

Eintags- und Steinfliegen
(Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera)
in Mittelgebirgsbächen des Harzes:
Analyse und Prognose
naturnaher Referenzzönosen
für die Gewässerbewertung



Dirk Böhme

kassel
university 
press

Dirk Böhme

Eintags- und Steinfliegen (Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera) in Mittelgebirgsbächen des Harzes:

Analyse und Prognose naturnaher Referenzzönosen
für die Gewässerbewertung

Die vorliegende Arbeit wurde vom Fachbereich Architektur, Stadtplanung und Landschaftsplanung der Universität Kassel als Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.) angenommen.

Erster Gutachter: Prof. Dr. Ulrich Braukmann, Universität Kassel

Zweiter Gutachter: PD Dr. Klaus Henle, UFZ Leipzig

Tag der mündlichen Prüfung

20. September 2011

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen
Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über
<http://dnb.dnb.de> abrufbar

Zugl.: Kassel, Univ., Diss. 2011
ISBN 978-3-86219-384-4 (print)
ISBN 978-3-86219-385-1 (e-book)
URN: <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0002-33851>

© 2013, kassel university press GmbH, Kassel
www.uni-kassel.de/upress

Druck und Verarbeitung: docupoint GmbH, Barleben
Printed in Germany

*I care not, I, to fish in seas
Fresh rivers best my mind do please,
Whose sweet calm course I contemplate
And seek in life to imitate ...*

IZAACK WALTON, The Angler's song, in: "The compleat angler or the contemplative man's recreation" (1653)

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	IV
Verzeichnis der Anhänge	V
Danksagung	VI
Zusammenfassung	VII
1 Einführung	1
2 Derzeitiger Kenntnisstand	2
2.1 Gewässertypologie	2
2.2 Ephemeroptera und Plecoptera im Harz	4
2.2.1 Faunistik	4
2.2.2 Vergesellschaftung	5
2.2.3 Naturschutzaspekte	7
2.3 Ableitung des Referenzzustandes für die Gewässerbewertung	8
2.3.1 Referenzgewässer und biogeographischer Bezug	8
2.3.2 Multimetrische und multivariate Ansätze	9
2.3.3 Natürliche verbreitungsbestimmende Umweltfaktoren	11
2.3.4 Modelle zur Bestimmung des Referenzzustandes	12
3 Zielstellung der Arbeit	14
4 Material und Methoden	15
4.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes	15
4.1.1 Geographische Abgrenzung	15
4.1.2 Relief und Morphologie	16
4.1.3 Geologische Struktur	17
4.1.4 Böden	18
4.1.5 Klima	19
4.1.6 Hydrologie	20
4.1.7 Hydrogeochemische Verhältnisse	21
4.1.8 Flächennutzung	25
4.1.9 Vegetation	26
4.2 Untersuchungsstationen	29
4.3 Primärdaten	32
4.3.1 Erfassung der Ephemeroptera und Plecoptera	32
4.3.1.1 Sammelmethodik	32
4.3.1.2 Determination	33
4.3.2 Abiotische Variablen	34
4.4 Auswertung	38
4.4.1 Datenaufbereitung	38
4.4.2 Begriffliche Konventionen	39
4.4.3 Übersicht der statistischen Verfahren	40
4.4.4 Klassifikation	47
4.4.5 Ordination	50
4.4.6 Prognosemodelle	54
4.4.6.1 Modellansatz 1: ANNA	54
4.4.6.2 Modellansatz 2: db-MRT	56
4.4.6.3 Modellvalidierung und -bewertung	57
4.4.6.4 Schwellenwertoptimierung	59

5	Ergebnisse und Diskussion.....	61
5.1	Arten und Taxozönosen	61
5.1.1	<i>Verbreitung ausgewählter Arten</i>	65
5.1.2	<i>Diversitätsaspekte</i>	71
5.1.3	<i>Gemeinschaftsmuster</i>	75
5.1.3.1	Ergebnisse der agglomerativen Clusteranalysen	75
5.1.3.2	Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Clustergruppen	78
5.1.3.3	Ergebnisse der Korrespondenzanalyse (DCA)	80
5.1.4	<i>Diskussion</i>	83
5.2	Abiotische Parameter	90
5.2.1	<i>Ordination des Gesamtdatensatzes</i>	92
5.2.2	<i>Ordination von Teildatensätzen</i>	93
5.2.2.1	Substratfraktionen	93
5.2.2.2	Längszonierung	96
5.2.3	<i>Diskussion</i>	99
5.3	Beziehungen zwischen Umweltfaktoren und Taxozönose	104
5.3.1	<i>Einfluss der räumlichen Struktur des Untersuchungsgebietes</i>	104
5.3.2	<i>Erklärungswert mesoskaliger a-priori-Klassifikationen</i>	107
5.3.3	<i>Erklärungswert einzelner Umweltgradienten und -variablen</i>	109
5.3.4	<i>Diskussion</i>	114
5.4	Bioindikation komplexer Umweltvariablen	117
5.4.1	<i>Strukturelle Diversität</i>	117
5.4.2	<i>Substrat-Mosaiktypen</i>	118
5.4.3	<i>Längszonierung</i>	119
5.4.4	<i>Höhenzonierung</i>	120
5.4.5	<i>Diskussion</i>	121
5.5	Prognose-Modelle für Referenzbiozönosen	123
5.5.1	<i>Modellstruktur ANNA</i>	123
5.5.2	<i>Modellstruktur: db-MRT</i>	127
5.5.3	<i>Vergleichende Modellbewertung</i>	130
5.5.4	<i>ANNA: Auswahl optimaler Schwellenwerte und O/E-Relation</i>	134
5.5.5	<i>ANNA: Externe Validierung</i>	140
5.5.6	<i>ANNA: Qualitative Vorhersage der Artenzusammensetzung</i>	145
5.5.7	<i>Diskussion</i>	149
6	Quellen.....	155

Ausklapplegenden: Artenkürzel und Abkürzungen
--

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes	16
Abbildung 2: Zuordnung geochemischer Gewässertypen nach pH und Leitfähigkeit	24
Abbildung 3: Zuordnung geochemischer Gewässertypen nach pH und Gesamthärte	24
Abbildung 4: Flächennutzung im Harz	26
Abbildung 5: Flächennutzungsanteile nach Haupt-Untersuchungsstationen	31
Abbildung 6: Modifizierung von Dendrogrammen zur Ergebnisdarstellung der Clusteranalysen	47
Abbildung 7: Prinzip des Variance partitioning nach BORCARD et al. (1992)	53
Abbildung 8: Verbreitungskarte <i>B. rhodani</i>	66
Abbildung 9: Verbreitungskarte <i>L. hippopus</i>	67
Abbildung 10: Verbreitungskarte <i>B. scambus</i>	67
Abbildung 11: Verbreitungskarte <i>L. prima</i>	68

Abbildung 12: Verbreitungskarte <i>C. vidua</i> (rot) und <i>C. bifrons</i> (grün)	68
Abbildung 13: Verbreitungskarte <i>L. rauscheri</i>	69
Abbildung 14: Verbreitungskarte <i>P. burmeisteriana</i>	69
Abbildung 15: Verbreitungskarte <i>A. inopinatus</i>	70
Abbildung 16: Verbreitungskarte <i>D. cephalotes</i>	70
Abbildung 17: Verbreitungskarte <i>T. auberti</i> (rot), <i>P. nimborum</i> (grün), <i>N. mortoni</i> (lila) und <i>R. hercynia</i> (blau).....	71
Abbildung 18: Konstanz der nachgewiesenen Arten im engeren Untersuchungsgebiet	72
Abbildung 19: Artenzahlen der Plecoptera am West-Ost-Gradienten	74
Abbildung 20: Ergebnisse der Clusteranalyse von Y (BRAY-CURTIS, UPGMA)	76
Abbildung 21: Ergebnisse der Clusteranalyse von Y (SØRENSEN, UPGMA)	77
Abbildung 22: DCA der Matrix Y, Biplot der Stationswerte („Site scores“) und Artwerte („Species scores“) für die Achsen 1 und 2.....	81
Abbildung 23: Verhalten von Arten entlang ökologischer Gradienten	82
Abbildung 24: Konstanzwerte für <i>Leuctra</i> spp. in Abhängigkeit von der taxonomischen Auflösung	85
Abbildung 25: PCoA der Matrix X_1 , Lage der Stationen im Ordinationsraum der Achsen 1 bis 3	93
Abbildung 26: Dendrogramm der Clusteranalyse Substratfraktionen-Deckungsanteile	94
Abbildung 27: PCA Substratfraktionen-Deckungsanteile: Biplot der Stationen und der wesentlichen Variablen... 96	
Abbildung 28: Dendrogramm der Clusteranalyse Längszonierung	97
Abbildung 29: PCA Längszonierung: Biplot der Stationen und der wesentlichen Variablen.....	98
Abbildung 30: Längszonierung und physiographische Einzelparameter	99
Abbildung 31: Temperaturganglinien der Bode unterhalb der TS Wendefurt (Rappbodesystem) aus einer Dekade hochsommerlicher Strahlungstage im August 1997 (Daten BÖHME, unveröff.)	102
Abbildung 32: Einordnung der Hauptuntersuchungsstationen in das Zonierungsschema der Fischregionen von HUET (1949) nach Gewässerbreite und Gefälle	103
Abbildung 33: Einordnung der Hauptuntersuchungsstationen in ein auf Quellentfernung und Gewässerordnungszahl beruhendes Zonierungsschema entsprechend den Verhältnissen im Untersuchungsgebiet	103
Abbildung 34: Variance partitioning – Zusammenfassung der Ergebnisse	105
Abbildung 35: CCA – Biplot der Achsen 1 und 2	111
Abbildung 36: CCA – Biplot der Achsen 1 und 3	112
Abbildung 37: CCA – Biplot der Achsen 2 und 3	112
Abbildung 38: Substratdiversität $H'(ln)$ und Artenzahl der Ephemeroptera, differenziert nach Substrat-Mosaiktypen (SMT)	118
Abbildung 39: Fließbild der Modellerstellung und –anwendung von ANNA	123
Abbildung 40: nMDS aus Y, Achsen 1 und 2	124
Abbildung 41: ANNA - Rangbewertung der Regressionsparameter in Abhängigkeit von der Stationszahl n	126
Abbildung 42: Fließbild der Modellerstellung und –anwendung des db-MRT	127
Abbildung 43: Modellstruktur db-MRT	129
Abbildung 44: Kalibrierungsplot nach HARRELL et al. (1996) für ANNA und db-MRT	130
Abbildung 45: Beispiele für Receiver Operating Characteristic (ROC) – Kurven	131
Abbildung 46: ANNA und db-MRT - Vergleich AUC	132
Abbildung 47: O/E in Abhängigkeit von festen Schwellenwerten am Beispiel der Stationen boe044 und boe092	135
Abbildung 48: Vergleich der auf festen Schwellenwerten beruhenden O/E-Beziehungen	135

Abbildung 49: Vergleich der auf artspezifischen Schwellenwertstrategien beruhenden O/E-Beziehungen.....	137
Abbildung 50: O/E-Beziehung mit festen Schwellenwert $p_{cut} = 0,8$	139
Abbildung 51: O/E-Beziehung mit artspezifischem Schwellenwertansatz A2.....	139
Abbildung 52: O/E-Beziehung mit artspezifischem Schwellenwertansatz A3.....	139
Abbildung 53: Praxistest ANNA – Referenzstationen im Oberharz	142
Abbildung 54: Praxistest ANNA – Teststationen im Ostharz.....	143
Abbildung 55: Praxistest ANNA – Teststationen im Ober- und Hochharz.....	144
Abbildung 56: Einfluss der Prävalenz auf Cohen's κ für die Vorhersageergebnisse von ANNA.....	146

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Biozönotisch bedeutsame Gewässertypen im Harz nach POTTGIESSER & HALLE (2003).....	3
Tabelle 2: Leitarten der LAWA-Gewässertypen mit Stetigkeitsangabe nach HAASE et al. (2004).....	6
Tabelle 3: Charakterisierung multimetrischer und multivariater Ansätze der Referenzbeschreibung und Gewässerbewertung	9
Tabelle 4: Ausgewählte Klimaparameter des Harzes	20
Tabelle 5: Mittlere Alkalinität von Fließgewässern des Harzes	22
Tabelle 6: Leitwerte der geochemischen Gewässertypisierung nach HAASE (1999).....	23
Tabelle 7: Hydrochemische Kennzeichnung der Hauptgesteine des Harzes	25
Tabelle 8: Vegetationskundliche Höhenstufengliederung des Harzes	27
Tabelle 9: Übersicht der abiotischen Parameter	35
Tabelle 10: Übersicht der statistischen Analyseverfahren	42
Tabelle 11: 2x2-Tafel mit Kürzeln der Tafelbelegung für Distanz- und Ähnlichkeitsmaße	48
Tabelle 12: Kontingenztafel mit den Kürzeln der Tafelbelegung und Randsummen für die Modellbewertung	58
Tabelle 13: Strategien zur Festlegung von Schwellenwerten.....	59
Tabelle 14: Ephemeroptera und Plecoptera des Harzes	62
Tabelle 15: Taxazahlen Ephemeroptera/Plecoptera im engeren Untersuchungsgebiet	72
Tabelle 16: Konstante und eukonstante Arten	73
Tabelle 17: Artenzahlen nach Landschaftseinheiten	74
Tabelle 18: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Cluster(gruppen) mit IndVal.....	78
Tabelle 19: Ergebnisse der DCA der Fundpunkt-Arten-Matrix Y.....	80
Tabelle 20: Artenzahlen der Ephemeroptera (Eph) und Plecoptera (Plec) in Einzelgewässern deutscher Mittelgebirge.....	83
Tabelle 21: Abiotische Stationsparameter – kardinal und ordinal skalierte Variablen.....	91
Tabelle 22: Abiotische Stationsparameter – nominal skalierte Variablen.....	91
Tabelle 23: PCoA, Eigenwerte der Achsen 1-8.....	92
Tabelle 24: PCA Sohlsubstrate, Faktorladungen der Achsen 1-3	95
Tabelle 25: PCA Längszonierung, Faktorladungen der Achsen 1 und 2.....	98
Tabelle 26: Beschreibung der Substratmosaiktypen	100
Tabelle 27: Bachformationen und Längsgliederung im Vergleich.....	104
Tabelle 28: Variance partitioning - Numerische Ergebnisse der CCA bzw. pCCA.....	106
Tabelle 29: Landschaftsräumliche Bindung der Taxozönosen	107

Tabelle 30: Mean Similarity Analysis – Ergebnisse	108
Tabelle 31: CCA – Ergebnisse: Variablenselektion durch Forward selection, Sortierung nach Konditionaleffekt.....	110
Tabelle 32: CCA –Ergebnisse: Eigenwerte der Achsen 1 bis 5.....	110
Tabelle 33: CCA – Ergebnisse: Intraset-Korrelationen	113
Tabelle 34: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Substratmosaiktypen (SMT) mit IndVal	118
Tabelle 35: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Längszonierung mit IndVal	119
Tabelle 36: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse „Höhenzonierung“ mit IndVal.....	120
Tabelle 37: Regressionsparameter der Eingabevariablen mit den nMDS-Achsen ($y=b_1x_1+b_2x_2+b_3x_3+a$)	125
Tabelle 38: Parameter der Regression zwischen E und O^* ($O^*=bE+a$).....	125
Tabelle 39: ANNA und db-MRT: artbezogene Bewertung der AUC im Vergleich.....	133
Tabelle 40: Parameter der O/E-Beziehungen in Abhängigkeit von den Schwellenwert-Strategien	138
Tabelle 41: Datensätze für den Praxistest von ANNA	141
Tabelle 42: Anpassung der Substratfraktionierung bei der Eingabe von Fremddaten in ANNA.....	141
Tabelle 43: Beurteilung der Vorhersagequalität von ANNA für die einzelnen Arten anhand von COHEN's κ	145
Tabelle 44: Qualität der Vorhersage von Indikatorarten mit ANNA.....	147

Verzeichnis der Anhänge

Anhang A	Karten	Maßstab
Karte 1	Relief und Landschaftsgliederung	1: 400 000
Karte 2	Hydrologische Gebietsgliederung	1: 400 000
Karte 3	Hydrochemische Gebietsgliederung	1: 400 000
Karte 4	Flächennutzung	1: 400 000
Karte 5	Bioklimatische Höhenzonen	1: 400 000
Karte 6	Für Modellerstellung und Modelltest genutzte Untersuchungstationen	1: 250 000
Anhang B	Primärdaten	
Tabelle B-1	Abiotische Parameter der Hauptuntersuchungsstationen (X)	
Tabelle B-2	Fundort-Taxa-Matrix der Hauptuntersuchungsstationen (Y)	
Tabelle B-3	Abiotische Parameter der zum Modelltest herangezogenen Untersuchungstationen (X_{Test})	
Tabelle B-4	Fundort-Taxa-Matrix der zum Modelltest herangezogenen Untersuchungstationen (Y_{Test})	
Anhang C	Statistik	
C-1	Ergebnisse der CCA [X , Y_{CCA}]	
C-2	Ergebnisse der nMDS von Y und Lage der Stationen in der 3-Achsen-Lösung	
C-3	Ergebnisse db-MRT mit Referenzlisten für die Terminalgruppen	

Danksagung

In mehr als 15 Jahren Arbeit am Thema haben so viele Kollegen, Freunde und Verwandte zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen, dass die nachträgliche Auflistung wahrscheinlich unvollständig und hier und da auch korrekturbedürftig ist in Bezug auf Namen und Titel. Ich danke ausdrücklich allen, auch den eventuell ungenannten.

Die initiale Ermunterung zur externen Anfertigung einer Promotion kam von Dr. Wilfried Schönborn in Jena, dessen drängendes „Alles wichtig, alles aufschreiben!“ wohl jedem im Ohr klingt, der ihn kennt. Nach Dr. Schönborns Eintritt in den wohlverdienten Ruhestand und einer Phase der fachlichen Neuorientierung „erbte“ Prof. Dr. Ulrich Braukmann an der Universität Kassel das Thema und den zugehörigen Promovenden. Er brachte das Promotionsvorhaben in den notwendigen förmlichen Rahmen, übernahm die weitere Betreuung und das Erstgutachten. Durch einen ausgesprochen fairen und kooperativen Arbeitsstil mit umfassender Diskussionsbereitschaft und klarer Kritik an Unausgereiftem hat er die Fertigstellung dieses Werkes wesentlich befördert. Beiden gilt mein herzlicher Dank. Ebenso danke ich Dr. Klaus Henle vom UFZ Leipzig für die spontane Bereitschaft zur Erstellung des Zweitgutachtens.

Für Literaturhinweise und –austausch, Fundmeldungen, Überprüfung von Bestimmungsergebnissen, Übersendung von Probenmaterial und klärende Diskussionen und Auskünfte in methodischen Detailfragen danke ich Prof. Dr. Erik Arndt, Ronald Bellstedt, Dr. Mario Brauns, Ralf Brettfeld, Elke Eckert, Dr. Arne Haybach, Dr. Gerd Hübner, Dr. Charles P. Hawkins, Dr. Peter Haase, Dr. Matthias Hohmann, Dr. Wolfgang Joost (†), Wolfgang Kleinsteuber, Dr. Ute Langheinrich, Prof. Dr. K. Lüderitz, Wiebke Offinger, Dr. Herbert Reusch, Lutz Tappenbeck, Dr. Karin Schindehütte, Drs. Christoph & Christiane Schönborn, Dr. Winfried Voigt, Dr. Wolfgang Zimmermann und Prof. Dr. P. Zwick.

Mein langjähriger Arbeitgeber HPI trug durch die Möglichkeit der kontinuierlichen Nutzung von Hard- und Software sowie Verbrauchsmaterial, Dienstreisen zu den regelmäßigen DGL-Tagungen und eine äußerst flexible Arbeitszeitregelung zum Gelingen der Arbeit bei.

Ohne wohlwollendes familiäres Hinterland kann eine solches Werk nicht neben der beruflichen Vollzeittätigkeit entstehen. Meiner Mutter Ilse Böhme sowie meine beiden Schwestern Gritt und Britta habe ich sehr für ihre Unterstützung zu danken, die von der Mithilfe beim Probensortieren und Dateneingeben über die Textkorrekturen bis zur moralischen Überbrückung ernster Stressphasen reichte.

