* **8**: 579-586. Uppsala.
- HILL, M.O., MOUNTFORD, J.O., ROY, D.B. & R.G.H. BUNCE (1999): Ellenberg's indicator values for British plants. - *ECOFAC* Vol. 2. Technical Annex, 46 S., Huntingdon. Institute of Terrestrial Ecology.
- HILL, M.O., ROY, D.B., MOUNTFORD, J.O. & R.G.H. BUNCE (2000): Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. - *J. Appl. Ecol.* **37**: 3-15.
- HORVATH, F., DOBOLYI, Z.K., MORSCHHAUSER, T., LÖKÖS, L., KARAS, L. & T. SZERDAHELYI (1995): *FLORA adatbázis 1.2.* - 265 S., Vácraót.
- IVERSEN, J. (1936): Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der Vegetationsforschung. Ein Beitrag zur ökologischen Charakterisierung und Anordnung der Pflanzengesellschaften. - *Medd. Skalling-Laboratoriet (Kobenhavn)* **4**: 1-224.
- KARRER, G. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. - *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien* **168**: 193-242. Wien.
- KARRER, G. & Th. ENGLISH (2001): Ökologische Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Österreichs. Projektbericht 2000 zum Projekt Nr. 7837 des Jubiläumsfond der Oesterreichischen Nationalbank.- 15 S., Wien. Inst. f. Botanik d. Univ. Bodenkultur.
- KARRER, G. & W. KILIAN (1990): Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge Revier Sommerin. - *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien* **165**: 1-244. Wien.
- KOWARIK, I. & W. SEIDLING (1989): Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg - Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. - *Landschaft und Stadt* **21**: 132-143.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. - *Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel Zürich* **64**: 1-208. Zürich.
- LOOPSTRA, I.L. & E. VAN DER MAAREL (1984): Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatie waarden volgens Ellenberg. - *Rijksinst. onderz. bos- en landschapsbouw „De Dirschkamp“ Rapp.* **381**: 1-141.
- MÖLLER, H. (1987): Wege zur Ansprache der aktuellen Bodenazidität auf der Basis der Reaktionszahlen von Ellenberg ohne arithmetisches Mitteln dieser Werte. - *Tuexenia* **7**: 499-505. Göttingen.
- MOUNTFORD, J.O. & J.M. CHAPMAN (1993): Water regime requirements of British wetland vegetation: using the moisture classification of Ellenberg and Londo. - *J. Environm. Manag.* **38**: 275-288.
- NORUSIS, M.J. (1993): *SPSS for Windows. Advanced Statistics, Release 6.0.* - 578 S., Chicago, Illinois. SPSS Inc.
- NORUSIS, M.J. (1993): *SPSS for Windows. Base System User's Guide, Release 6.0.* - 828 S., Chicago, Illinois. SPSS Inc.
- PERSSON, S. (1981): Ecological indicator values as an aid in the interpretation of ordination diagrams. - *J. Ecol.* **69**: 71-84.
- PETERSEIL, J., REITER, K. & D. MOSER (1997): *Das Pythia 1.1 Handbuch. Dateneingabe, Klassifikation, Analyse und Identifikation von Vegetationsaufnahmen und Standortdaten.* - 21 S., Wien, Abt. f.

Vegetationsökologie Univ. Wien.