Das allergrößte Dankeschön gilt aber Barbara, die mich an vielen Tagen und Wochen entbehren musste und trotz der unvermeidlichen Konflikte dabei ein riesiges Maß an Geduld und Verständnis aufbrachte.

Zusammenfassung

In Deutschland wurde in Umsetzung der WRRL ein Gewässertypensystem entwickelt, dem es für die breitere Nutzung über die EU-weit berichtspflichtige ökologische Gewässerbewertung hinaus an taxonomischer Auflösung der Referenzbeschreibung und an regionaler Repräsentativität mangelt. In der vorliegenden Arbeit wurde eine bottom-up-Überprüfung dieser top-down-Typologie und weiterer Klassifikationssysteme vorgenommen, die sich der Eintags- und Steinfliegenfauna (Ephemeroptera, Plecoptera) von Bergbächen des Harzes als Testgruppe bedient. Umweltvariablen unterschiedlicher Maßstabsebenen wurden auf ihre Eignung zur Charakterisierung der für die Testgruppen relevanten Umweltgradienten untersucht. Auf dieser Grundlage wurden zwei multivariate Prognosemodelle zur Vorhersage lokaler natürlicher Referenzzönosen der Ephemeroptera und Plecoptera entwickelt und deren prognostische Qualität vergleichend untersucht.

Zunächst wurden die im Harz vorkommenden Taxozönosen der Ephemeroptera und Plecoptera naturnaher Referenz-Fließgewässer erfasst und analysiert. An 46 Hauptuntersuchungsstationen des im Ostharz gelegenen engeren Untersuchungsgebietes konnten insgesamt 38 Arten der Ephemeroptera und 45 der Plecoptera erfasst werden. Dies entspricht 84,4% bzw. 88,2% des aus dem Harz insgesamt bekannten Artenbestandes der beiden Ordnungen. Unter Einbeziehung eigener Funde von 55 weiteren nur gelegentlich besammelten oder referenzfernen Stationen sowie von Literaturdaten konnten Fundkarten ausgewählter Arten erzeugt werden, die innerhalb des Harzes charakteristische, mesoskalig gegliederte bzw. der regionalen Landschaftsgliederung folgende Verbreitungsmuster zeigen.

Mittels Clusteranalyse und Indikatorarten-Analyse (IndVal) wurden unterscheidbare Gemeinschaftsmuster und deren charakteristische Arten herausgearbeitet. Diese Gemeinschaftsmuster wurde als Folge der longitudinalen und hydrogeochemischen Differenzierung der Harzer Fließgewässer interpretiert. Durch vergleichende faunistische und biogeographische Analyse wurde die Hypothese einer natürlichen Zönose der sauren, z. T. moorbeeinflussten Urgesteinsbäche formuliert, die auch im Harz über ein natürliches Areal verfügt und keinesfalls nur als taxonomisch veramte Rumpfzönose und Symptom einer anthropogenen Versauerung gedeutet werden kann. Diese Zönose ist gekennzeichnet durch einige Arten mit ausgeprägt boreo-montaner Verbreitung (z. B. *Leuctra rauscheri*, *Capnia vidua*) und einige wenige Ephemeroptera (z. B. *Siphonurus lacustris*, *Ameletus inopinatus*). Sie teilt ihren Lebensraum mit weiteren merolimnischen Insekten, die ebenfalls dem o.g. Verbreitungstyp angehören und zuweilen als Glazialrelikte attribuiert werden. Über ähnlich strukturierte Zönosen wurde in der Literatur auch aus anderen europäischen Mittelgebirgen und aus Skandinavien berichtet, und zwar vor dem Einsetzen der massiven anthropogenen Gewässerversauerung in der 2. Hälfte des 20. Jhd. sowie aus Regionen, deren Gewässer als natürlich sauer gelten. Um eine realistische Zustandsbewertung derartiger Gewässer mit dem in Deutschland eingeführten System zu sichern, müsste die deutsche Gewässertypologie um einen solchen natürlich sauren (Sub?)-Typ der Mittelgebirgsbäche ergänzt werden, für den auch die besonderen hydrochemischen und geologischen Rahmenbedingungen zu definieren wären.

Parallel zu den faunistischen Felderhebungen wurde zu den 46 Stationen des Hauptuntersuchungsgebietes ein Satz von abiotischen Umweltparametern erhoben, die

- natürliche verbreitungsbestimmende Faktoren für die einzelnen Arten und Taxozönosen beschreiben,
- mit geringem Aufwand vor Ort am Gewässer bzw. unter Nutzung allgemein zugänglicher Kartenwerke erfassbar sind und

- bei denen anthropogene Störungen entweder nicht möglich oder relativ leicht als solche erkennbar sind.

Dieser Datensatz wurde zunächst mit Clusteranalysen und PCA (Principal Components Analysis) auf interpretierbare Gruppenstrukturen in Bezug auf längszonale Differenzierung und Substratausstattung der Gewässersohle untersucht. Im Ergebnis konnten die einzelnen Stationen mit einer längszonalen Zuordnung und einem Substratmosaiktyp attribuiert werden.

Die längszonale Gliederung der Harzgewässer weicht vom allgemeinen ILLIES'schen Schema und von dem starren 10km²/100km²-Kriterium in System B nach WRRL ab, indem die Oberlauf-Charakteristik in engen und gefällereichen Fließstrecken am Gebirgsrand über mehrere Bachformationen bis in das Vorland hinein wirkt. Eine Indikatorarten-Analyse bestätigte, dass auch die größeren Harz"flüsse" im Sinne von System B der WRRL aus faunistischer Sicht noch Bäche sind.

Bereits die Auswertung der Verbreitungskarten und der Clusteranalyse des Biota-Datensatzes ließ vermuten, dass mesoskalige räumliche Effekte für das Besiedlungsbild relevant sind. Dies wurde durch Variance partitioning auf Grundlage eines Satzes von normalen und partiellen CCA (Canonical Correspondence Analysis) überprüft. Die über Gauß-Krüger-Koordinaten fassbare räumliche Lage der Stationen steht – unabhängig von den lokalen Umweltvariablen – in einem statistisch abgesicherten Zusammenhang zum Besiedlungsbild. Zwar ist der Erklärungsbeitrag der lokalen Umweltvariablen größer als derjenige der räumlichen Lagebeziehungen. Dennoch rechtfertigte es dieses Ergebnis, die Zuordnung der Stationen zu realen (z. B. Flussgebiet) oder synthetischen mesoskaligen Gliederungssystemen (Landschaftseinheit, bioklimatische Höhenstufe) für weitere Analysen in den Umweltdatensatz aufzunehmen.

Anschließend wurde getestet, welchen Erklärungswert die „offizielle“ deutsche Fließgewässertypologie und weitere a-priori Klassifikationssysteme für die erkannten Gemeinschaftsmuster der Taxozönosen haben. Ähnlichkeitsvergleiche mittels MSA (Mean Similarity Analysis) zeigten, dass die Gliederung der Stationen des Untersuchungsgebietes nach herkömmlichen Landschaftseinheiten sowie die Längszonierung eine höhere und statistisch besser abgesicherte Klassifikationsstärke für die untersuchten Taxozönosen haben als die „offizielle“ Typologie nach WRRL System B.

Für die stationsspezifische Prognose der Zönosezusammensetzung ist es also angemessen, sowohl lokal gegliederte Umweltparameter (z. B. gerinnemorphologische Kenngrößen) als auch mesoskalig gegliederte Surrogatvariablen (z. B. Landschaftseinheiten) zu nutzen. Letztere werden ähnliche statistische Zusammenhänge mit der betrachteten Biozönose aufweisen wie die eigentlich ökologisch bzw. physiologisch relevanten Originalvariablen, die messtechnisch nur aufwändig oder überhaupt nicht mehr fassbar sind, z. B. komplexe klimatische Phänomene oder besiedlungsgeschichtliche Aspekte.

Zur Auswahl aussagefähiger und untereinander möglichst wenig korrelierter Umweltvariablen diente eine CCA mit automatischer Variablenselektion (Forward Selection). Gleichzeitig konnten mit dieser Analyse die wesentlichen Umweltgradienten herausgearbeitet werden, entlang derer die Gemeinschaftszusammensetzung im wesentlichen variiert. Dabei handelt es sich um längszonal, orographisch und hydrogeochemisch bestimmte Gradienten. Die Einzelvariablen mit dem höchsten Erklärungswert für die vorgefundenen Besiedlungsmuster sind die Lage der Station inner- bzw. außerhalb der Landschaftseinheit Hochharz, die Quellentfernung und der Einfluss von saurem Granit bzw. Gneis und Moor im Einzugsgebiet.

Ziel der stationsspezifischen Vorhersage des Referenzartenspektrums ist eine Liste der unter natürlichen Verhältnissen an einer Teststation zu erwartenden Arten. Diese Liste soll lokal besser zutreffen und taxonomisch höher auflösen als die allgemeinen faunistischen

Leitbildbeschreibungen der in Deutschland eingeführten Gewässertypen. Für eine solche Vorhersage wurden zwei statistische Modelle mit unterschiedlicher Struktur aufgebaut und getestet. Die hierfür zu wählenden Modellansätze mussten für die Arbeit mit kleinen Referenzdatensätzen von nicht zufallsverteilten Probenstellen geeignet sein. Insbesondere sollten sie nicht an statistische Voraussetzungen wie Normalverteilung, Varianzhomogenität und lineare Beziehungen zwischen unabhängigen und abhängigen Variablen gebunden sein.

ANNA (Assessment by Nearest Neighbour Analysis) geht von der Anordnung der Stationen nach faunistischer Ähnlichkeit in einem von drei Achsen gebildeten Ordinationsraum aus. Diese Achsen werden aus dem Biota-Datensatz mittels nMDS (non-metric Multidimensional Scaling) extrahiert und einer multiplen linearen Regression mit den in der CCA als wesentlich erkannten Umweltvariablen unterzogen. Die ökologischen Gradienten werden damit als synthetisches Kontinuum abgebildet. Daraus resultiert ein Achsenmodell, mit dem neue Teststationen anhand ihrer abiotischen Variablen in den Ordinationsraum der nMDS projiziert werden können. Unter Nutzung der bekannten Artenlisten derjenigen sechs Referenzstationen, die der Teststation im Ordinationsraum am nächsten liegen, wird für alle Arten dieser Referenzstationen die Wahrscheinlichkeit des Auftretens an der Teststation berechnet.

Der als Alternative zu ANNA erstellte db-MRT (distance based Multivariate Regression Tree) entspricht einem dichotomen Entscheidungsbaum, der die Referenzstationen nach faunistischer Ähnlichkeit in sukzessive immer kleiner und homogener werdende Gruppen aufteilt. Diese Gruppen repräsentieren einzelne ökologische Gradientenabschnitte. Eine Teststation wird anhand ihrer Umweltvariablen nach optimierten Entscheidungsregeln einer von (in diesem Fall) sechs Terminalgruppen an den „Ästen“ der Baumstruktur zugewiesen. Hier wird als Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Arten an der Teststation die Frequenz dieser Arten in der jeweils zugeordneten Terminalgruppe von Referenzstationen ausgegeben.

Wegen der relativ geringen Zahl von Referenzstationen war eine Aufteilung der verfügbaren Daten in Teildatensätze zur Kalibrierung und Validierung nicht sinnvoll. Deshalb wurden beide Modelle durch vollständige interne Kreuzvalidierung (LOO-CV, leave one out-Cross Validation) geprüft. Dazu wurden reihum 46 gleichartige Modelle mit 45 Referenzstationen erzeugt und die jeweils zurückgehaltene Station als Teststation genutzt.

Beide Modelle wurden zunächst mit einem herkömmlichen Kalibrierungsplot und anhand des informationstheoretischen Gütemaßes AUC (Area Under Curve) der Receiver Operating Characteristic (ROC) auf ihre Kalibrierung und Diskriminanz untersucht. Die Modellkalibrierung ist für beide Modelle gut und für db-MRT geringfügig etwas besser als für ANNA. Im Vergleich der Diskriminanz schnitt jedoch ANNA wesentlich besser ab. Insgesamt ist mit ANNA für 57,8 % aller berücksichtigten Arten eine brauchbare Prognose möglich, während dies mit dem db-MRT nur für 33,7 % möglich ist. Ein Abgleich der Indikatoreigenschaften des modellierten Artenspektrums mit den erreichten AUC zeigt, dass die Modellprognose mit ANNA wesentliche, dem Besiedlungsbild zugrundeliegende Gradienten gut wiedergibt. Deshalb wurde ANNA für die weiteren Untersuchungen gewählt.

Die Modellausgabe umfasst für die jeweilige Teststation eine Artenliste mit Angabe der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der einzelnen Arten. Diese Wahrscheinlichkeit kann jeden Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Zur Überführung der dazwischen liegenden Werte in eine binäre Prognose zur An- oder Abwesenheit der Art musste ein Schwellenwert festgelegt werden. Dazu wurden für das gesamte Artenspektrum 11 einheitlich feste Schwellenwerte von 0 bis 0,9 sowie 7 Strategien zur artspezifischen Schwellenwert-Optimierung getestet. Als Kriterium diente dabei die jeweils erzielbare O/E-Beziehung.

Das O/E-Konzept entstammt der in Großbritannien entwickelten und mittlerweile international etablierten multivariaten Gewässerbewertung mit Modellen des RIVPACS-Typs. E ist die Zahl der für die Teststation als anwesend vorhergesagten Arten, während O die Zahl der

davon tatsächlich festgestellten Arten ist. Die linearen Regressionsparameter der O/E-Beziehung sowie die Standardabweichung $SD(O/E)$ erlauben für die 46 mit vollständiger Kreuzvalidierung getroffenen Prognosen eine vergleichende Beurteilung der Modellgüte und somit auch der Wahl geeigneter Schwellenwerte.

Als bester Ansatz erwies sich ein für jede Art optimierter Schwellenwert, mit dem die absolute Differenz zwischen Sensitivität und Spezifität der Prognose ein Minimum erreicht. Danach folgen die Wahl eines relativ hohen festen einheitlichen Schwellenwertes von 0,8 für alle Arten sowie die Verwendung der mittleren für die 46 Teststationen berechneten Vorkommenswahrscheinlichkeit der jeweiligen Art als artspezifischer Schwellenwert.

Darüber hinaus dient das Verhältnis O/E als intuitiv verständliches, universelles, Stressor-unabhängiges und bei Nutzung stationsspezifisch modellierter Referenzbedingungen auch stets den lokalen Verhältnissen angepasstes Maß der biologischen Integrität der aquatischen Lebensgemeinschaft. Unter idealen Bedingungen ist bei Vorliegen ungestörter Referenzverhältnisse $O/E = 1$. Da die O/E-Wertepaare des Referenzdatensatzes aufgrund natürlicher und sammelmethodisch bedingter Variation um die Regressionsgerade streuen, muss ein Referenzbereich definiert werden, außerhalb dessen Teststationen als beeinträchtigt eingestuft werden. Dies erfolgte beispielhaft anhand des 80%-Vertrauensbereiches der O/E-Beziehung, d. h. Teststationen unterhalb der unteren 80%-Schranke (also im 10-Perzentil) wurden als beeinträchtigt angenommen.

Mit dieser Annahme und unter Zugriff auf eigene und Fremddaten von Teststationen mit und ohne vermutete bzw. offensichtliche Beeinträchtigungen des ökologischen Zustandes konnte die Sensibilität des Modells, d. h. seine Fähigkeit zur Trennung von beeinträchtigten und unbeeinträchtigten Teststationen, bestätigt werden. Da diese Test-Datensätze zum Teil aus Gebieten im Westharz stammen, die außerhalb des zur Sammlung von Referenzdaten genutzten engeren Untersuchungsgebietes liegen, bestätigte sich auch die prinzipielle Anwendbarkeit des Modells für den gesamten Harz. Vor einem praktischen Einsatz sollten jedoch weitere Referenzstationen in die Modellentwicklung einbezogen werden, die auch die Vorkommen einiger bisher nur im Westharz gefundener Ephemeroptera und Plecoptera abdecken.

Die mit ANNA und artspezifisch optimierter Schwellenwertauswahl erzielte O/E-Relation für die Taxozönose der Ephemeroptera und Plecoptera entspricht nur teilweise den Anforderungen, die an ein vollwertiges, für die praktische Gewässerbewertung als Standardwerkzeug einsetzbares RIVPACS-Modell gestellt werden. Dies hat mehrere Gründe. Zunächst stand nur eine relativ geringe Zahl an wenig oder nicht beeinträchtigten Referenzstationen zur Verfügung. Weiterhin beeinflusst die Bestimmungstiefe die Vorhersagbarkeit der einzelnen Taxa, indem bei Arbeit auf Gattungs- oder Familienebene allein durch Zusammenfassung mehrerer seltener, schlecht vorhersagbarer Arten häufig ein statistisch besser fassbares Sammeltaxon entsteht – allerdings unter Verzicht auf die Nutzung gerade der selteneren Arten als Informationsträger. Dies liefe aber der Zielstellung der Arbeit entgegen.

Die in der vorliegenden Arbeit als Novum enthaltene Prüfung und Optimierung artspezifischer Schwellenwerte für ein Referenzzönose-Modell führt quasi zu einem hybriden Modell an der Grenze zwischen Biozönose-Modell vom RIVPACS-Typ (ein Modell - viele Arten - fester einheitlicher Schwellenwert) und klassischem Habitatmodell (ein Modell - eine Art - optimierter Schwellenwert für diese Art). Diese Verfahrensweise ist den klassischen Habitatmodellen für Einzelarten zumindest arbeitsökonomisch überlegen. Ein solcher Ansatz eröffnet auch die Möglichkeit, insbesondere bei kleinen Referenzdatensätzen Modellprognosen zu verbessern, und sollte für andernorts eingeführte RIVPACS-Modelle getestet werden, die die Benthoszönose insgesamt abbilden.

Durch die Einbeziehung des ökologischen Gradientenkonzeptes und der Ähnlichkeitsstruktur der Taxozönose ist ANNA im Ansatz gut nachvollziehbar und im Einklang mit wesentlichen

Grundlagen der ökologischen Theorie. Die Modellierung von Referenzzönosen bietet interessante Möglichkeiten für die Entwicklung naturschutzfachlicher Zielvorgaben, für die Priorisierung von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen, für die Bewertung von Monitoringergebnissen und für Wirkungsprognosen im Zusammenhang mit Umweltverträglichkeitsstudien und FFH-Verträglichkeitsstudien. Das Verfahren sollte deshalb bei zukünftige Modellentwicklungen auch auf andere taxonomische Gruppen oder Biozönosen übertragen und für größere Bezugsräume getestet werden.

1 Einführung

Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik¹ (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL)¹ fordert von den Mitgliedstaaten für alle Gewässer bis zum Jahr 2015 das Erreichen eines „guten ökologischen Zustandes“ bzw. eines „guten ökologischen Potenzials“. Maßgeblich für die Beurteilung der Fließgewässer sind die biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, aquatische Makrophyten, Phytobenthos/Diatomeen). Als Voraussetzung für die einheitliche Bewertung des Gewässerzustandes, der Ableitung von Handlungsoptionen sowie der Dokumentation und Berichterstattung haben die Mitgliedsstaaten Gewässertypologien zu erarbeiten, die den Minimalanforderungen der Anhänge A oder B der WRRL genügen müssen.

Für die deutschen Fließgewässer ist eine deduktiv abgeleitete („top-down-“)Typologie nach System B der WRRL erarbeitet worden (POTTGIESSER & HALLE 2004). Die landschaftsökologische Maßstabebene des deutschen Typensystems ist die der Gewässerlandschaften (BRIEM 2003) mit einer räumlichen Dimension von 10^2 - 10^4 km². Für alle in dieser Typologie erfassten Gewässertypen wurden typspezifische Referenzbedingungen der Qualitätskomponenten („sehr guter ökologischer Zustand“) beschrieben und Bewertungssysteme für den Grad der Abweichung vom Referenzzustand erarbeitet. Der primäre Zweck der Typologie ist also die Normierung einer wasserwirtschaftlich motivierten Gewässerbewertung. Das aktuell in Deutschland eingeführte Bewertungssystem für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos (PERLODES, MEIER et al. 2006a) ist multimetrisch, also aus mehreren Maßzahlen aufgebaut, und stressorspezifisch, d. h. auf das Erkennen und die kausale Zuordnung von bestimmten anthropogenen Beeinträchtigungen des Gewässerökosystems gerichtet.

Für das Makrozoobenthos der deutschen Gewässertypen sind neben multimetrischen Indices auch Listen typischer Taxa verfügbar (HAASE et al. 2004). Deren taxonomische Auflösung beruht auf einer operationellen Taxaliste, welche die eingeschränkte larvale Bestimmbarkeit merolimnischer Insekten und arbeitsökonomische Restriktionen berücksichtigt. Die Art als primärer Träger ökologischer Information ist deshalb in den typbezogenen Beschreibungen der Referenzverhältnisse (HAASE et al. 2004, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008) zwangsläufig unterrepräsentiert. Aus naturschutzfachlicher Sicht, die Aspekte wie Artendiversität, Seltenheit, Vollständigkeit, Natürlichkeit und regionale Repräsentativität des Artenspektrums beinhaltet (PLACHTER 1991, BASTIAN & SCHREIBER 1994, USHER & ERZ 1994), sind die weitergehende Regionalisierung und eine möglichst hohe taxonomische Auflösung der Referenzbeschreibungen wünschenswert.

Die biozönotische Validierung der top-down abgeleiteten Gewässertypen beruhte zunächst auf visueller Inspektion von Ordinationsdiagrammen der Referenzbenthoszönosen (HAASE et al. 2004). Diese Validierung beantwortete jedoch nur die Frage, ob die Benthoszönosen der Referenzgewässer eines a-priori-Typs im multivariaten Ordinationsraum eine erkennbare Gruppe bilden. Damit können a-priori-Gewässertypen erkannt und eliminiert werden, die kein eigenständiges Besiedlungsmuster aufweisen – die Methode ermöglicht die aus Sicht der wasserwirtschaftlichen Praxis nicht unerwünschte Vereinfachung des Typsystems. Später wurde diese kursorische Vorgehensweise durch detailliertere statistische Analysen ersetzt (LORENZ 2004). Auf Vergleiche der Gewässertypologie mit anderen Klassifikationssystemen und auf Vergleiche zwischen multimetrischen und multivariaten Ansätzen zur Referenzbeschreibung wurde in Deutschland allerdings verzichtet, nachdem unter Federführung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) mehrere große F&E-

¹ EC, Official Journal of the European Communities 22212200 L 327/1-327/72

Vorhaben zur Erstellung, Validierung und Interkalibrierung multimetrischer Bewertungsverfahren auf Basis der o.g. Typologie begonnen wurden.

Daher werden im folgenden zwei Fragen untersucht:

- Wie gut ist die „offizielle“ deutsche Gewässertypologie im Vergleich mit herkömmlichen gewässerkundlichen bzw. landschaftsökologischen Gliederungen geeignet, um Taxozönosen merolimnischer Insekten unterhalb der Ebene der Gewässerlandschaften zu differenzieren?
- Ist ggf. unter Einbeziehung ergänzender abiotischer Parameter eine stationsspezifische Vorhersage des Referenzzustandes in höherer taxonomischer Auflösung möglich als bislang mit den Steckbriefen und Taxalisten der „offiziellen“ Gewässertypen?

Dies geschieht exemplarisch am Beispiel der Eintags- und Steinfliegengemeinschaften (Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera) der Fließgewässer des Ostharzes. Thema und Zielstellung der vorliegenden Arbeit entstanden im Rahmen privater Freizeittätigkeit ohne Einbindung in universitäre Projekte oder Drittmittel- bzw. Auftragsforschung. Die Arbeiten wurden seit 1995 mit dem Ziel einer externen Promotion betrieben.

2 Derzeitiger Kenntnisstand

2.1 Gewässertypologie

Die Klassifizierung von Fließgewässern kann in unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben erfolgen:

- Klassifizierung der Gewässer als Ganzes (Gewässertypen),
- Klassifizierung von Gewässerabschnitten (Längszonierung),
- Klassifizierung von Bereichen innerhalb einzelner Gewässerzonen (Habitatmosaiken, Substrattypen).

SCHMITZ (1955) wie ILLIES (1955) betonten noch, dass sich Fließgewässer kaum als Ganzes, sondern nur abschnittsweise klassifizieren lassen und hatten dabei insbesondere die fischereiliche Längszonierung der Fließgewässer im Blick. Auf die Notwendigkeit, allgemeine und umfassende Ansätze durch Berücksichtigung regionaler und lokaler Besonderheiten besser handhabbar zu machen, wies kurz darauf SCHMITZ (1957) in einer Arbeit zur longitudinalen biozönotischen Zonierung am Beispiel einer atypischen Karstzone im Oberlauf der Fulda hin. 1963 gaben ILLIES & BOTOSANEANU einen Überblick über den bis zum Beginn der 1960er Jahre erreichten Kenntnisstand. Sie parallelisierten die fischereiliche Zonierung und die Abfolge deutlich abgrenzbarer Benthoszönosen. Das daraus abgeleitete Rhithron-Potamon-Konzept stellten sie als globales Prinzip heraus. Diese Sichtweise wurde zum Standard für die einschlägigen Arbeiten der beiden folgenden Jahrzehnte.

Der Ansatz der Klassifizierung von Fließgewässern als Ganzes wurden in jüngerer Zeit von OTTO & BRAUKMANN (1981) und BRAUKMANN (1987) mit ihrem Konzept einer regionalen Bachtypologie vertiefend aufgegriffen. Sie differenzierten die Bäche einzelner deutscher Fließgewässerlandschaften nach hydrochemischen und geographischen Gesichtspunkten. Bis zum Ende des 20. Jhd. erschienen zahlreiche weitere Untersuchungen zur Gewässertypisierung und zur Versauerungsproblematik in Deutschland (z. B. OTTO & BRAUKMANN 1983, BRAUKMANN 1987, 2000, HINDERER & EINSELE 1998, V. KEITZ 1994, MATSCHULLAT et al. 1994, BALTES 1998, FREI et al. 1998, HAASE 1999, ROOSTAI 1997). Damit sind die generellen Zusammenhänge zwischen den geologischen Verhältnissen der

Einzugsgebiete (EZG), den hydrochemischen Eigenschaften der Fließgewässer und der Zusammensetzung der jeweiligen Lebensgemeinschaften geklärt.

Beginnend im gleichen Zeitraum, wurden für etliche Bundesländer regional gültige Beschreibungen von Fließgewässerlandschaften bzw. Talraumtypen, Fließgewässertypen und/oder faunistische Typisierungen erarbeitet (z. B. BRAUKMANN 2000 für Baden-Württemberg, HAASE 1999 für Teile von Südniedersachsen und Nordhessen, LÖFFLER & KINSINGER 1998 für das Saarland, MEHL & THIELE 1998 für Mecklenburg-Vorpommern, MUTZ et al. 2001 für Brandenburg, OTTO 1999 für Rheinland-Pfalz, RASPER 2001 für Niedersachsen, LUA NRW 1999a+b für Nordrhein-Westfalen, SOMMERHÄUSER et al. 2001 für Schleswig-Holstein).

Die von HAASE (1999) für das südniedersächsische und nordhessische Bergland erarbeitete Bachtypologie berücksichtigt den Harz mit 2 Referenzgewässern aus insgesamt 5 untersuchten Bächen des südwestlichen Gebirgsrandes. Daher konnte HAASE für den Harz auch nur einen Bachtyp, den des "montanen silikatischen Grobschotterbaches", beschreiben. Die Einzugsgebiete beider Referenzbäche sind aus unterdevonischen Grauwacken mit Tonschieferlagen aufgebaut und liegen in einer Zone mit einheitlicher geomorphologischer Struktur, die für ca. 30-40% des niedersächsischen Harzanteils repräsentativ ist. Im gesamten Harz ist sowohl in hydrochemischer als auch in morphologischer Hinsicht eine größere Vielfalt der Fließgewässer zu erwarten.

Parallel zu den regionalen Arbeiten zeichnete sich das Konzept einer Top-down-Typologie als geeigneter Ansatz für Deutschland insgesamt ab (SCHMEDITJE et al. 2001). Diesem Ansatz folgend, erarbeiteten POTTGIESSER & HALLE (2003) den Entwurf einer deutschlandweiten Fließgewässertypisierung nach System B der WRRL und nutzten dabei die „Karte der Gewässerlandschaften“ von BRIEM (2003). Sie unterschieden 8 Gewässertypen für den deutschen Mittelgebirgsraum. Im Harz in der Abgrenzung nach Kap. 4.1.1 sind 5 dieser Typen zu erwarten (Tabelle 1). Da dieses Typensystem und die darauf aufbauenden Bewertungsansätze im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) entstanden, wird im weiteren Text mit den Kurzbezeichnungen LAWA-Typologie bzw. LAWA-Gewässertypen gearbeitet.

Tabelle 1: Biozönotisch bedeutsame Gewässertypen im Harz nach POTTGIESSER & HALLE (2003)

Typgruppe		Fließgewässertyp	Kürzel
Mittelgebirgs-	Bäche	grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	5
		feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	5.1
		feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	6
		grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	7
	Flüsse	silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9
		karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9.1

Eine Längsdifferenzierung erfolgt nicht innerhalb des Rhithral, sondern durch Abgrenzung der Bäche von drei weiteren längszonalen Kategorien (kleiner Fluss/großer Fluss/Strom) anhand der EZG-Fläche ($\geq 100/1\,000/10\,000\text{ km}^2$). Gewässer mit Einzugsgebieten $< 10\text{ km}^3$ bleiben in diesem Typensystem unberücksichtigt, da sie nicht Gegenstand der WRRL sind.

Für die Harzgewässer fehlt bislang auch eine systematische Betrachtung von Benthoszönosen und Gewässerabschnitten im längszonalen Kontext. Einzelne Arbeiten

betrachteten zwar längszonale Aspekte (z. B. GRASHOF 1972, HEITKAMP et al. 1985, HEITKAMP & CORING 1997). Dabei wurde die beobachtete Abfolge unterschiedlicher Besiedlungsbilder auf das betrachtete Gewässer bzw. Gewässersystem übertragen und unter Rückgriff auf das allgemeine Schema der morphologisch-physiographischen Längsgliederung (ILLIES & BOTOSANEANU 1963) interpretiert.

Um aber in der praktischen Gewässerbewertung regional gültige Grundlagen für die Nutzung des Kriteriums „längszonale Verschiebung“ (MOOG 1995, SCHMEDTJE & KOLLING 1996) zu erlangen, ist eine Betrachtung der naturräumlich bedingten, längszonal differenzierenden abiotischen Parameter auf Basis der regional zutreffenden Ausprägungen erforderlich. Der Abgleich einer beobachteten mit einer potenziell natürlichen längszonalen Prägung des Besiedlungsbildes setzt eine plausible abiotische Zonenbestimmung voraus. Hierzu wird die vorliegende Arbeit einen praktisch anwendbaren Beitrag leisten.

2.2 Ephemeroptera und Plecoptera im Harz

Als Datengrundlage zur Beurteilung des Kenntnisstandes dienen die bislang publizierten faunistischen Arbeiten und ökologische Studien mit faunistisch verwertbaren Ergebnissen aus dem Untersuchungsgebiet.

2.2.1 Faunistik

Erste Angaben zur **Plecoptera**-Fauna des Harzes finden sich bei GEHRS (1908) und LE ROI (1915). Den Artenbestand einzelner Gewässer im östlichen Teil des Harzes behandeln GAHSCH (1992, Ilse und Holtemme) und KLOTZEK (1971, Bode und Selke). Ergebnisse einer einmaligen Überblicksbereisung von Teilen des Unterharzes legte JOOST (1967) vor. Hinweise auf Einzelfunde bzw. Abhandlungen zu Einzeltaxa finden sich bei BRAASCH (1976, 1997), WEINZIERL & REUSCH (1995), BÖHME (1996), BÖHME & TAPPENBECK (1994), KAMMERAD & TAPPENBECK (1996) sowie BRETTFELD (1997). Einzelne Gewässer bzw. Gewässersysteme im westlichen Teil des Harzes behandeln BLUM (1982), BROCK (1979) bzw. BROCK & BLUM (1977, Gr. Romke), GRASHOF (1972, Oder und Nebengewässer), HEITKAMP ET AL. (1985, Sieber), HEITKAMP & CORING (1997, Oder), KÖLLNER & HAASE (1997, SW-Harz), LEßMANN (1993, Schwerpunkt Söse mulde), REHFELDT (1987, Innerste und Oker), SCHINDEHÜTTE (2000, SW-Harz). Außerdem liegen Ergebnisse einer einmaligen Überblicksbereisung des Hochharzes von ZWICK (1967) vor. Die bislang einzige publizierte inventarisierende Arbeit über die Plecoptera eines größeren Gebietsanteils des östlichen Harzes (Bode- und Selkegebiet, knapp 1/3 des hier behandelten Untersuchungsraumes abdeckend) liegt mehr als 30 Jahre zurück (KLOTZEK 1973).

Die **Ephemeroptera** von Ilse und Holtemme werden ebenfalls von GAHSCH (1992) behandelt. Hinweise auf Einzelfunde bzw. Einzeltaxa dieser Ordnung östlichen Teil des Harzes sind in BÖHME (1996), BRAASCH (1983, 1993), JACOB (1970) sowie REUSCH & BRETTFELD (1995) zu finden. Für den westlichen Teil des Harzes lassen sich wiederum die bereits oben genannten Arbeiten von GRASHOF, KÖLLNER & HAASE, HEITKAMP et al., LEßMANN, REHFELDT, SCHINDEHÜTTE etc. anführen. Weitere Artnachweise wurden von BRANDT et al. (1999), HÖXTER (1997, 1999) und ULMER (1927) publiziert.

Den Versuch einer Sichtung und Zusammenfassung des faunistischen Kenntnisstandes für den sachsen-anhaltinischen Harzanteil unternahmen TAPPENBECK & BÖHME (1997, Plecoptera) und BÖHME (1997, Ephemeroptera). HOHMANN & BÖHME (1999) stellten für das Land Sachsen-Anhalt eine Checkliste der Ephemeroptera und Plecoptera zusammen, wobei die Funde aus dem Harz gemeinsam mit den Hügellandfunden denen aus dem Tiefland gegenübergestellt wurden. Eine analoge Bearbeitung für Niedersachsen legten HAASE & REUSCH (1999) vor. BÖHME et al. (2004) überarbeiteten die Gefährdungseinstufung beider Ordnungen für Sachsen-Anhalt unter Einbeziehung aktueller Funddaten.

Zusammenfassend kann das im Gebiet insgesamt zu erwartende Artenspektrum der beiden Ordnungen qualitativ als weitgehend ($\geq 90\%$) bekannt eingeschätzt werden². Eine flächendeckende und aktuelle Synopsis über die Verbreitung der Ephemeroptera und Plecoptera des Harzes insgesamt fehlt bislang.

2.2.2 Vergesellschaftung

Systematische Analysen der natürlichen Taxozönosen beider Ordnungen stehen für den Harz bislang noch vollständig aus. KLOTZEK (1971) stellte für das Bode-Selke-Gebiet mehrere ökologische Artengruppen der Plecoptera zusammen und attributierte sie in Bezug auf Flussgebiet und Längszonierung, allerdings ohne eingehende Analyse der Zönosen und der Lebensraumparameter. In einigen weiteren Arbeiten sind die beiden Ordnungen in umfassenderen Betrachtungen der Benthoszönosen zwar mit berücksichtigt, aber die Auswertung bezieht sich hier auf die faunistische Bestandsbeschreibung sowie die Längszonierung (GRASHOF 1972, HEITKAMP et al. 1985, HEITKAMP & CORING 1997) und/oder auf die Indikation anthropogener Belastungen (HEITKAMP et al. 1985, LANGHEINRICH et al. 2002, LEßMANN 1993, REHFELDT 1987).

BRAUKMANN (1987) beschrieb für seine Bachtypen charakteristische Gemeinschaften des Makrozoobenthos. Er stellte Verbreitungsgruppen von typischen Gebirgsbacharten, Gebirgs- und Bergbacharten sowie typischen Tieflandarten zusammen und benannte Leit- oder Charakterformen. Auf dieser Basis konnte er ein hierarchisches soziologisches System vorschlagen. Die zugrundeliegende Erfassung des Makrozoobenthos der zahlreichen, deutschlandweit verteilten Einzelgewässer konnte aber weder vollständig noch unbeeinflusst von biogeographischen Besonderheiten der betrachteten Regionen sein. Die deutschen Gewässerlandschaften sind infolge ihrer unterschiedlichen geographischen Verhältnisse und Besiedlungsgeschichte trotz morphologischer und hydrochemischer Ähnlichkeit ihrer Oberflächengewässer faunistisch nicht homogen. So stellt die landschaftsübergreifende Herausarbeitung soziologischer Artengruppen zwangsläufig einen „deutschlandweit kleinsten gemeinsamen Nenner“ dar und ist mit Unschärfen behaftet.

HAASE (1999) listete aus Literaturrecherchen insgesamt 10 Arten der Ephemeroptera und Plecoptera als Charakterarten des von ihm für den Harz beschriebenen Bachtyps auf, fand jedoch nach seinen Artenlisten trotz intensiver Beprobungen nur eine einzige davon (Plecoptera: *Protonemura hrabei*) an seinen Harz-Probenstellen. Der Autor begründet dies mit der Seltenheit einiger Arten. Es könnte sich bei den von HAASE untersuchten und den in der von ihm herangezogenen Literatur behandelten Lebensgemeinschaften jedoch auch um unterschiedliche, anhand ihrer Artenzusammensetzung trennbare Zönosen handeln.

Für die LAWA-Gewässertypen geben HAASE et al. (2004) Referenzbeschreibungen, die Listen der in Referenzgewässern und referenznahen Gewässern des jeweiligen Typs vorkommender Taxa enthalten. Anhand von Stetigkeitskriterien (Stetigkeit $< 0,1$ in Typ bzw. Typgruppe) wurden Leitarten für Gewässertypen bzw. Gewässertypgruppen selektiert. In Tabelle 2 auf der nächsten Seite sind diejenigen Ephemeroptera und Plecoptera zusammengestellt, die als Leitarten der im engeren Untersuchungsgebiet des Ostharzes (siehe Kap. 4.1.1) vorkommenden Gewässertypen bzw. Typgruppen angegeben werden.

Auffällig in Tabelle 2 sind die großen Differenzen zwischen den Zahlen typischer Taxa für die jeweiligen Gewässertypen (Ephemeroptera 21 bis 49, Plecoptera 14 bis 20) und den mittleren Zahlen typischer Taxa, die tatsächlich in den einzelnen Referenzgewässern erfasst wurden (Ephemeroptera 6,0 bis 8,0, Plecoptera 2,1 bis 5,5). Hier überlagert sich der Ausschnittcharakter der einmaligen Untersuchung im Frühjahr mit dem saisonalen Auftreten

² Die nach Redaktionsschluss der Datensammlung erschienene Arbeit von HOHMANN (2011) enthält Neu- und Wiedernachweise von Ephemeroptera und Plecoptera und schließt damit Kenntnislücken für das Gebiet des Nationalpark Hochharz.

und der stark schwankenden Abundanz der einzelnen Arten und mit der eingeschränkten Bestimmbarkeit der Larven.