- PICHLER, F. (1991): Vergleich der Reaktions- und Feuchteskala verschiedener Zeigerwertsysteme Mitteleuropas. - 80 S., Wien. Diplomarb. Univ. Bodenkultur.
- PICHLER, F. & G. KARRER (1991): Comparison of different ecological indicator value systems. - In: HORVATH, F. (Ed.) Poster Abstracts, 34th IAVS Symposium, S.102-104. Eger, Hungary.
- RECHTIEN, C. (1999): GIS, Grünland und Zeigerwerte. Ein Erprobungsprojekt am Dümmer. - Osnabrück. Diplomarb. Univ. Osnabrück.
- REIF, A., TECKELMANN, M. & E.-D. SCHULZE (1985): Die Standortsamplitude der Großen Brennessel (*Urtica dioica* L.) - eine Auswertung vegetationskundlicher Aufnahmen auf der Grundlage der Ellenberg'schen Zeigerwerte. - Flora **176**: 365-382. Jena.
- REITER, K. (1998): VEGI. Programm zur Erstellung von Vegetationstabellen. - 23 S., Wien. Abt. f. Vegetationsökologie u. Naturschutzforschung Univ. Wien.
- ROO-ZIELINSKA, E. & J. SOLON (1988): Phytosociological typology and bioindicator values of plant communities, as exemplified by meadows in the Nida valley, Southern Poland. - Doc. Phytosoc., N.S. **11**: 543-554.
- SCHAFFERS, A.P. & K.V. SYKORA (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. - J. Veg. Sci. **11**: 225-244. Uppsala.
- SOÓ, R. (1980): Synopsis systematico - Geobotanica Florae vegetationsisque Hungariae VI: 265-545. Budapest. Akad. Kiado.
- STEINBUCH, E. (1995): Wiesen und Weiden der Ost-, Süd- und Weststeiermark. - Diss. Bot. **253**: 1-210. Berlin. J. Cramer.
- TER BRAAK, C.J.F. & L.G. BARENDRECHT (1986): Weighted averaging of species indicator values: its efficiency in environmental calibration. - Math. Biosci. **78**: 57-72.
- TER BRAAK, C.J.F. & N.J.M. GREMMEN (1987): Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. - Vegetatio **69**: 79-87. Dordrecht.
- THOMPSON, K., HODGSON, J.G., GRIME, J.P., RORISON, I.H., BAND, S.R. & R.E. SPENGER (1993): Ellenberg numbers revisited. - Phytocoenologia **23**: 277-289. Stuttgart.
- VEVLE, O. (1985): Økologiske faktortal for norske karplanter (1). 2. reviderte utgåva. - Telemark distrikthøgskole Skrifter **101**: 1-35. Bo.
- VEVLE, O. (1985): Økologiske faktortal for norske karplanter. Utarbeidd på grunnlag av „Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas“ (Ellenberg 1979). - 35 S. Bo. Telemark Distrikthøgskole.
- VEVLE, O. & K. AASE (1980): On the use of ecological factor numbers in Norwegian forest communities. - In: BAADSVIK, K. (Ed.) Fagmøte i vegetationsøkologi på Kongsvoll. S. 178-201. Trondheim. Univ. Trondheim.
- WIEGLEB, G. (1986): Grenzen und Möglichkeiten der Datenanalyse in der Pflanzenökologie. - Tuexenia **6**: 365-378. Göttingen.
- WOHLGEMUTH, TH., SCHÜTZ, M., KELLER, W. & O. WILDI (1999): Errechnete Ökogramme für Schweizer Wälder. - Bot. Helv. **109**: 169-191. Basel.
- ZIMMERMANN, A., KNIELY, G., MELZER, H., MAURER, W. & R. HÖLLRIEGL (1989): Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. - Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz **17/18**: 302 S., Graz. Joanneum-Verein.
- ZÓLYOMI, B., BARATH, Z., FEKETE, G., JAKUCS, P., KARPATI, I., KOVACS, M. & I. MATE (1967): Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. - Fragm. Bot. Mus. Hist. Nat. Hung. **4**: 101-142. Budapest.

Anschriften der Verfasser:

Mag. Thorsten Englisch, Abteilung für Systematik und Evolutionsforschung, Institut für Botanik und Botanischer Garten der Universität Wien, Rennweg 14, A-1030 Wien, Austria

E-Mail: engli@pflaphy.pph.univie.ac.at

Univ.-Prof. Dr. Gerhard Karrer, Institut für Botanik der Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien, Austria

E-Mail: karrer@edv1.boku.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [13](#)

Autor(en)/Author(s): Englisch Thorsten, Karrer Gerhard

Artikel/Article: [Zeigerwertsysteme in der Vegetationsanalyse - Anwendbarkeit, Nutzen und Probleme in Österreich 83-102](#)