Tabelle 2: Leitarten der LAWA-Gewässertypen mit Stetigkeitsangabe nach HAASE et al. (2004)

Typgruppe	Mittelgebirgsbäche		Mittelgebirgsflüsse
Gewässertyp	5 grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	5.1 feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9 Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Ephemeroptera in der Liste typischer Taxa für den Gewässertyp	40 Arten und höhere Taxa (im Mittel 6,0 je Referenzgewässer)	21 Arten und höhere Taxa (im Mittel 6,0 je Referenzgewässer)	49 Arten und höhere Taxa (im Mittel 8,0 je Referenzgewässer))
<i>Baetis alpinus</i>	0,43	0,59	
<i>Epeorus sylvicola</i>	0,83	0,73	
<i>Ephemerella mucronata</i>	0,48	0,50	
<i>Habroleptoides confusa</i>	0,57	0,23	
<i>Baetis liebenaueae</i>			0,18
<i>Baetis niger</i>			0,23
<i>Ecdyonurus dispar</i>			0,15
Plecoptera in der Liste typischer Taxa für den Gewässertyp	20 Arten und höhere Taxa (im Mittel 5,5 je Referenzgewässer)	17 Arten und höhere Taxa (im Mittel 2,7 je Referenzgewässer)	14 Arten und höhere Taxa (im Mittel 2,1 je Referenzgewässer)
<i>Amphinemura</i> sp.	0,48	0,45	
<i>Brachyptera risi</i>	0,28	0,18	
<i>Protonemura</i> sp.	0,74	0,77	
<i>Brachyptera seticornis</i>	0,29		
<i>Perla marginata</i>	0,38		
<i>Leuctra nigra</i>		0,32	
<i>Perla burmeisteriana</i>			0,38

Erläuterung zur Tabelle

Mittlere Taxazahl je Referenzgewässer: rückgerechnet aus der von HAASE et al. (2004) angegebenen Stetigkeit und der Zahl der berücksichtigten Gewässer für den jeweiligen Gewässertyp

Taxa und Stetigkeit im Normaldruck = Leitarten für die jeweilige Gewässertyp-Gruppe

Taxa und Stetigkeit im **Fett**druck = Leitarten für den jeweiligen Gewässertyp

Der Verzicht auf Imaginalfänge von merolimnischen Insekten zwang BRAUKMANN (1987) zu der Feststellung, dass die Plecoptera bei dieser Verfahrensweise aufgrund ihrer eingeschränkten larvalen Bestimmbarkeit für eine Charakterisierung der Bachtypen nur in Form einer groben Übersicht herangezogen werden könnten. Dies gilt sinngemäß auch für die Referenzbeschreibungen von HAASE et al. (2004), die auf einmaligen Beprobungen des Makrozoobenthos beruhen. Andererseits bezeichnet BRAUKMANN die Plecoptera ausdrücklich als herausragende Charaktergruppe mit extremer Bindung an Fließgewässer, insbesondere an schnellfließende, kalte und steinige Bäche. OFENBÖCK et al. (2002) prüften

etliche ökologisch-biozönotische Maßzahlen („metrics“) auf Eignung für einen multimetrischen Index zur Fließgewässerbewertung. Als besonders aussagefähig und unabhängig vom Gewässertyp verwendbar erwies sich u.a. die Zahl der Ephemeroptera – bzw. der Plecoptera-Taxa. Es gibt also gute Gründe, auch qualitativ anhand der Imagines erfasste Artenspektren einzelner Taxozönosen zur Charakterisierung von Bergbächen heranzuziehen.

2.2.3 Naturschutzaspekte

Weitgehend natürlich oder naturnah erhaltene Fließgewässer mit ihren Biozönosen gelten in Deutschland allgemein als gefährdet (RIEKEN et al. 2006, DRACHENFELS 1996, SCHUBOTH & PETERSON 2004). Dies schließt die hier betrachtete Taxozönose der Ephemeroptera und Plecoptera mit ein.

Für das Untersuchungsgebiet und die angrenzenden Regionen liegen Rote Listen der im Harz aneinander angrenzenden Bundesländer Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und Thüringen für beide Ordnungen vor (BÖHME et al. 2004, BRETTFELD & JOOST 2001, BRETTFELD & ZIMMERMANN 2001, REUSCH & HAASE 2000). Somit ergibt sich die unbefriedigende Situation, dass in benachbarten Gewässern des gleichen Naturraumes und des gleichen Typs die Gefährdungsbeurteilung einzelner Arten voneinander abweicht und auf Bezugsräume konzipiert ist, die entweder

- das gesamte Thüringer Gebirge und das Thüringer Becken nebst Randlandschaften,
- den Westharz und das Weser-Leine-Bergland oder
- den Ostharz und die Südhälfte von Sachsen-Anhalt umfassen.

Tatsächliche und mögliche Gefährdungsursachen für merolimnische Insekten und ihre Lebensräume werden von WAGNER (1989) benannt. Mit Bezug zum Harz wird dieser Problemkomplex in der regionalen Literatur, in den Fließgewässer-Schutzkonzeptionen und in den den Arten- und Biotenschutzprogrammen der Länder Niedersachsen bzw. Sachsen-Anhalt dargestellt (BELLSTEDT & ZIMMERMANN 1989, BÖHME 1997, DAHL & HULLEN 1989, HEITKAMP 1997, HGN 1998, v. DRACHENFELS 1989, TAPPENBECK & BÖHME 1997). Unbefriedigend ist hierbei, dass zwar etliche Störquellen und Belastungspfade benannt werden, deren lokale und zeitliche Relevanz für einzelne Arten und Taxozönosen aber offen bleibt.

KLOTZEK (1971) diskutierte als Ursache für die von ihm festgestellte Artenarmut einzelner Untersuchungspunkte noch die bauzeitlichen Beeinträchtigungen durch das Bode-Talsperrensystem. Diese sind seit dem Abschluß der Bauarbeiten (Inbetriebnahme TS Wendefurt 1966) nicht mehr relevant. Dafür müssen aber nun die Auswirkungen der Talsperrenbewirtschaftung beachtet werden. Seit dem Erscheinen der KLOTZEK'schen Arbeit traten überdies z. T. erhebliche Veränderungen der Gewässergütesituation auf. Die Belastung der Fließgewässer mit leichtabbaubaren organischen Stoffen ging zurück. Einleitungen von Produktionsrückständen und Sumpfungswässern des Bergbaues reduzierten sich seit 1990 wesentlich, überwiegend durch Aufgabe der bis dahin noch betriebenen Schachtanlagen und Metallverarbeitungsbetriebe des Ostharzes.

Seit 1990 wird verstärkt über Versauerungserscheinungen in Bachoberläufen des östlichen Hochharzes berichtet (GAHSCHKE 1992, KAMMERAD & TAPPENBECK 1995, LANGHEINRICH et al. 2002, STÖCKER 1990). Der Zeitraum des Erscheinens dieser Arbeiten ist jedoch auf die seit 1990 gegebene allgemeine Zugänglichkeit des früheren Grenzgebietes und die seitdem uneingeschränkte Publizität von augenscheinlichen Umweltbelastungen („Waldsterben“) zurückzuführen.

Die Verbreitung und das Wiederbesiedlungspotenzial von Arten und Taxozönosen sollte daher künftig aktuellen und realistischen Be- und Entlastungsszenarien für Gewässer und

Einzugsgebiete gegenübergestellt werden. Ebenso wie ein auf taxonomische Vollständigkeit ausgerichtetes Erfolgsmonitoring setzt diese Vorgehensweise zunächst die Kenntnis der lokalen Referenzzönose auf Artebene voraus.

2.3 Ableitung des Referenzzustandes für die Gewässerbewertung

Der erste Schritt der ökologischen Gewässerbewertung ist die Abstandermittlung zwischen dem am realen, ggf. anthropogen gestörten Gewässer ermittelten Besiedlungsbild und dessen Ausprägung unter natürlichen, ungestörten Verhältnissen („Referenzzustand“). Dies gilt auch für die Gewässerbewertung im Sinne der WRRL (EUROPEAN COMMISSION 2000). Im zweiten Schritt wird das Ergebnis der Abstandsmessung in ein 5-stufiges Bewertungssystem umgesetzt, dessen erste Stufe dem Referenzzustand entspricht („Sehr guter ökologischer Zustand“). Die Wertzuweisung innerhalb der 4 verbleibenden Wertstufen von „gut“ bis „schlecht“ bildet die Einordnung des untersuchten Gewässers in geringerer oder größerer Entfernung zum Referenzzustand ab. Daraus wird ein mehr oder weniger hoher Handlungsbedarf zur Gewässersanierung bzw. -entwicklung abgeleitet. Während dieser zweite Schritt stark von Erwägungen technischer, wirtschaftlicher und sozialer Natur beeinflusst ist, beruhen die Ermittlung des Referenzzustandes und die Abstandsmessung auf naturwissenschaftlich begründeten Hypothesen und Verfahren.

Als Methoden zur Referenzbeschreibung kommen die direkte Erfassung der Bewertungsparameter an der oberliegenden unbeeinflussten Gewässerstrecke (z. B. KOTHÉ 1962) oder an anderen, \pm ungestörten Referenzgewässern des gleichen Gewässertyps (BRAUKMANN 1987, HAASE et al. 2004), die Bildung von Expertenmeinungen unter Nutzung historischer Daten (z. B. DUßLING 2009) sowie die numerische Modellierung (z. B. WRIGHT et al. 1993, SMITH et al. 1999) in Frage. Die Tatsache, dass sich an anthropogen veränderten Gewässersystemen der ungestörte Referenzzustand nicht direkt erheben lässt, zwingt entweder zur Zuweisung eines typbezogenen Referenzbildes oder zur ortsspezifischen Referenzbildung im Ergebnis von Expertenmeinung oder numerischer Modellierung.

2.3.1 Referenzgewässer und biogeographischer Bezug

In besiedelten Regionen sind „echte“ Referenzgewässer, d. h. Gewässer in natürlicher, vollkommen ungestörter Ausprägung, nur noch in ungenügender Zahl oder überhaupt nicht mehr vorhanden. Deshalb bedient man sich zur Referenzbeschreibung auch Felderhebungen aus solchen Gewässern, die den geringstmöglichen Störeinfluss erwarten lassen. Dies ist in Mitteleuropa der Regelfall, denn selbst in den wenigen vermeintlich ursprünglichen Schutzgebieten mit natürlicher Vegetationsdecke wirken anthropogene Störgrößen wie z. B. globale Klimaveränderung oder atmosphärisch verfrachtete Immissionen von Nährstoffen und Säurebildnern. Inwieweit vor dem regionalen Betrachtungshorizont solche Kompromisse als unvermeidlich akzeptiert wurden und werden, zeigen die verschiedenen von JOHNSON (2001) zusammengestellten Definitionen der „reference condition“. In der vorliegenden Arbeit wird REYNOLDSON et al. (1997) gefolgt, die als Referenzbedingung definieren *“... the condition that is representative of a group of minimally disturbed sites organized by selected physical, chemical, and biological characteristic.”*

Der Harz gehört nach der biogeographischen Gliederung von ILLIES (1978) zur Ökoregion Nr. 9 „Zentrales Mittelgebirge“. Diese Region kennzeichnet eine Übergangslage zwischen dem relativ artenarmen, glazial überprägten Zentralen Tiefland (Nr. 14) im Norden und den Alpen (Nr. 4) im Süden. Der zentrale Mittelgebirgsgürtel war in Deutschland durch die Überlagerung mit den Flussgebieten vom Rhein über Weser, Elbe und Oder bis zur Donau einer postglazialen Besiedlung aus unterschiedlichen Refugialräumen zugänglich, so dass die Artenspektren in den einzelnen Mittelgebirgen deutlich differieren. Dazu kommen

erhebliche Unterschiede in der räumlichen Ausdehnung der einzelnen Mittelgebirge und in der Zeitdauer seit Entwicklung besiedlungsfreundlicher Verhältnisse nach dem Abklingen der letzten Stadiale im periglazialen Mitteleuropa. Deshalb kann es weder eine einheitliche Referenzbesiedlung der deutschen Mittelgebirgs-Bachtypen, noch die darauf aufbauende, überall zutreffende typbezogene Referenzbeschreibung geben.

2.3.2 Multimetrische und multivariate Ansätze

Nach der Art der zur Referenzbeschreibung und Abstandsmessung genutzten Parametersätze lassen sich multimetrische und multivariate Ansätze der Gewässerbewertung unterscheiden (REYNOLDSON et al. 1993, BONADA et al. 2006). In Tabelle 3 werden beide Ansätze kurz charakterisiert und aktuelle Anwendungen genannt.

Tabelle 3: Charakterisierung multimetrischer und multivariater Ansätze der Referenzbeschreibung und Gewässerbewertung

	Multimetrischer Ansatz	Multivariater Ansatz
Gegenstand der Referenzbeschreibung	funktionale und strukturelle Indices der Benthoszönose (sog. Metrics ³)	taxonomische Zusammensetzung der Benthoszönose
Geographische Auflösung	gewässertypspezifisch	messstellenspezifisch
Festlegung von Referenzbedingungen	Berechnung der Wertebereiche der Metrics aus den Artenlisten gesammelter Referenzstationen des jeweiligen Gewässertyps	Modellierung der Zusammensetzung der Referenzzönose aus den Artenlisten gesammelter Referenzstationen
Grundlage der Zustandsbewertung für ein beeinträchtigtes Gewässer	Abweichung der Einzel-Metrics der Messstelle vom Referenzbereich für den Gewässertyp, ggf. aggregiert zu einem Gesamtindex	Artenfehlbetrag der Messstelle, ausgedrückt als Verhältnis der Zahl der erwarteten Arten zur Zahl der davon tatsächlich festgestellten Arten (E/O = Expected/Observed, HAWKINS 2006)
Spezifität gegenüber einzelnen anthropogenen Stressoren	Wenige streng stressorspezifische Metrics verfügbar (z. B. für Saprobie, Versauerung)	nicht stressorspezifisch
Sekundär bereitgestellte bzw. verwendbare Information	beispielhafte typspezifische Taxalisten	Aus der modellierten Referenzzönose können Einzelmetrics ohne Abundanzbezug berechnet werden, z. B. BMWP ⁴ , DSFI ⁵ , Zahl sensibler Taxa ⁶ , EPT ⁷ . Entwicklung stressorspezifischer Metrics ist möglich.
Beispiele für die aktuelle Anwendung	D : AQEM/PERLODES (MEIER et al. 2006a, b)	GB : RIVPACS (MOSS et al. 1987, WRIGHT et al. 1993); S: SWEPACS _{SRI} (JOHNSON & SANDIN 2001) ; CZ: PERLA (KOKES et al. 2006), AUS : AUSTRIVAS (SMITH et al. 1999, SIMPSON & NORRIS 2000). USA: BORIS (CANALE 1999)

³ Ökologisch interpretierbare strukturelle oder funktionale Kennzahlen der Lebensgemeinschaft, z. B. Taxazahl der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, Saprobienindex, Abundanzanteil rheobionter Taxa etc.

⁴ Biological Monitoring Working Party, ARMITAGE et al. (1983) für Großbritannien, ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ-ORTEGA (1988) mit modifizierter Taxaliste für Spanien

⁵ Danish Stream Fauna Index, SKRIVER et al. (2001)

⁶ MOOG et al. (1999)

⁷ Taxazahl der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera, RICHARDSON (1928)

Multimetrische Ansätze (z. B. AQEM/PERLODES, MEIER et al. 2006a, b) gehen von einer abiotischen a-priori-Klassifizierung der Referenzgewässer, also von einer abiotischen Gewässertypologie, aus. Jedem Gewässertyp wird direkt ein Satz von ökologisch aussagefähigen funktionalen und/oder strukturellen Metrics zugordnet, deren Ausprägung und Variabilität für Referenzverhältnisse zu quantifizieren sind. Als Referenzzustand eines zu bewertenden Gewässerabschnittes gilt der Referenzzustand des Gewässertyps, dem dieser Abschnitt nach abiotischen Kriterien zugewiesen wird (NIJBOER et al. 2004). Durch die Verwendung aggregierter Metrics wird also die Individualität des Einzelgewässers für die Gewässerbewertung durch die Merkmale des Gewässertyps ersetzt.

Multimetrische Ansätze sind in Bezug auf taxaübergreifende Muster der Habitatnutzung, des Stoff- und Energieflusses sowie auf einige kausal gut fassbare Störgrößen (Sauerstoffversorgung, Säureeinfluss) im aquatischen Ökosystem nützlich. Viele über Metrics beschreibbare funktionale und strukturelle Muster der Biozönose sind allgemeiner Art, d. h. sie treten überregional in vergleichbarer Ausprägung auf (ILLIES & BOTOSANEANU 1963, VANNOTE et al. 1980), können aber in unterschiedlicher taxonomischer Zusammensetzung realisiert sein.

Multivariate Ansätze gehen hingegen von multivariaten Analysen der Biozönosen von Referenzgewässern aus. Unter Nutzung statistischer Modelle wird die taxonomische Zusammensetzung der Referenzbiozönose für den zu bewertenden Gewässerabschnitt aus der lokal zutreffenden Ausprägung eines Satzes abiotischer Parameter vorhergesagt. Damit steht für weiterführende Auswertungen mehr Information zur Verfügung als beim multimetrischen Ansatz. Inwieweit diese notwendig ist und genutzt werden kann, hängt vom Zweck der Bewertung ab.

Auf dem Vergleich zwischen erwartetem (expected, E) und davon tatsächlich beobachtetem Artenspektrum (observed, O) beruht die wasserwirtschaftlich motivierte Gewässerbewertung auf Basis von Modellen des RIVPACS-Typs (MOSS et al. 1987, HAWKINS et al. 2000b, HAWKINS 2006). Als allgemeiner Indikator der biologischen Integrität des nativen Artenspektrums dient dabei das Verhältnis O/E, wobei Werte nahe 1 eine hohe biologische Integrität und Werte $\ll 1$ eine biologische Degradation der aquatischen Lebensgemeinschaft anzeigen.

Mit Sicherheit ist die o.g. Informationsfülle aber auch von Vorteil, wenn unter Naturschutzgesichtspunkten lokale bzw. regionale Artvorkommen, Artenreichtum und Gemeinschaftsstrukturen im Fokus des Interesses stehen (ANGERMEIER & KARR 1994, WRIGHT 2000, LINKE & NORRIS 2003). Voraussetzung für die Bearbeitung derartiger Fragestellungen ist in jedem Falle die Arbeit auf Artebene. Zwar wird aus arbeitsökonomischen Gründen oder in Regionen mit begrenztem faunistisch-ökologischem Kenntnisstand oft auf Gattungs- oder Familienebene ausgewichen oder solchen Vereinfachungen zumindest für die summarische Zustandsbewertung von Gewässern eine nahezu gleichwertige Aussage bestätigt (z. B. BAUMANN 1979, FEMINELLA 2000, MARSHALL et al. 2006)⁸. Die Mehrheit der Autoren (z. B. BAILY et al. 2001, HAWKINS & VINSON 2000; WAITE et al. 2000, LORENZ 2004, LENAT & RESH 2001) präferiert jedoch für vielfältige Fragestellungen die Arbeit auf Artebene, unabhängig davon, ob multimetrische oder multivariate Ansätze verfolgt werden. Analog ist die Situation für die Arbeit mit qualitativen bzw. quantitativen Daten.

Direkte Vergleiche zwischen multimetrischen und multivariaten Ansätzen sind selten. International erwiesen sich multivariate Ansätze im direkten Vergleich jedoch meist als überlegen gegenüber den multimetrischen und wurden zumindest als Ergänzung

⁸ MARSHALL et al. (2006) beziehen sich auf Gewässer eines semiariden Untersuchungsgebietes von Queensland, Australien. Möglicherweise ist diese Sichtweise generell für Extremgewässer zutreffend, wo viele Familien nur mit wenigen bzw. einzelnen besonders angepassten/toleranten Gattungen und/oder Arten vertreten sind.

nachdrücklich empfohlen (REYNOLDSON et al. 1997, DAHL & JOHNSON 2004, DAVY-BOWKER et al. 2006, AROVITA 2009). Gegen multivariate Ansätze wird zuweilen eingewandt, sie seien zu komplex, erforderten zuviel Expertenwissen und seien somit nicht „entscheidertauglich“ – es sei denn, eine die methodische Komplexität verbergende Softwarelösung ist verfügbar (DAHL & JOHNSON 2004). Angesichts der Tatsache, dass im wasserwirtschaftlichen Bereich selbstverständlich der Einsatz hochkomplexer hydraulischer, hydrogeologischer und gütwirtschaftlicher Modelle als Entscheidungsgrundlage akzeptiert und gefordert wird, sind solche Einwände von der Entscheiderseite nicht nachvollziehbar und haben wohl eher einen psychologischen als einen fachlich begründeten Kern. Die Entscheidung für die nationale Umsetzung eines der beiden Ansätze führt aber dazu, dass das alternative Verfahren nicht Gegenstand von öffentlich geförderten FuE-Maßnahmen war und ist, d. h. keine vergleichbar intensive methodische Ausarbeitung des jeweils „abgewählten“ Verfahrens erfolgte (z. B. in Deutschland).

2.3.3 Natürliche verbreitungsbestimmende Umweltfaktoren

Grundlage der Zuordnung von Referenz-Biozönosen zu einzelnen Gewässerabschnitten ist die Kenntnis der lokalen Ausprägung der natürlichen, für das lokale Referenz-Artenspektrum verbreitungsbestimmenden Umweltfaktoren. Zahlreiche ökologische Arbeiten, Gruppenmonographien und regionale Einzelstudien zur Verbreitung der Ephemeroptera und Plecoptera geben Hinweise zur den verbreitungsbestimmenden Umweltfaktoren der Arten (u.a. BURIAN 1997, BEISEL et al. 1998, DOLISY & DOHET 2003, MAVRI et al. 2003, HAYBACH 1998, 2003, HELEŠIĆ 2001, ILLIES 1955, JEZBEROVA 2003, KRNO 2003, MAVRI et al. 2003, MORISI & FENOGLIO 2003, STUDEMANN et al. 1992). Häufig genannt werden (Reihenfolge ist keine Rangfolge):

- (a) Quartäre Besiedlungsgeschichte,
- (b) Geologie der Einzugsgebiete, wirkend über hydrochemische Variablen wie pH, Kalkgehalt etc.,
- (c) Längszonale Gliederung der Fließgewässer, wirkend über hydraulische und Substratparameter, Wassertemperatur und trophische Struktur des Gewässerökosystems,
- (d) Höhenlage und Gebirgscharakter, wirkend über Wassertemperatur, Strahlungsverhältnisse sowie längszonale und morphologische Parametergruppen,
- (e) Morphologische Strukturen wie Riffel und Pools, wirkend über hydraulische und Substratparameter,
- (f) Anthropogene Störgrößen hydrochemischer und struktureller Art, die Einzelparameter aller o.g. Faktorenkomplexe außer (a) und -mit Einschränkungen- (d) verändern können.

Die Strömungs- und Substratpräferenzen wie auch die längszonalen Präferenzbereiche des mitteleuropäischen Artenspektrums liegen sogar systematisch tabelliert vor (MOOG 1995, SCHMEDTJE & COLLING 1996). Insgesamt ist der Kenntnistand der Ökologie und Verbreitung der Ephemeroptera und Plecoptera so gut, dass sowohl die Auswahl geeigneter Faktorenkomplexe als auch die Beurteilung der ökologischen Plausibilität von einzelnen Variablen als Grundlage der Vorhersage von Referenzzönosen möglich ist.

Diese können als hierarchisch gestufter Satz von Filtern aufgefasst werden (FRISSELL et al. 1986, POFF 1997, CHESSMAN & ROYAL 2004). Bei der Ableitung von Referenzbedingungen sind nur solche Faktoren brauchbar, deren natürliche Ausprägung auch für anthropogen veränderte bzw. beeinträchtigte Gewässerstrecken eindeutig feststellbar ist. Dazu gehören z. B. Meereshöhe, Klima, Geologie und Entwässerungsrichtung des Einzugsgebietes,

Talbodengefälle, Quellentfernung usw., aber nicht die rezenten Konzentrationen der Makronährstoffe oder des gelösten Sauerstoffes.

Jeder Umweltfaktor entfaltet seine Filterwirkung stets von einer bestimmten Hierarchieebene der Landschaftsstruktur an abwärts. Die Filterung setzt bei dem Artenpool einer biogeographischen Region ein und führt über Ökoregionen, Einzugsgebiete, geologische Baueinheiten, Längszonen, Talabschnitte, Riffel-Pool-Folgen bis hin zu Einzelstrukturen im Substratmosaik der Gewässersohle. Bei jedem Übergang von einer Hierarchieebene zur nächsten darunterliegenden wird der regionale Artenpool weiter ausgefiltert.

Aus dem oben beschriebenen Aufbau des Filtersystems folgt, dass je nach dem räumlichen Betrachtungsrahmen der einzelnen Untersuchung im Ergebnis methodisch ähnlicher Analyseverfahren voneinander abweichende Umweltfaktoren und Hierarchieebenen als wesentlich für die Herausbildung der vorgefundenen Besiedlungsbilder erkannt werden können. Daher wundert es auch nicht, wenn Ökoregionen, Fließgewässerregionen und ähnlichen Konstrukten sehr unterschiedliche Bedeutung als erklärenden Variablen für die Variation biotischer Befunde zugemessen wird. Dieser Umstand führte um die Jahrtausendwende zu einer Fülle einschlägiger Arbeiten (u.a. CROSA et al. 2002, DOVCIK & PERRY 2002, HAWKINS et al. 2000a, MARCHANT et al. 2000, SANDIN & JOHNSON 2000, VAN SICKLE 2000, WAITE et al. 2000), denn die für die lokale Ausbildung der Biozönose wichtigen bzw. zweckmäßigerweise zu kombinierenden Filterebenen müssen als Voraussetzung für die effektive Referenzbeschreibung sowie für das zweckmäßige Design von Erfassungs- und Monitoringprogrammen erkannt werden. Diese einfach klingende Forderung ist nicht trivial, da häufig die Kovariation anthropogener und natürlicher Gradienten, die Existenz multipler, maßstabsabhängiger Mechanismen sowie nichtlineare Arten-Umwelt-Beziehungen und das Problem der Trennung rezenter von historischen Wirkprozessen die Analyse der lokalen Verhältnisse erschweren (ALLAN 2004).

2.3.4 Modelle zur Bestimmung des Referenzzustandes

Die in Deutschland als Grundlage der multimetrischen Referenzbeschreibung dienende top-down-Typologie unterstellt implizit die Annahme: „ein Gewässertyp = eine Referenzzönose“. In Großbritannien fand WRIGHT (2000) derartige Typzuordnungen als nicht optimal und verwies auf die Modellierung örtlich, d. h. für die einzelne Untersuchungsstelle, zutreffender Referenzbedingungen als gute Alternative.

Derartige Modelle beruhen allgemein auf Referenzmessstellen, die anhand der Ähnlichkeit ihrer Biozönosezusammensetzung mit multivariaten Verfahren gruppiert und mit natürlichen Umweltvariablen korreliert werden (BONADA et al. 2006). Unter Nutzung dieser Variablen errechnen solche Modelle für eine zu beurteilende Messstelle das dort unter Referenzbedingungen zu erwartende Artenspektrum. Auf diesem Prinzip beruht der in Großbritannien verwendete RIVPACS-Ansatz (MOSS et al. 1987, WRIGHT et al. 1993), der u.a. auch in Schweden (SWEPA_{C_{SRI}}, JOHNSON & SANDIN 2001), Australien (AUSTRIVAS, SMITH et al. 1999, SIMPSON & NORRIS 2000), den USA (HAWKINS et al. 2000 b), Indonesien (SUDARYANTI et al. 2001) und Tschechien (PERLA, KOKEŠ et al. 2006) aufgegriffen und weiterentwickelt wurde.

Diesen Verfahren ist ein Klassifizierungsschritt gemeinsam, mit dem die Untersuchungsstellen diskreten Gewässertypen zugeordnet werden. Die Gemeinschaften des Makrozoobenthos variieren jedoch kontinuierlich entlang der wesentlichen ökologischen Gradienten. Deshalb ist es unbefriedigend, Modellvorhersagen zur Artenzusammensetzung auf scharf abgrenzende Klassifizierungen der Gewässertypen und Gemeinschaften zu stützen (CHESSMAN 1999, LINKE et al. 2005). Bei den Modellen vom RIVPACS-Typ wird daher der ursprüngliche Klassifizierungsschritt durch Berechnung der Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit einer Messstelle zu jeder Klasse des Typensystems wieder relativiert.

Alternative, auf den Klassifizierungsschritt verzichtende Modelle wurden z. B. von STOCKWELL & FAITH (1996, „e-Ball“) und LINKE et al. (2005, „ANNA“) vorgeschlagen.

Diese Ansätze bieten zudem gegenüber RIVPACS-Modellen den Vorteil, dass keine Diskriminanzanalysen zum Modellaufbau notwendig sind. Der korrekte Einsatz der Diskriminanzanalyse ist an einige statistische Voraussetzungen gebunden, z. B. kontinuierliche Skalierung der Umweltvariablen, lineare Beziehungen zwischen ihnen sowie Normalverteilung dieser Variablen innerhalb sowie Varianzhomogenität innerhalb und zwischen den einzelnen a-priori-Klassen (ZUUR et al. 2007). Zudem sollte die Anzahl der Objekte in der kleinsten Klasse ein Mehrfaches der Variablenzahl sein (WILLIAMS & TITUS 1988). Diese Voraussetzungen machen die Diskriminanzanalyse nur dann sinnvoll anwendbar, wenn ein systematisches sampling design in Verbindung mit möglichst großen Fallzahlen möglich ist – aufgrund der wenigen noch vorhandenen Referenz- bzw. referenznahen Gewässer im Bearbeitungsgebiet eine unrealistische Forderung. Unter solchen Umständen sind in Analogie zu den nichtparametrischen Verfahren in der klassischen schließenden Statistik Modellansätze zu bevorzugen, die der praktisch erlangbaren Datenstruktur und -qualität entsprechen.

Mittlerweile beschränken sich die verfügbaren Modellanwendungen zur Prognose örtlich zutreffender Referenzbedingungen nicht mehr auf das Makrozoobenthos und die oben beschriebenen Ansätze. Im Zuge des aktuellen Aufschwunges von Verfahren aus dem Bereich des maschinellen Lernens und der künstlichen Intelligenz sind Anwendungen von CBR (Case Based Reasoning), SOM (Self Organising Maps) und MLP (Multi Layer Perceptron) auch für die Klassifikation und Vorhersage von Referenzzönosen für Fische, Makrozoobenthos und Diatomeen entwickelt worden (LEK et al. 2005, OLDEN et al. 2006, GOETHALS et al. 2007).

Unabhängig vom gewählten Modelltyp wird für jede Art i die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens an der untersuchte Messstelle errechnet ($0 \leq p_i \leq 1$). Diese wird anschließend anhand eines für das gesamte Modell, d. h. für alle Arten, einheitlich festgelegten Schwellenwertes für p_i in eine binäre Entscheidung über An- bzw.- Abwesenheit der Art überführt. Dieser gewählte Schwellenwert p_{cut} muss somit für das gesamte modellierte Artenspektrum optimiert werden (SIMPSON & NORRIS 2000, OSTERMILLER & HAWKINS 2004), was zwangsläufig zu suboptimalen Ergebnissen bei der Betrachtung von Einzelarten und insbesondere bei den selteneren Arten führt.

Parallel zu diesen Aktivitäten werden in der terrestrischen Ökologie seit längerem verstärkt Habitatmodelle entwickelt und angewendet. Ziel ist hierbei meist die Quantifizierung der Lebensraumeignung einzelner Habitate bzw. Landschaftsausschnitte für eine bestimmte Tier- oder Pflanzenart. Diesen Modellen liegt ebenfalls eine Vielzahl mathematischer Ansätze von logistischer Regression bis hin zu Verfahren der künstlichen Intelligenz zugrunde (SCHRÖDER & REINEKING 2004a). Im Gegensatz zur Referenzmodellierung im aquatischen Bereich wird hier meist GIS-basiert mit explizit räumlichen Modellen und nach dem Prinzip „ein Modell – eine Art“ gearbeitet (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Auch hier muss die vom Modell errechnete Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art ($0 \leq p_i \leq 1$) anhand eines Schwellenwertes in eine binäre Entscheidung überführt werden, wobei aber eben nur das Optimum für die korrekte Prognose dieser einen Art zu finden ist. Die im terrestrischen Bereich weit fortgeschrittene methodische Auseinandersetzung mit den Gütemaßen für Modellprognosen und mit der Modellvalidierung (REINEKING & SCHRÖDER 2004, SCHRÖDER & REINEKING 2004b) bietet daher Ansatzpunkte für die Verbesserung der im aquatischen Bereich verfügbaren Modellansätze.

Fast allen der oben genannten Ansätze aus dem Umfeld der Gewässerbewertung ist gemeinsam, dass es sich um Biozönosemodelle handelt, bei denen mit einem Modell parallel etliche Arten prognostiziert werden. Die Zusammenführung von Prognosen einer entsprechenden Anzahl von Einzelart-Modellen wird weitaus seltener praktiziert (z. B. DI

DATO, MANCINI et al. 2005, DI DATO, RIMET et al. 2005, OLDEN et al. 2006). Im direkten Vergleich dieser beiden Strategien schneiden die Einzel-Art-Modelle etwas besser oder zumindest nicht signifikant schlechter ab als Biozönosemodelle (DI DATO, MANCINI et al. 2005 für Makrozoobenthos, DI DATO, RIMET et al. 2005 für Diatomeen). Während bei Einzelart-Modellen für jede Art eine eigene optimale Modellstruktur entwickelt wird, müssen in Biozönosemodellen alle Arten mit einer Modellstruktur vorhergesagt werden. Allerdings nutzen die Biozönosemodelle implizit auch Information über die Interaktion von Arten, die in Ein-Art-Modellen nicht verfügbar ist (SCARDI et al. 2006, OLDEN et al. 2006). Dieser Umstand scheint die Vorteile der optimalen Modellauswahl beim Ein-Art-Modell wenigstens teilweise zu kompensieren.

Zur Prognose von kompletten Referenz-Biozönosen beim Makrozoobenthos wäre die Aufstellung, Kalibrierung und Validierung einer großen Zahl von Einzelmodellen erforderlich. So sind allein aus dem intensiv untersuchten Breitenbach bei Schlitz (silikatischer feinmaterialreicher Mittelgebirgsbach, Epirhithral) bereits > 670 Taxa aquatischer Wirbelloser bekannt, die zum Makrozoobenthos gehören (nach Daten von ZWICK in ALLAN & FLECKER 1993). Aufbau und Laufendhaltung einer entsprechenden Zahl von Einzelmodellen ist in der wasserwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Praxis aus arbeitsökonomischer Sicht unrealistisch.

Insgesamt ist also ein breites Instrumentarium zur Modellierung von Referenzzönosen für die Gewässerbewertung verfügbar, aus dem geeignete Ansätze ausgewählt und angepasst werden können. Als Auswahlkriterien sind ökologische und mathematische Aspekte wie auch die Nachvollziehbarkeit und Akzeptanz durch potenzielle Anwender zu bedenken. Innovationspotenzial besteht in der Ergänzung von Referenzbiozönose-Modellen für die Gewässerbewertung („ein Modell – viele Arten“) um eine artbezogene Schwellenwertoptimierung unter Nutzung der im terrestrischen Bereich für Ein-Arten-Modelle entwickelten Lösungen.

3 Zielstellung der Arbeit

Aus den im ersten Kapitel beschriebenen Lücken und Grenzen des aktuellen Kenntnisstandes ergeben sich folgende, aufeinander aufbauende Ziele der vorliegenden Arbeit:

- (1) Analyse der im Harz vorkommenden Taxozönosen der Ephemeroptera und Plecoptera naturnaher Fließgewässer sowie Ermittlung ihrer diagnostisch relevanten Charakterarten,
- (2) Überprüfung vorliegender Typologiekonzepte und landschaftsökologischer Klassifikationsansätze in Bezug auf ihre Überlagerung mit biozönotischen Strukturen,
- (3) Ermittlung der im regionalen Maßstab des Harzes für die Beschreibung biozönotischer Referenzbedingungen geeigneten Umweltfaktoren unter Einbeziehung von Elementen der mesoskaligen Landschaftsgliederung,
- (4) Klärung der Stellung von Arten bzw. Taxozönosen im Geflecht der erkannten Umweltgradienten,
- (5) Beispielhafte Ableitung praktisch handhabbarer Modelle zur Bestimmung des gewässerspezifischen Referenzzustandes mit höherer geographischer und taxonomischer Auflösung als bisher für primär wasserwirtschaftliche Zwecke üblich.

Mit Ziel (1) werden die Grundlagen für die Betrachtungen auf Ebene der Arten gelegt. Die Art ist durch ihre Anwesenheit oder ihr Fehlen der primäre Träger von Information über die wirkenden Umweltqualitäten. Für die gewässerökologisch üblichen funktionalen oder biozonotischen Indices (z. B. Rheoindex nach BANNING 1998, Säurestatus nach BRAUKMANN 2000 und BRAUKMANN & BISS 2004, Saprobienindex nach ROLAUFFS et al. 2003, RETI nach SCHWEDER 1992, Deutscher Faunaindex nach LORENZ et al. 2004) können gleiche numerische Werte auch durch taxonomisch unterschiedlich zusammengesetzte Benthoszönosen erreicht werden. Die Ziele (2) und (3) sind geeignet, Basisdaten zur Umsetzung der Vorgaben der WRRL im Untersuchungsgebiet beizusteuern; insbesondere für die sowohl in der wasserwirtschaftlichen als auch in der naturschutzfachlichen Planungspraxis üblichen Bewertungen, die auf Abstandsmessung zwischen natürlichen bzw. Soll-Zuständen und dem realen Zustand des betrachteten Gewässers beruhen. Ökologische Aspekte sind vor allem bei Ziel (4) relevant. Ausgehend von der ökologischen Hierarchietheorie wird mit multivariaten Methoden das Geflecht von landschaftsökologisch relevanten räumlichen Gliederungsebenen, auf der jeweiligen Ebene wirkenden Variablen und Differenzierung bzw. räumlicher Verteilung der EP-Taxozönosen für die praktische Anwendung (Ziel 5) handhabbar gemacht. Sowohl die zur Anwendung in (5) genutzten Verfahren an sich als auch die durch vergleichende Modellbewertung gewonnenen methodischen Einsichten sollen auf ähnliche Anwendungsprobleme und andere Regionen übertragbar sein.

In methodologischer Sicht ist die Arbeit zunächst als bottom-up-Überprüfung von top-down-Klassifikationen angelegt. Dabei wird untersucht, ob und mit welchem praxistauglichen Deskriptorensatz die Abgrenzung biozönotisch relevanter Fließgewässertypen regional verbessert werden kann. Weiterhin wird betrachtet, welche Deskriptoren aus unterschiedlichen Maßstabsebenen zur Charakterisierung der für die Testgruppen relevanten Umweltgradienten geeignet sind. Diese Erkenntnisse werden zum Aufbau multivariater Prognosemodelle zur Vorhersage natürlicher Referenzbiozönosen genutzt. Die prognostische Qualität dieser Modelle wird anhand statistischer Gütemaße detailliert untersucht. Damit kann die praktische Anwendbarkeit der Modellansätze und deren methodische Übertragbarkeit auf andere Regionen und Taxa beurteilt werden.

4 Material und Methoden

4.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

4.1.1 Geographische Abgrenzung

Im Rahmen dieser Arbeit wird als „Harz“ das eigentliche, aus dem umgebenden Hügelland visuell erkennbar aufragende Gebirgsmassiv einschließlich der hierin eingeschnittenen Täler bezeichnet. Das in der Arbeit betrachtete Gebiet umfaßt den gesamten, zu den Bundesländern Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und Thüringen gehörenden Harz, das am weitesten nach Norden zum Rand der Norddeutsche Tiefebene vorgeschobene und gleichzeitig isolierteste deutsche Mittelgebirge (Abbildung 1 auf der nächsten Seite). Als engeres Untersuchungsgebiet wurde der sachsen-anhaltinische und thüringische Harzanteil mit den Landschaftseinheiten Oberharz, Hochharz, Unterharz und Östliche Harzabdachung ausgewählt (Karte 1 im Anhang A).



Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes

Kartengrundlage: Orohydrographische Karte der Bundesrepublik Deutschland 1: 2 500 000 (verkleinert), © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt/Main.

Die Abgrenzung dieser Landschaftseinheiten folgt MEINEKE (1990). Dieser zieht die „naturräumlichen Haupteinheiten“ nach HÖVERMANN (1957) bzw. SPÖNEMANN (1970) heran und grenzt die östliche Harzabdachung nach MEYNEN et al. (1959) ab. Die vom engeren Untersuchungsgebiet abgedeckten Teile der genannten Landschaftseinheiten repräsentieren alle wesentlichen im Harz vorhandenen Landschaftsstrukturen. Nicht zuletzt spielte die schnelle Erreichbarkeit aller Gebietsteile durch den Verfasser eine Rolle bei der Gebietsauswahl.

4.1.2 Relief und Morphologie

Der Harz ist heute ein in SO-NW-Richtung gestrecktes Horstgebirge mit steilaufgehendem Nordrand und flacher auslaufender Süd- und Südostabdachung (siehe Karte 1 im Anhang A). Die auffallendsten Reliefformen sind Hochflächen, Randstufen (außer im SO) und tiefeingeschnittene Flusstäler (zum Randabfall hin verstärkt). Einebnungs- bzw. Terrassenflächen bilden die einzelnen „Stockwerke“ des Harzes. Insgesamt lassen sich vom Brockengipfel (1 142 m) bis zum geologischen Harzrand (< 200 m) 9 derartige morphologische Niveaus ausgrenzen. Sie bezeugen die mehrfache phasenhafte Heraushebung des Gebirges. Die mitteltertiäre Haupttrumpffläche in einem Höhenniveau um 500-600 m nimmt die größte Fläche ein und spiegelt damit eine relativ lange Ruhepause der Orogenese wider. Nach Osten schließen sich flächig ausgedehnt die Niveaustufen der oberen, mittleren und unteren Randterrasse an (Bode-, Selke- und Einehochfläche), die den Höhenbereich zwischen 600 und 270 m abdecken (HÖVERMANN in GELLERT 1958).

Die großen Harztäler sind im allgemeinen jungtertiär angelegte Bildungen. Eine morphologische Überprägung erfuhren sie während des pleistozänen Glazial-Interglazial-Wechsels. Pleistozänen Ursprungs sind die Talformen kleinerer Gewässer der Hochflächen und des Gebirgsrandes. Generell treten bei den Harztälern die nachfolgend beschriebenen morphologisch-genetischen Ausprägungen auf (Nomenklatur und Beschreibung in Anlehnung an BRIEM 2003, MANGELSDORF ET AL. 1990, NEEF 1956). Die Auswahl und Definition der Talformen wird hier ausschließlich unter dem Gesichtspunkt der Voraussetzungen für die Bettbildung des Gewässers getroffen.

Kerbtäler sind durch ihre abgeschrägten Steilhänge und den nahezu auf die Gewässerbreite beschränkten Talboden gekennzeichnet. Nur lokal treten Auen-Rohböden wie Rambla auf. Häufig ist Tiefenerosion zu beobachten. Bettbildend sind das anstehende Festgestein und die größten Fraktionen seiner Erosionsprodukte. Seitlich anfallendes Hangabtragungsmaterial wird relativ rasch abtransportiert (Beispiele: Bodetal zwischen Treseburg und Thale, Ilsetal oberhalb Ilsenburg, zahlreiche in die Flanken der großen Harztäler eingeschnittene Bachtälchen).

In den **Kerbsohlentälern** ist die Hohlform im Festgestein mit mächtigen fluvialen Ablagerungen aufgefüllt. Der Talboden ist daher deutlich als ebene Bildung von bis zu 300 m Breite gegen die unterschiedlich steilen Hänge abgesetzt. Charakteristisch ist die bereits flächenhafte Auenbildung mit echten Auenböden wie Vega oder Vega-Gley. Es überwiegt die Seitenerosion im Rahmen der Bettbildung in den eigenen Alluvionen des Gewässers (Beispiele: Selketal zwischen Selkemühle und Meisdorf, Tal der Warmen Bode zwischen Tanne und Königshütte).

Ist ein muldenförmiger Talboden in ein konvexes Gesamtprofil des Tales eingebunden, so handelt es sich um ein **Muldental**. Die oberen Hangteile weichen flachgeneigt in konkaver Form zurück. Das Gewässer konnte das lateral anfallende Erosionsmaterial nicht abführen. Die Gewässerbett- und Bodenbildung erfolgt in +/- lehmig/tonigen Kolluvien und skelettreichem Hangschutt, den harztypischen periglazialen Deckschichten (Beispiel: Luppbodetal oberhalb Allrode, zahlreiche Bachtälchen der Unterharz-Rumpfflächen).

Diese Grundformen können im Talverlauf auch abschnittsweise ineinander übergehen (Beispiel: Luppbodetal) oder durch menschliche Aktivitäten überprägt sein (Beispiel: Einengung des mittleren Behretales durch Bahn- und Straßendämme, aus einem Kerbsohlental wird hierdurch eine scheinbar kerbtalartige Morphologie).

Aus der Karte von BRIEM (2003) kann für die Harzgewässer im Längsschnitt eine typische Abfolge verallgemeinert werden:

- Muldental in Hochflächenlage,
- Kerbtal an den Hochflächen- und Talrändern,
- Kerbsohlental der größeren, bereits vorpleistozän entlang alter Störungen angelegten Flussläufe.

Die Ausbildung von Muldentälern ist dabei an verebnete Hochflächen, flachgeneigte Hänge und Sattel gebunden. Somit treten sie im westlichen Harz mit deutlich geringerer Dichte auf als im Ostharz.

4.1.3 Geologische Struktur

Die sehr heterogene geologische Struktur des Harzes ist auf eine komplizierte Entstehungsgeschichte zurückzuführen. Das Grundgebirge besteht aus Gesteinen des Ordoviziums bis Unteren Perms. Vor 345-260 Mio. Jahren wurden die mächtigen altpaläozoischen Sedimente gefaltet, um anschließend zum Variszischen Gebirge aufzusteigen. Dieses Gebirgsmassiv wurde weitgehend abgetragen und verebnet. Es sank schließlich wieder unter den Meeres-

spiegel, so daß sich im Perm bzw. Zechstein erneut mächtige Sedimentschichten ablageren konnten. Im anschließenden Jura und in der Kreidezeit hob sich der Harz um einige hundert Meter hinaus. Auch nach dieser Hebung erfolgte wiederum eine vollständige Abtragung und Verebnung. Über die so zu Beginn des Tertiärs entstandene Hochfläche ragten bereits die Urgesteinsmassive von Brocken und Ramberg (Granite) bzw. Auerberg (Porphyre) als „Härtlinge“ hinaus. Die erneute Hebung des Gesamtkomplexes der Harzscholle um mehrere hundert Meter im Tertiär formte im wesentlichen das noch heute bestehende Mittelgebirge (WAGENBRETH & STEINER 1982, HOHL 1981).

Während in der Elsterkaltzeit (vor 600 000 bis 150 000 Jahren) wurde der Unterharz vom Inlandeis überfahren. Die maximalen Vorstöße des Eises werden durch die Feuersteinlinie zwischen Stecklenberg, Siptenfelde, Schwenda und Nordhausen markiert. In der späteren Saalekaltzeit (vor ca. 30 000 Jahren) wurde der Nordharzrand ebenfalls vom Inlandeis erreicht, ohne daß es jedoch zur erneuten Überfahrung des Gebirges kam. Lediglich auf der östlichen Abdachung des Unterharzes schoben sich Gletscherzungen in südöstlicher Richtung bis zur Linie Wieserode-Horbeck-Piskaborn-Annarode-Emseloh vor (GLA 1998). Zwischen diesen beiden Eiszeiten ist evtl. eine letzte wesentliche Hebung des Harzes zu vermuten (WAGENBRETH & STEINER 1982).

Von dem von Norden heranrückenden Inlandeis unabhängige saale- und weichselzeitliche Gletscherbildungen im Harz belegen POSER & HÖVERMANN (1951) und DUPHORN (1968). Nach Untersuchungen von HÖVERMANN (1973/74, 1978) waren während der saalezeitlichen Hauptvereisung bis zu 900 km² des Harzes vergletschert, während die beiden weichselzeitlichen Vereisungen noch ca. 70 km² bzw. 36 km² abdeckten. Im Ober- und Hochharz lagen damit Kerngebiete von Deckgletschern, deren Zungen z. B. über Oder- und Eckertal das kolline Harzvorland erreichten.

Aus dem bisherigen Wechsel von Hebung, Abtragung und Sedimentation auf dem variszisch gefalteten Grundgebirge ergibt sich im Quer- und Längsschnitt des Gebirges eine hohe geologische Vielfalt auf begrenztem Raum. Charakteristisch für die horizontale Schichtung ist das unmittelbare Aufeinanderfolgen von paläozoischen Formationen (Grauwacken, Quarzite, Kiesel- und Tonschiefer usw.) oder durchragenden Urgesteinsmassiven (Granite und Gneise, lokal Diabase und Porphyre) und pleistozänen bzw. holozänen Sedimenten und Verwitterungsdecken. Dazwischen klafft im Harz abtragungsbedingt eine Schichtlücke. Diese umfaßt alle Bildungen vom Zechstein bis einschließlich Oberkreide, die nur am Gebirgsrand nachweisbar sind.

4.1.4 Böden

Im Bodenmosaik des Harzes dominieren Sauerbraunerden und Fahlerden (Lessivés). Daneben treten in nennenswerten Flächenanteilen auch Braunpodsole, Parabraunerden und typische Braunerden auf. Podsole sind auf nährstoffarme Gesteine mit feinerdearmen Decken beschränkt. In den Fluss- und Bachtälern finden sich Auen- und hydromorphe Böden. Dabei reicht das Spektrum der Auenböden von Rambla über Vega bis zu Vegagleyen, wobei die Substrate stets durch einen mittleren bis sehr hohen Skelettanteil gekennzeichnet sind. Alle anderen Böden haben nur lokale Bedeutung (SCHRÖDER & FIEDLER 1979, GLA 1997).

Das Auftreten von Sauerbraunerden und Braunpodsohlen ist von der gesteins- und reliefbestimmten periglazialen Deckschichtausbildung abhängig. Fahlerden sind in Abhängigkeit von der Bergglössverbreitung und der bodengeschichtlichen Entwicklung verteilt. Die Podsolierungstendenz steigt mit zunehmender Höhe (= zunehmende Humidität) und ist an ärmere, saure Gesteine mit Härtlings-Charakter gebunden. Diese Härtlingsmassive wiederum begünstigen die Podsolierungstendenz auch durch ihre geomorphologischen Besonderheiten (geringmächtige Deckenausbildung, fehlende Zwischendecke, Feinerdearmut, Exposition in Kuppenlage: Schuttdeckentyp nach ALTERMANN 1990) (SCHRÖDER & FIEDLER 1979).

Auf den Hochflächen und in den Talmulden des östlichen Harzes sind starke, dreigliedrige Lockergesteinsdecken verbreitet, deren Mächtigkeit oft 2 m erreicht oder überschreitet. Der Gebirgslöss kommt hier als Mitteldecke und/oder als Löss-Fließerde in der Zwischendecke vor (Gebirgslöss-Basisdeckentyp, ALTERMANN 1990). Lösseinfluss ist auf den Hochlagen des Unterharzes flächenhaft nachgewiesen. Der Feinbodenanteil in den Deckschichten nimmt von Westen nach Osten zu und geht auf der östlichen Harzabdachung in reine Lössdecken über (FRÜHAUF 1986, 1991). Tonanreicherungen in den unteren Positionen sind in Verbindung mit Stauvergleyung charakteristisch (FRÜHAUF 1985). Typisch für die Ostharzhochfläche, vor allem in Talmulden des Selkegebietes, sind steifplastische, kompakte Graulehmrelikte und -derivate, welche die eigentlichen periglazialen Decken unterlagern (MÜCKE 1966, DOBLER 1999).

Insgesamt stellen die Substratverhältnisse (Deckenausbildung, Grundgestein) den am stärksten bodenprägenden Faktorenkomplex. Klima (Niederschläge), Exposition, Waldgeschichte und Vegetation spielen in der Regel eine modifizierende Rolle, gewinnen allerdings im Brockengebiet, im westlichen Teil des Hoch- und angrenzenden Teilen des Oberharzes an Bedeutung. Hier begann zum Ende der Jüngeren Tundrenzeit (Dryas II, 8 500 Jahre v.Ch.) die Versumpfung flachgeneigter, niederschlagsexponierter Mulden im Bereich von Sattel-, Hang- und Kammlagen. Somit entstanden über Mineralböden zunächst Niedermoor- und später mächtigere Hochmoorhorizonte. Die Mooregebiete konzentrieren sich auf Höhen von 700 – 1 100 m. Sie umfassen heute 600 ha +/- offene Hochmoorfläche und 1 000 ha moorige Fichtenwälder (BEUG ET AL. 1999).

4.1.5 Klima

Der Harz liegt im Übergangsbereich zwischen subatlantischem und subkontinentalem Klima. Das aus der Norddeutschen Tiefebene herausgehobene Gebirge ist überwiegend maritim geprägten West- und Südwestwetterlagen ausgesetzt, für die es als Hindernis wirkt. Der Brocken ist daher eines der regenreichsten Gebiete Deutschlands. Gleichzeitig existiert östlich und südöstlich des Hochharzes ein Regenschattengebiet, das seine extremste Ausbildung im östlichen Harzvorland erfährt („Mitteldeutsches Trockengebiet“). Diese Luv- und Lee-Effekte führen zu charakteristischen Gradienten wesentlicher Klimaparameter. Die sehr heterogene Strahlungsexposition, die jeweils erreichten Meereshöhen und die jahreszeitlich wechselnde Lage im Übergangsbereich ozeanisch bzw. kontinental geprägter Luftmassen modifizieren jedoch die lokalen klimatischen Verhältnisse im Harz wesentlich (GLÄSSER 1994, GRAU 1997, HERDAM 1993). So sind im Harz sämtliche klimatischen Besonderheiten eines exponierten Gebirgskörpers zu beobachten: Temperaturabnahme und Zunahme der Niederschlagsmenge mit der Meereshöhe, Fönerscheinungen am Gebirgsnordrand, Talwindsysteme und zeitweilige Temperaturinversionen. Das Relief überprägt vielerorts die allgemeinen höhenabhängigen Effekte durch veränderte Strahlungsexposition. Diese Veränderung kommt durch Horizontverschattung in den stärker eingeschnittenen Tälern und durch zeitweilige Strahlungsbegünstigung der Hochflächen zustande (GLÄSSER 1994). Die wichtigsten klimatischen Parameter des Untersuchungsgebietes sind als Ost-West-Profil und Nord-Süd-Profil in Tabelle 4 zusammengestellt.

Tabelle 4: Ausgewählte Klimaparameter des Harzes

West-Ost-Profil Station [m ü. HN]	mittlere Lufttemperatur [°C]			Niederschlagshöhe Summe der Monatmittel [mm]		
	Januar	Juli	Jahr [°C]	Sommer- Halbjahr IV-IX	Winter- Halbjahr X-III	Jahr [mm]
Seesen (200)	-0,3	15,0	8,0	471	366	837
Hahnekle (566)	-2,0	14,4	6,3	627	628	1255
Brocken (1142)	-4,4	10,2	2,8	740	869	1609
Stiege (495)	-2,3	14,8	6,1	391	375	766
Harzgerode (399)	-1,8	15,5	6,8	349	287	636
Eisleben (171)	-0,7	17,2	8,3	303	213	516
Nord-Süd-Profil Station [m ü. HN]	mittlere Lufttemperatur [°C]			Niederschlagshöhe Summe der Monatmittel [mm]		
	Januar	Juli	Januar	Juli	Januar	Juli
Wernigerode (235)	0,1	16,9	8,3	352	258	610
Brocken (1142)	-4,4	10,2	2,8	740	869	1609
Braunlage (607)	-2,4	14,1	5,8	594	640	1234
Benneckenstein (544)	-2,2	14,9	6,2	473	510	983
Sülzhain (314)	-1,8	15,7	6,9	442	448	890
Sundhausen (175)	-0,7	17,1	8,2	336	238	574

Beobachtungszeitraum 1951-80, Daten aus Glässer (1994)

4.1.6 Hydrologie

Der Harz entwässert in die Flussgebiete der Weser und der Elbe. Der gesamte westliche Harz bis einschließlich Ecker/Ilse (ca. 35% des Gesamtgebietes) ist über die Leine bzw. über das Oker/Aller-System an die Weser angeschlossen. Östlich der Linie Wernigerode-Braunlage-Bad Sachsa entwässert die Mehrzahl der Harzgewässer über die Bode und ihre Zuflüsse (u.a. Holtemme, Goldbach, Selke) in die Saale und damit zur Elbe. Von der östlichen Harzabdachung kommend fließt die Wipper nach Aufnahme von Leine(N)⁹ und Eine direkt der Saale zu, während der südöstliche Harzrand mit Zorge, Behre, Thyra, Leine(S) und Gonna über Helme und Unstrut in die Saale entwässert. Karte 2 im Anhang A gibt eine Übersicht der hydrologischen Gebietsgliederung.

Die durchschnittliche Gewässernetzdichte liegt in den Klassen $> 1,0 \dots \leq 1,5 \text{ km/km}^2$ und $> 1,5 \dots \leq 2,0 \text{ km/km}^2$ (KERN et al. in BMUNR 2000) bzw. $> 0,8 \dots \leq 1,6 \text{ km/km}^3$ (GRIß & SPENGLER 1981) und damit deutlich über der Gewässernetzdichte des Umlandes. Die höchsten Dichten sind im Bereich der moorgeprägten Sattel und Hochflächen des Hochharzes zu finden.

Die mittleren Jahres-Abflusshöhen betragen am östlichen Harzrand um 150 mm/a, steigen auf der Bode- und Haupttrumpffläche auf 300-400 mm/a an und erreichen im Brockengebiet bis 1 200 mm/a. Nach Westen fallen die Abflusshöhen wieder über 800-900 mm/a im

⁹ Es existieren zwei Gewässer dieses Namens im nördlichen und südlichen Teil des Ostharzes, die zur Unterscheidung mit (N) bzw. (S) gekennzeichnet werden.

Söseeinzugsgebiet bis zu ca. 400 mm/a am westlichen Harzrand ab (LIEBSCHER & SCHUHMACHER 1979). Die Verteilung der Abflussmengen innerhalb des Jahres folgt im wesentlichen der Verteilung der Jahresniederschlagsmenge (SIEBERT & VIEHOFF in MATSCHULLAT et al. 1994). Das mittlere Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlag verschiebt sich von 110% am Harzrand zu 90% im Hochharz (SCHIRMER 1979). Damit ist im Zentrum des Gebietes eine größere Zwischenspeicherung von Wasser in der Schneedecke verbunden, die im Zusammenwirken mit dem atlantisch getönten Gesamtcharakter des Gebirges ein pluvio-nivales Mischregime der Abflussverteilung mit Maxima im November/Dezember und März/April bedingt (BAUER et al. 1981).

Die Abflusssdynamik der einzelnen Teileinzugsgebiete wird deutlich durch die lokale Ausprägung von Haupt-, Zwischen- und Basisdecken modifiziert. Diese bedingen aufgrund ihrer z. T. hohen Mächtigkeit im Mittelharz und auf den Hochflächen einen verzögerten hypodermischen Abfluss des Niederschlagswassers. In den exponierten Lagen des Hoch- und Oberharzes, am Abfall des Nordharzrandes und an den stärker geneigten Rand- und Hanglagen der große Harztäler sind diese Decken nur geringmächtig ausgebildet. Meist fehlen hier Basis- und Zwischendecken. Diese Verkleinerung des hypodermischen Speicherraumes vergrößert die Spanne zwischen mittlerem Niedrig- und Hochwasserabfluss ganz wesentlich und führt nach Niederschlägen zu kurzen, steilen Anstiegen der Durchflüsse (SIEBERT & VIEHOFF in MATSCHULLAT et al. 1994).

In den größeren Gewässern erfahren Mittelwerte und Extrema des Abflusses eine deutliche Beeinflussung durch die Harztalsperren. Beispielsweise wurden und werden die kleinsten Monats-MQ der natürlichen Zuflüsse durch die Abgabesteuerung des Bodewerkes an der TS Wendefurt um 100% aufgehöhht. Bei 9 betrachteten größeren Hochwässern zwischen 1965 und 1995 betrug die maximale TS-Abgabe lediglich zwischen 45% und 75% der Summe der Zulaufscheitel (TSM-LSA 1994, LAU 1995). Die Hochwasser-Scheiteldurchflüsse mit statistischen Wiederkehrintervallen > 5 Jahre werden für die naturnahe Kerbtalstrecke der Bode unterhalb Treseburg (NSG) im Schnitt auf 40% reduziert (HGN 1996). Über längere Zeiträume wird in den talsperrenbeeinflussten Strecken damit auch der Variationskoeffizient C_v^{10} der mittleren jährlichen Abflüsse (MQ) gedämpft, der unter natürlichen Verhältnissen im südlichen und zentralen Bereich des Harzes im Intervall $> 0,2 \dots \leq 0,3$ liegt und zum Harz-Nordrand auf $> 0,3 \dots \leq 0,4$ ansteigt (KELLER 1979).

4.1.7 Hydrogeochemische Verhältnisse

In weiten Teilen des Harzes ist eine große Varianz und engräumige Verzahnung der Gesteinseinheiten gegeben. Die Verwitterungsraten, die Alkali- und Erdalkaligehalte und damit die Säureneutralisationskapazität der einzelnen lithologischen Einheiten differieren stark. Die Gehalte von CaO und MgO in typischen Harzgesteinen nehmen in der Reihenfolge Diabas > Tonschiefer, Grauwacke > Quarzit > Kieselschiefer > Gneis > Granit deutlich ab (BÖTTCHER et al. 1992, ROOSTAI 1987).

Dies verdeutlicht beispielhaft die aus Kationen/Anionen-Bilanzen errechnete mittlere Alkalinität von lithologisch jeweils einheitlich geprägten Fließgewässern kleiner Einzugsgebiete des Söse-Gebietes im Westharz und aus dem Brockengebiet des Hochharzes (Tabelle 5).

¹⁰ Maß für die Intensität der über Jahre auftretenden Durchflussschwankungen: $C_v = \sigma_{MQ}/MQ$

Tabelle 5: Mittlere Alkalinität von Fließgewässern des Harzes

Überwiegendes Gestein im Einzugsgebiet	ALK [μmol/l]
Granit	-144
Quarzit	-80
Kieselschiefer	153
Grauwacke	219
Wechselagerung Grauwacke/ Tonschiefer	252
Tonschiefer	345
Spillite (Diabas)	758
ALK = $[Na^+] + [K^+] + 2[Ca^{2+}] + 2[Mg^{2+}] - [Cl] - 2[SO_4^{2-}] - [NO_3]$	

Daten nach HEINRICHS et al. in MATSCHULLAT et al. (1994, Quarzit bis Spillite) sowie STAU Magdeburg in BRIEST & HARTMANN (1994, Granit)

Besonders basenarme und wenig gepufferte Einzugsgebiete liegen im Granit und Quarzit. Selbstverständlich sind auch die aus den Mooren des Hoch- und Oberharzes ablaufenden Wässer durchweg sauer und wenig gepuffert. Etwas basenreicher und besser gepuffert, aber meist immer noch relativ elektrolytarm sind die häufig vorkommenden gemischten Einzugsgebiete mit Grauwacken, Kiesel- und Tonschiefern und punktuell eingestreuten Diabasen.

Bachoberläufe in den flachen Muldentälern der Ostharzhochflächen sind deutlich elektrolytreicher und wesentlich besser gepuffert als solche des Ober- und Hochharzes. Dies ist auf die mächtigeren periglazialen Deckschichten unter Beteiligung der Erosionsprodukte von Grauwacken und Schiefern sowie von Berglöss zurückzuführen. Diese Deckschichten sind relativ tonreich (ALTERMANN 1990). Sie verfügen daher durch große Anteile der Feinstkornfraktionen < 50 μm über eine entsprechend hohe Kationenaustauscherkapazität (MALCOLM & KENNEDY 1970). Die in den Ausgangsgesteinen vorhandenen Minerale Pyroxen, Plagioklas, Labrador und Chlorit setzen bei intensiver Silikatverwitterung Ca, Mg, K und Na frei, womit die Alkalinität der Bodenlösung ein relativ hohes Niveau erreichen kann (HEINRICHS et al. in MATSCHULLAT et al. 1994). Daneben sind im Unterharz und auf der östlichen Harzabdachung bereits auch Stoffeinträge durch die Landwirtschaft möglich (zur Verteilung der Flächennutzungen siehe Abschnitt 4.1.8).

Eine deutlich erhöhte Leitfähigkeit ist ebenso bei Bächen zu erwarten, die Einzugsgebiete im Bereich der Mansfelder Schichten (Oberkarbon, Siles) am östlichen Harzrand entwässern. Diese geologische Formation besteht aus roten Quarzitkonglomeraten, Kaolinsandsteinen sowie Ton- und Schluffsteinen mit Karbonatknuern. In diesen Gesteinen liegen oft Kombinationen von hohem Feinkornanteil der Ausgangssedimente mit wenig widerstandsfähigen Ton-, Mergel- und FeOOH-Kontaktzementen vor (FUCHS & KLENGEL 1977). Sie verwittern sehr schnell und bildeten unter periglazialen Bedingungen mächtige Rutschmassen. Ähnliche Effekte sind in Nordhessen und Baden-Württemberg in Keuper-Einzugsgebieten zu beobachten (HAASE 1999, BRAUKMANN 2000). Erhöhte Leitfähigkeit und gute Pufferung kennzeichnen auch die Unterläufe der großen Harzgewässer (z. B. Selke, Wipper, Bode, Thyra, Bere). Deren Einzugsgebiete werden mit zunehmender Größe durch unterschiedlichste geologische Einheiten beeinflusst; in ihren Tälern sind durch Besiedlung und Nutzungen aller Art zusätzliche Stoffeinträge gegeben. Durch diesen Umstand ist für die betreffenden Gewässer eine feinere hydrogeochemische Differenzierung über den silikatischen Grundcharakter hinaus wenig sinnvoll.

BRUKMANN (1987) definiert als Silikatbäche solche, deren Gesamthärte $^{\circ}\text{dH} < 8$ und deren Leitfähigkeit $< 300 \mu\text{S/cm}$ ist. Für die Gewässerlandschaft des silikatischen Grundgebirges in Nordrhein-Westfalen (Eifel, Süderbergland, Siebengebirge) wird ein Gesamthärtebereich von $< 1^{\circ}\dots 6^{\circ} \text{dH}$ bei Leitfähigkeiten von $50\dots 300 (380) \mu\text{S/cm}$ angegeben (LUA-NRW 1999b). Karbonatbäche überschreiten die genannten Werte. Diese Zweiteilung in Silikat- und Karbonatbäche wird für den Raum Nordhessen/Süd-niedersachsen durch HAASE (1999) um eine Gruppe der Übergangsbäche ergänzt (Tabelle 6, Abbildung 3). Die in der Arbeit von HAASE berücksichtigten Bäche am südwestlichen Harzrand sind jedoch sämtlich Silikatbäche. Zum Typ der in Tabelle 6 beschriebenen Übergangsbäche zählen auch die Unterläufe der großen Harzgewässer als Mischtypen mit geologisch besonders heterogenen Einzugsgebieten und z. T. anthropogen erhöhter Alkalinität.

Tabelle 6: Leitwerte der geochemischen Gewässertypisierung nach HAASE (1999)

Parameter	Silikatbach	Übergangsbach	Karbonatbach
Leitfähigkeit [$\mu\text{S/cm}$]	< 250 (85-230)	250 – 450 (250-370)	> 450 (450-1 800)
Gesamthärte [mmol/l]	$< 1,5$ (0,3-1,5)	1,5 - 2,2 (1,2-2,5)	$> 2,2$ (2,2-10)
Säure-neutralisationskapazität SNK [mmol/l]	$< 1,5$ (0,1-1,4)	1,5 - 2,2 (1,0-2,5)	$> 2,2$ (2,2-6,0)
EZG-Geologie im Harz, die das Auftreten der jeweiligen geochemischen Gewässertypen erwarten lässt	Granit, Gneis, Quarzit, Grauwacke, Devonschiefer, darüber geringmächtige Verwitterungsdecken mit Rankern und Braunerden, z. T. podsoliert	mächtige mehrschichtige Verwitterungsdecken auf der Unterharz-Rumpffläche mit tonreichen Kolluvien in den Muldentälern; Ton- und Schluffsteine, devonisches Grundgebirge mit hohem Anteil Diabas; Kaolinsandsteine, Quarzit-Konglomerate der Mansfelder Schichten (Oberkarbon); Unterharz-Hochflächen, östliche Harzabdachung und südöstlicher Harzrand	Elbingeröder und Iberger Devonkalk, Zechstein; jedoch liegen innerhalb des engeren Untersuchungsgebietes in diesen Formationen nur temporäre Rinnsale bzw. wenige stark gestörte, grabenartige Fließgewässer, die deshalb nicht näher untersucht wurden

Die Gruppe der Silikatbäche bildet keine homogene Einheit. An den Silikatbächen des Oberharzer Diabaszuges herrscht ein ausgeglichenes pH-Regime bei mittleren Werten um 7,0-7,6 (Gr. Riefensbeck). Hier überwiegen bei einem Flächenanteil von ca. 75% Tonschiefer-Grauwacken-Wechselagerungen neben 10% Diabas und 15% Kieselschiefer (LEßMANN 1993). Hochmoor ist in den hier gelegenen EZG nicht vorhanden. Mit Sulfatgehalten um 20 mg/l und mittleren SNK von $0,4 \dots 1 \text{ mmol/l}$ (LEßMANN et al. in MATSCHULLAT et al. (1994) sind diese Gewässer aber eindeutig noch als Silikatgewässer anzusprechen (SNK dieses Typs $0,1 \dots 1,4 \text{ mmol/l}$; HAASE 1999). Die Wirkung des höheren Ca-Gehaltes der Diabase, Grauwacken und Tonschiefer wird im Vergleich dieser Werte mit den Verhältnissen in Quarzit-geprägten Einzugsgebieten am Acher-Bruchberg-Zug deutlich. Dort liegt das Einzugsgebiet der Großen Söse mit 60% Quarzit, 20% Tonschiefer-Grauwacken-Wechselagerungen, 15% Schiefer-Serien und nur 5% Diabas. Die mittleren pH-Werte betragen zwischen 3,7 und 6,2 (LEßMANN 1993).

Abbildung 2 und Abbildung 3 geben eine Übersicht über die Mittelwerte von pH, Leitfähigkeit und Wasserhärte nach Literaturdaten aus dem Harz (BRIEST & HARTMANN 1994, Eckert 1997, Haase 1999, HEITKAMP & CORING 1997, HEITKAMP et al. 1985, KURTH 1998, LEßMANN

1993, REHFELDT 1987, SUA SONDERSHAUSEN 2000) und die von HAASE (1999) bzw. BRAUKMANN (2000) beschriebenen Wertebereiche geochemischer Gewässertypen.

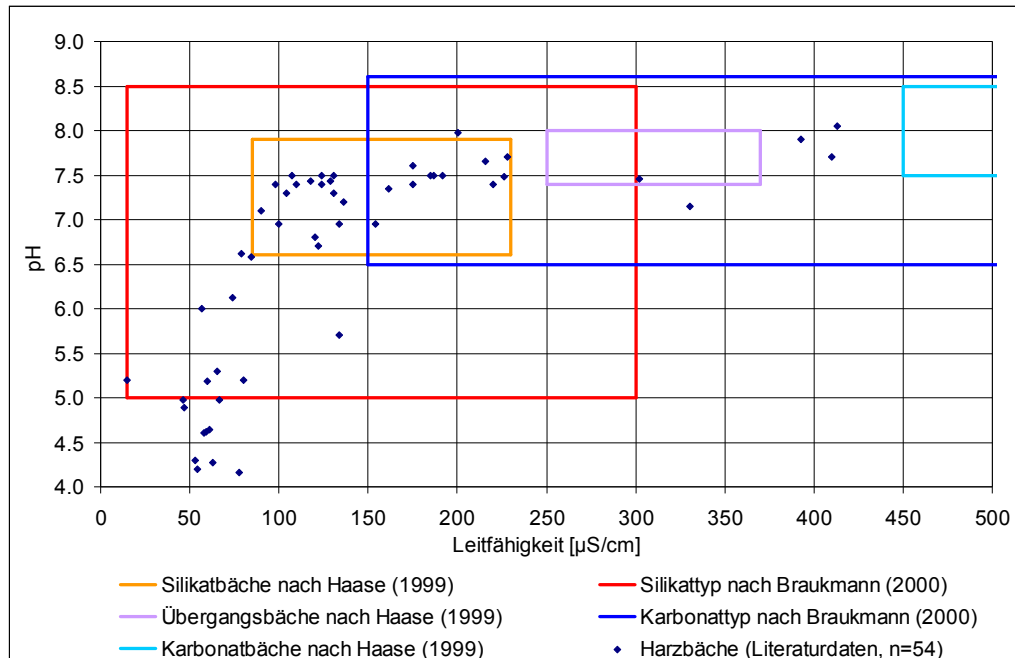


Abbildung 2: Zuordnung geochemischer Gewässertypen nach pH und Leitfähigkeit

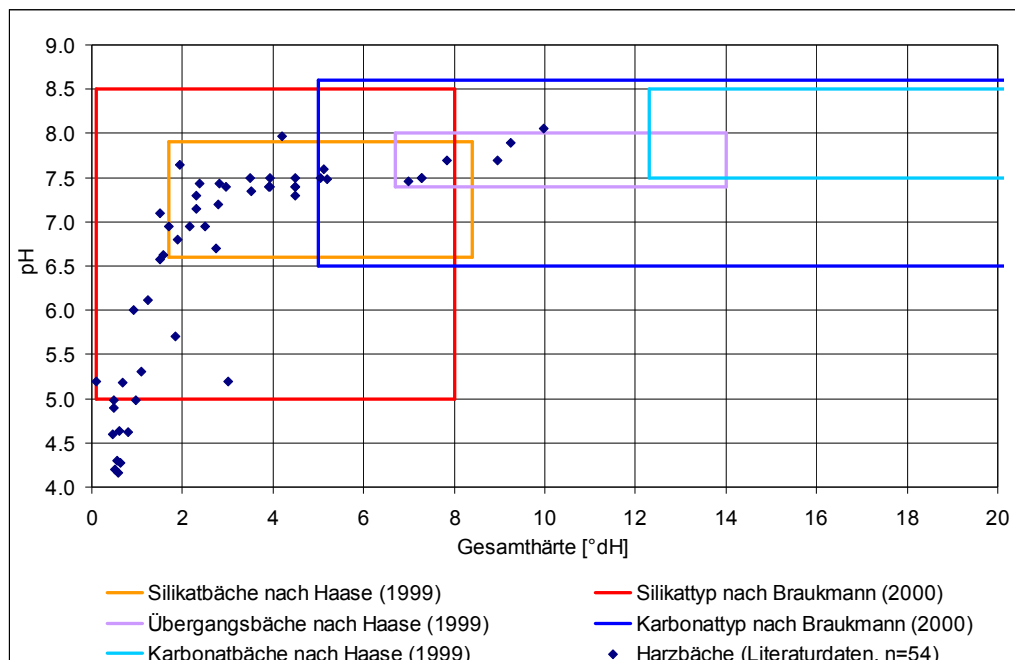


Abbildung 3: Zuordnung geochemischer Gewässertypen nach pH und Gesamthärte

Die Gesamtheit der recherchierten Beziehungen zwischen den geochemischen Bedingungen im Einzugsgebiet und den typologisch relevanten Größen des Elektrolyt- und Säure-Base-Haushaltes der Fließgewässer ermöglicht eine qualitative Attributierung der in der

vorliegenden Untersuchung beprobten Stationen. Die entsprechenden Gesteine des Untersuchungsgebietes und ihre hydrochemischen Attribute sind in Tabelle 7 zusammengestellt. Unter „Metamorphite“ sind nur die Gesteine zusammengefasst, die aus der variszischen Regionalmetamorphose und aus der Kontaktmetamorphose am Brocken- und Ramberg-Pluton hervorgingen.

Tabelle 7: Hydrochemische Kennzeichnung der Hauptgesteine des Harzes

Hydrochemischer Typ		Vulkanite	Metamorphite	Sedimentite
A Silikat- typ	sehr elektrolytarm, sehr geringe Säure- kapazität, deutlich sauer bis neutral	Granite	Gneise, Hornfels	Kieselschiefer, Quarzite (nur kleinräumig: Quarzit- und Devonsandsteine, vor allem im Oberharz), hier auch moorgeprägte EZG
	mäßig elektrolytarm, geringe bis mäßige Säurekapazität, neutral bis leicht basisch	Porphyre, Diabase/ Spilite, Schalsteine (submarine Diabastuffe), Gabbro	-	Grauwacken, Tonschiefer, Schluff- und Sandsteine des Rotliegenden, Konglomerate, Molasse
Karbonat- typ		-	-	Elbingeröder Massenkalke, Iberger Kalk, Löss, Zechsteinsedimente (Gips, Anhydrit, Dolomit, Steinsalze; nur in den südlichen Randlagen des Gebietes: „Südharzer Zechsteingürtel“)

Eine flächenhafte Darstellung der oben beschriebenen hydrochemischen Verhältnisse enthält Karte 3 im Anhang A. Die Abgrenzung erfolgte unter Rückgriff auf die geologische Karte des Harzes 1: 100 000 (GLA 1998). Die hydrochemische Zuordnung einzelner Gewässer ergibt sich nach OTTO & BRAUKMANN (1983) aus der überwiegenden ($\geq 80\%$ der Fläche) geologischen Zuordnung des EZG.

4.1.8 Flächennutzung

Sämtliche hier und im Abschnitt 4.2 gegebenen Informationen zur Flächennutzung beruhen auf den CORINE Landcover (CLC-) Daten für das Jahr 2000 (UBA 2004), die aus Landsat-Aufnahmen im Bearbeitungsmaßstab 1: 100 000 erzeugt wurden. Abbildung 4 gibt einen Überblick für den gesamten Harz und die einzelnen Landschaftseinheiten.

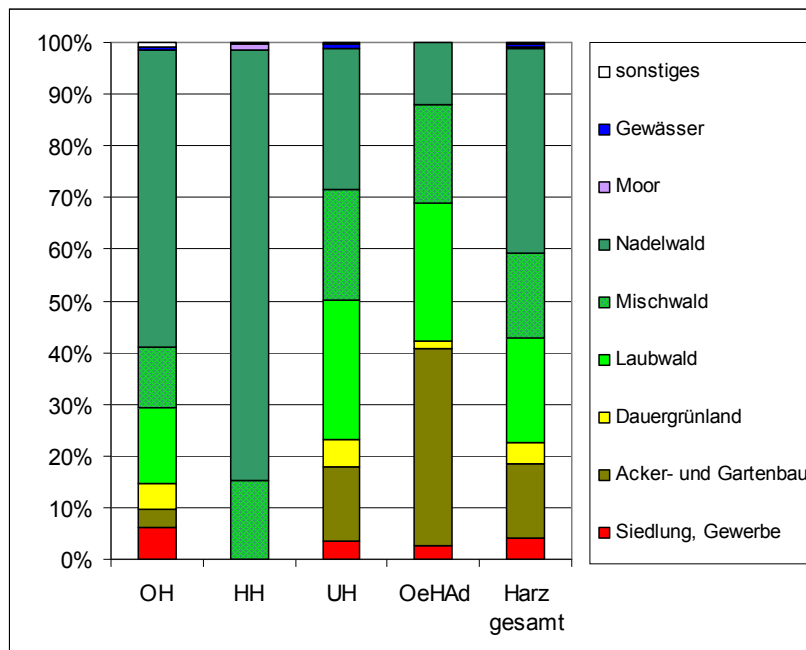


Abbildung 4: Flächennutzung im Harz

Daten: CORINE Landcover für das Jahr 2000, Umweltbundesamt 2004.
Abkürzung der Landschaftseinheiten: OH = Oberharz, HH = Hochharz, UH = Unterharz, OeHAd = Östliche Harzabdachung

Der überwiegende Teil des Gebirges ist bewaldet. Darin unterscheidet sich der Harz sehr deutlich von den intensiv agrarisch genutzten Vorländern (Karte 4 im Anhang A). Im Hoch- und Oberharz dominieren Nadelforsten, während in den östlichen Teilen des Harzes Misch- und Laubwälder größere Gebietsteile einnehmen. Auf den ausgedehnten Hochflächen des Unterharzes und der östlichen Harzabdachung überwiegt als landwirtschaftliche Nutzungsform der Ackerbau. Im Oberharz ist der Grünlandanteil größer als der Anteil der Ackerflächen.

4.1.9 Vegetation

Die Ufervegetation der (West-)Harzgewässer behandeln DIERSCHKE et al. (1983). Einen Überblick über die potenzielle natürliche (zonale) Vegetation geben HULLEN & DAHL (1990) und PARDEY in MATSCHULLAT ET AL. (1989) für den Westharz sowie PETERSON (1997) für den Ostharz. Bei HERDAM (1993) finden sich detaillierte floristische Angaben zum nördlichen Teil und bei JOHST (1998) für den südlichen Rand des Untersuchungsgebietes. Den neuesten Kenntnisstand in hoher räumlicher Auflösung repräsentiert die Karte der potenziellen natürlichen Vegetation Sachsen-Anhalts (LAU 2000). Auf diesen Quellen beruhen die folgenden Ausführungen. Das Ziel des Abschnittes ist es, anhand der natürlichen Abfolge charakteristischer Vegetationseinheiten die wesentlichen klimatischen und orographischen Gradienten im Harz darzustellen und in die übliche ökologische Höhenstufengliederung einzupassen. Dies ermöglicht Quervergleiche mit den entsprechenden Höhenstufen anderer Mittelgebirge.

Im Harz lassen sich aus vegetationskundlicher Sicht 5 Höhenstufen ableiten (Tabelle 8). Ergänzend ist die Höhenverbreitung einiger Arten angegeben, die charakteristisch für die gewässerbegleitenden Vegetationseinheiten sind.

Tabelle 8: Vegetationskundliche Höhenstufengliederung des Harzes

Höhenstufe und natürliche zonale Vegetation	<i>Cicerbita alpina</i>	<i>Alnus incana</i>	<i>Petasites albus</i>	<i>Ranunculus platanifolius</i>	<i>Petasites hybridus</i>	<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Alnus glutinosa</i>
subalpin > 1 000 m Fichtenkampfbzone								
oreal, 800-1 000 m Wollreitgras-Fichtenwald								
montan, 500-800 m Buchenwälder geringer und mäßiger Trophie	X							
submontan 300/350* -500 m Buchen-/Eichen-/ Hainbuchen-Wälder			X					
kollin, 100-300/350* m Eichen-/Hainbuchen- Wälder			X	X				

Höhenstufe:

Artvorkommen:

* 300 m im westlichen, 350 m im östlichen Teil

 verbreitet bis häufig

 zerstreut bis verbreitet

X in kühlen Tälern, vor allem am Nordharzrand, auch in geringer Meereshöhe vorkommend (demontane Arten)

Daten nach HERDAM (1993, 1997)

Die Quellgebiete sind in sickernassen Quellmulden durch das Auftreten der Pippau-Erlensumpfwälder und der Schachtelhalm-Erlensumpfwälder (*Crepis paludosa*-*Alnus glutinosa*-Gesellschaft, Piceo-Alnetum glutinosae Rubn. 54) sowie der montanen Silikat-Quellfluren (Cardamino-Montion mit *Cardamine amara* und *Stellaria uliginosa*) gekennzeichnet.

In stärker zur Vermoorung neigenden Bereichen stocken im Hochharz Fichten-Moorwälder (*Sphagnum russowii*-Subass. des Calamagrostio villosae-Piceetums (Tx. 37) Hartmann 53, Bazzanio-Picetum Br.Bl. & Siss. 39 und Vaccinio uliginosi-Piceetum Tx. 55). Nach STÖCKER (1990) haben die Fichtenwälder der orealen Stufe des Harzes mehr Gemeinsamkeiten mit den skandinavischen Nadelwäldern als mit denen des Bayerischen oder des Böhmerwaldes. Die offenen Flächen der Nieder-, Zwischen- und Hochmoorkomplexe tragen Vegetationsmosaiken, die überwiegend von Gesellschaften der Scheuchzerietalia palustris Nordh. 37 und der Sphagnetalia magellanici (Pawl. 28) Kaestn. & Flössn. 37 geprägt sind.

Die Quellrinnsale der Harzbäche werden in der Vegetationsperiode meist von der Krautschicht beschattet und im Abfluss gebremst. Der Winkelseggen-Eschenwald (*Carici remotae*-Fraxinetum W. Koch 26) ist auf die schmalen Sohlen steilwandiger Gebirgstäler sowie Sicker- und Quellwasserzutritte in breiteren Tälern konzentriert und auch unter natürlichen Bedingungen oft nur als einfacher Saum ausgeprägt. Dagegen waren die ursprünglichen Standorte des Hainmieren-Schwarzerlenwaldes (*Stellario nemorum*-Alnetum glutinosae Lohm. 1957) auch flächenhaft auf den Talsohlen der größeren Harztäler

verbreitet. Die Höhenform mit eingemischter Grau-Erle (*Alnus incana*) ist auf Gebietsteile oberhalb 700 m beschränkt. Baumweidenbestände in den Ufersäumen einiger größerer Harzgewässer (vorwiegend *Salix fragilis*, z. T. *Salix x rubens*) gehen vermutlich auf Anpflanzungen zurück. Die aus dem Hügel- und Tiefland bekannten ausgedehnten Auwälder i.e.S. (*Salicetum albae*, *Salici-Populetum*, *Ulmo-Fraxinetum*) sind klimatisch wie edaphisch im Harz ausgeschlossen. Lediglich in einzelnen aufgeweiteten, gebirgsrandnahen Talabschnitten der Harzflüsse kommen kleinere Eschen-Auenwaldbestände vor, die mit ihrer reicheren Bodenvegetation zu den echten Auwäldern überleiten.

Die natürlichen gewässerbegleitenden Waldbestände des Harzes werden also wesentlich durch Vegetationseinheiten geprägt, in denen die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) überwiegt oder wesentlich am Bestockungsaufbau beteiligt ist. Lediglich in steilsten Kerbtälern und im Hochharz fehlen eigenständige Ufergehölzsäume, da hier die umgebenden Waldbestände oft bis an die Uferkanten stocken. Im natürlichen Zustand dürften daher alle Harzgewässer mit Ausnahme der orealen und subalpinen Stufe durch regelmäßigen und intensiven Fallaub-Eintrag mit ernährungsphysiologisch günstigem N/C-Verhältnis gekennzeichnet sein. Die vollständige oder - bei breiteren Flüssen wie der unteren Bode und Selke - weitgehende Beschattung durch Ufergehölze darf unter natürlichen Bedingungen vorausgesetzt werden. Räumliche Strukturvielfalt und Wechsel in der Strahlungsintensität entstehen hier durch Lücken infolge des erosions- oder altersbedingten Umstürzens einzelner Uferbäume.

Wasserseitig der Waldformationen bzw. Ufergehölze schließen sich Pestwurz- und Hochstauden-Fluren an. Soziologisch sind sie in das Petasito hybridi-Chaerophyllion hirsuti Singer einzuordnen. Als im Harz verbreitete Assoziationen werden in der vegetationskundlichen Literatur angegeben (SCHUBERT et al. 1995):

Chaerophyllo hirsuti-Petasitetum hybridi Gans ap. Hegi 29

Cardamine amarae-Petatsitetum hybridi Hilb., Heinr. & Niem. 72

Chaerophyllo hirsuti-Filipenduletum ulmariae Hilb., Heinr. & Niem. 72

Geranio sylvatici-Chaerophylletum hirsuti Kästn. 38 emend. Hilb., Heinr. & Niem. 72

Ranunculo platanifolii-Geraniatum sylvatici Stöck. 62

Die Vorkommen der einzelnen Assoziationen werden durch Höhenstufe, Nährstoffversorgung und Bodenwasserbewegung bestimmt. Zur Wasservegetation leiten amphibische Wasserschwaden-Röhrichte und Bachröhrichte (*Glycerio-Sparganion emersi* Br.Bl. & Siss. 42) über. Sie finden sich zumeist auf eutrophen, feinsedimentreichen Ufer- und Sohlpartien von Gewässern der unteren Harzlagen. Normalerweise ist an flachen Gewässeruferräumen das *Stellario nemorum-Phalaridetum arundinaceae* NIEM. 65 anzutreffen. Flächenhaft ausgedehnte Dominanzbestände von *Glyceria* deuten an den Standorten dieser Gesellschaft auf externe Störungen hin (Abwassereinleitung, Gewässerbetträumung).

Die Sohle zumindest der größeren Harzbäche wird bei ausreichender Besonnung und saisonal ± festliegendem Geschiebe von Fluthahnenfuß- und Wassersternbeständen (*Callitriche hamulatae-Ranunculetum fluitantis* Oberd. 57) besiedelt. Typisch für die beschatteten, blockreichen Bachoberläufe sind aquatische bzw. semiaquatische Moosbestände, die u.a. von *Sphagnum* spp., *Polytrichum commune*, *Scapania undulata*, *Pellia epiphylla*, *Brachythecium rivulare* und *Platyhypnidium riparoides* bestimmt werden. Als auffällige Makroalgen im Aufwuchs mittlerer und unterer Bachabschnitte sind die Gattungen *Stigeoclonium* und *Ulothrix* zu nennen (RÜDDENKLAU 1989, HEITKAMP ET AL. 1985).

Die in Tabelle 8 zusammengefasste vegetationskundliche Gliederung ist im wesentlichen auf die klimatischen und orographischen Gradienten zurückzuführen. Sie gibt damit Hinweise auf die ökologische Vergleichbarkeit einzelner Höhenlagen mit denen anderer europäischer Gebirge. Hierbei lassen sich bereits in relativ nahegelegenen Mittelgebirgslandschaften erhebliche Unterschiede feststellen, die auf orographischen Besonderheiten beruhen.

Zwischen dem Verbreitungsgebiet hochmontaner Wollreitgras-Fichtenwälder bis zur Grenze zwischen den submontan-kollinen Buchenmischwäldern und dem rein kollinen Eichen-Hainbuchenwaldgebiet liegen nach SCAMONI (1981), GRÜNEBERG & SCHLÜTER (1957), SCHLÜTER (1961) und LAF (1997) folgende Entfernungen (Luftlinie):

- 4-8 km am Harznordrand (Brockenmassiv-Stapelburg),
- 6-10 km am Nordrand des mittleren Thüringer Waldes (Gr. Beerberg-Crawinkel),
- 15-20 km am Nordrand des Thüringer Schiefergebirges (Wurzelberg-Bad Blankenburg),
- 20-35 km am Nordrand des Westerzgebirges (Schatzenstein-Penig).

Entsprechend hoch ist das durchschnittliche Längsgefälle der Fließgewässer, die den Harz nach Norden hin verlassen. Daraus resultieren in einem idealisierten Nordharz-Gewässer besonders geringe Fließzeiten innerhalb der einzelnen Höhenstufen. Damit reduziert sich die höhenstufenbedingte Gradientenausbildung im und am Gewässer. Es ist also zu erwarten, dass die Gewässer hier mit noch deutlich montaner Charakteristik in das kolline Harzvorland eintreten.

Das komplexe Zusammenwirken klimatischer und orographischer Parameter in einen Mittelgebirge lässt sich kaum in einen einzelnen zu messenden Parameter pressen. Deshalb ist es naheliegend, die Reaktion der Vegetation auf diesen Faktorenkomplex mit mehreren Ausprägungsstufen (Höhenzonen) als Hilfsgröße zur Beschreibung des Gebirgscharakters eines Landschaftsausschnittes zu nutzen. Die für derartige Betrachtungen eigentlich prädestinierten Karten der potenziellen natürlichen Vegetation (z. B. LAU 2000) sind in dieser Hinsicht nicht ohne Weiteres anwendbar. Hierfür müssten zunächst die Karteneinheiten für die drei Bundesländer mit Harz-Anteil inhaltlich wie geometrisch abgeglichen werden. Außerdem sind für Sachsen-Anhalt und damit für den größten Teil des engeren Bearbeitungsgebietes mehrere quantitativ bedeutsame Waldformationen als höhenzonenübergreifende Komplexe beschrieben (z. B. „Typischer Waldmeister-Buchenwald, z. T. im Wechsel mit Hainsimsen-Waldmeister-Buchenwald, Höhenstufe: planar-kollin bis submontan“).

Unter mehreren für den Harz veröffentlichten Ansätzen (Transektendarstellung z. B. bei STÖCKER 1990, HÄUPLER 1970; flächenhafte Abgrenzung bei PFLUME & BRUELHEIDE 1994, SCHWIETERT 1989, HUNDT 1964) wird die Höhenkomponente der von HUNDT (1964) vorgeschlagenen Gliederung des Gebirges in Grünlandwuchsgebiete übernommen, da sie – im Gegensatz zu den anderen Ansätzen - flächendeckend für den gesamten Harz dargestellt ist (Karte 5 im Anhang A).

4.2 Untersuchungsstationen

Gewässer mit Referenzcharakter im Sinne von unberührter, keinem menschlichen Einfluss unterliegender Natur sind im Harz und wahrscheinlich auch in ganz Mitteleuropa nicht mehr zu finden. Die Auswahl von Untersuchungsstationen musste sich daher auf Gewässerabschnitte konzentrieren, die einen möglichst geringen Grad direkter menschlicher Störung (z. B. Ausbau, Abwassereinleitung, Stauregulierung) und indirekter menschlicher Einflüsse (z. B. nutzungsbedingter und atmosphärischer Nähr- und Schadstoffeintrag) erwarten lassen. Gleichzeitig sollte die Gesamtheit der Fließgewässer von der Quellregion bis zum Gebirgsrand in unterschiedlichen Landschaftseinheiten und Flußgebieten berücksichtigt werden. Nach ersten Gewässerbegehungen wurden insgesamt 46 Haupt-Untersuchungsstationen ausgewählt, die

- das längszonale Spektrum der Harzgewässer abdecken,
- keinen schwerwiegenden morphologischen Beeinträchtigungen unterliegen,

- entweder überhaupt keine Abwassereinleitungen aufnehmen oder (bei den größeren Gewässern) mindestens die saprobiologische Gewässergüteklasse II oder besser aufweisen,
- aufgrund ihrer Lage relativ gut erreichbar sind.

Zu den ggf. in oberliegenden Strecken vorhandenen Staugewässern (z. B. an der Bode) wurden mehrere km Abstand eingehalten. Damit sind hier eine weitgehende Normalisierung des thermischen Regimes und des Stoffhaushaltes, die Aufnahme von Geschiebe und die Dynamisierung des Abflusses aus lateralen Zuflüssen möglich.

Alle in der vorliegenden Arbeit erwähnten Untersuchungsstationen werden einheitlich und eindeutig gekennzeichnet. Bei eigenen Stationen besteht die Kennzeichnung aus Namenskürzel und Nummer (z. B. boe018). Bei Nutzung von Literaturdaten besteht die Kennzeichnung aus dem Namenskürzel des zitierten Autors und seiner eigenen Stationskennung (z. B. LesV1 = LESSMANN 1987, Varleybach, Station Nr. 1). Enthält die Originalarbeit keine Kurzkennung, so wird diese für die vorliegende Arbeit nach dem eben beschriebenen Prinzip vergeben. Alle Stationen sind in Karte 6 (Anhang A) verzeichnet. Die Stammdaten der Stationen sind in Anhang B, Tabelle B-1 und B-3, zu finden.

Bei Auswahl der Haupt-Untersuchungsstationen wurde insgesamt unterstellt, dass moderate anthropogene Störungen eines Gewässers in der Benthoszönose zunächst über die Verschiebung von Dominanzverteilungen wirksam werden und erst stärkere Beeinträchtigungen zu Veränderungen der charakteristischen Artenausstattung führen (ZIMMERMANN 1989, JOOST 1989, BRAUKMANN 2000). Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit steht die qualitative Zusammensetzung von Referenz- bzw. referenznahen Zönosen einschließlich ihrer längszonalen Differenzierung. Deshalb ist die Kompromißlösung der Inkaufnahme von moderaten Störungen dem Verzicht auf die Einbeziehung der größeren und damit zwangsläufig stärkerem anthropogenem Einfluss unterliegenden Harzgewässer vorzuziehen.

Ein wesentlicher Indikator für mögliche indirekte Störungen eines Gewässers ist die Flächennutzung im Einzugsgebiet (Abbildung 5 auf der nächsten Seite).

Bei Betrachtung der Flächennutzungsverteilung fallen bei den Stationen boe037, boe049 und boe074 weit überproportionale Acker-Anteile auf. Diese Anteile konzentrieren sich auf die Hochflächen des Ostharrzes. Bei boe037 beruht der Anteil (41,8%) auf der Miterfassung der CLC-Klasse 242 „Complex cultivation patterns“ in der Kategorie „Acker- und Gartenbau“. Es handelt sich um ein kleinräumig strukturiertes Mosaik aus extensiv genutzten Wiesen und Weiden, Ackerflächen, Brachen sowie Gehölzstreifen und -gruppen, die das Muldental der oberen Luppode einfassen. Auch für die Stationen boe049 (39,5%) und boe074 (49,2%) im Flussgebiet der Wipper (östliche Harzabdachung) ist der Flächenanteil von Acker- und Gartenbau mit 39,5% bzw. 49,2% recht hoch. Bei der Auswahl von Stationen in größerer Quellentfernung ist die „Mitnahme“ dieser Ackerflächen im oberen Teil der Einzugsgebiete auf der östlichen Harzabdachung unvermeidlich. Von beiden Stationen flussauf sind jeweils ca. 15 von 20 bzw. 3,5 von 6 Lauf-km auch beidseitig der Tal-Hohlform überwiegend waldgeprägt, so dass mögliche nutzungsbedingte Störungen nur stark gedämpft das Gewässer erreichen können.

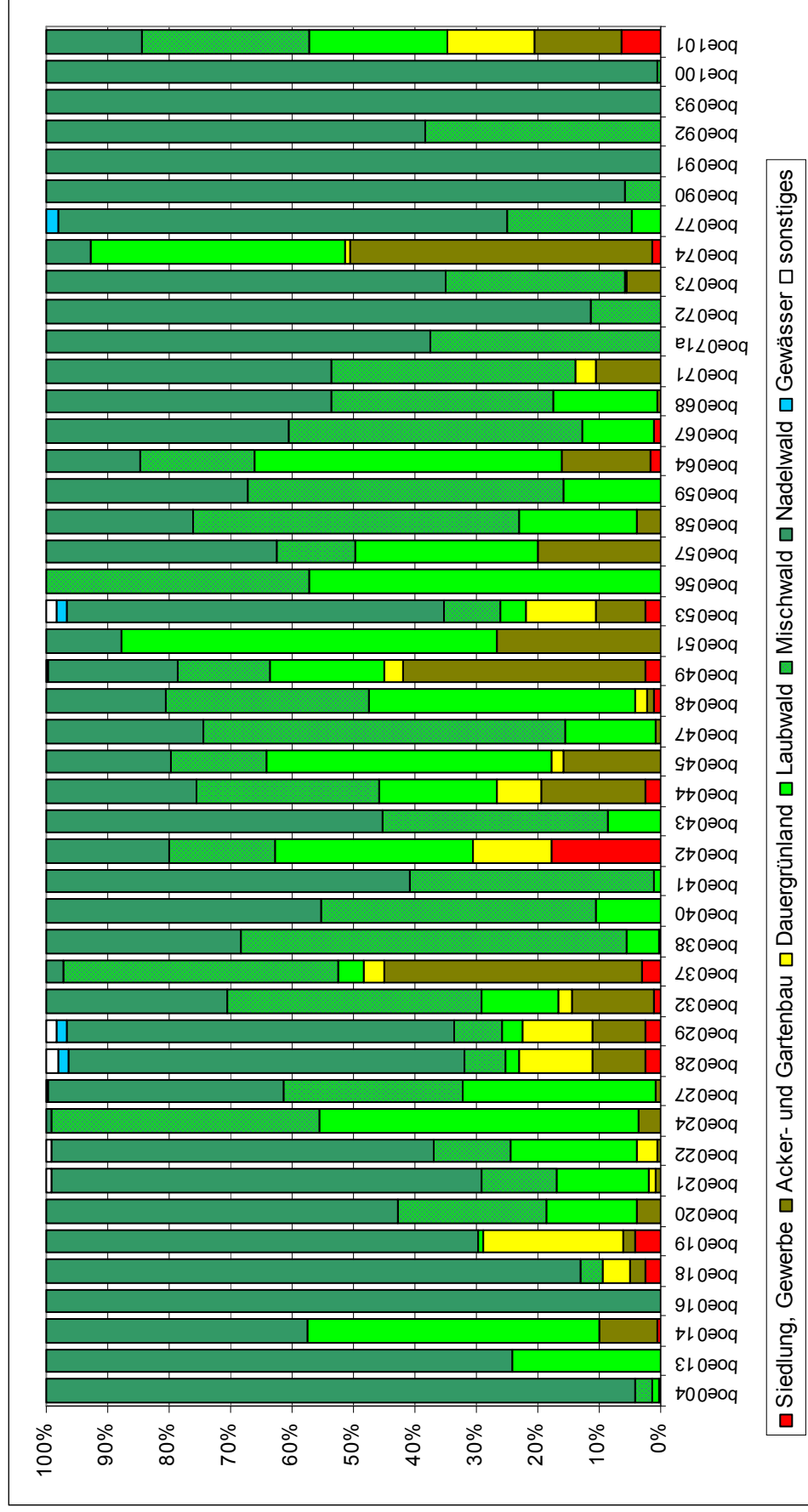


Abbildung 5: Flächennutzungsanteile nach Haupt-Untersuchungsstationen

(Daten: CORINE Landcover für das Jahr 2000, Umweltbundesamt 2004)

Mehrere Stationen im Unter- und Oberharz, deren EZG vollständig oder teilweise außerhalb des natürlichen Areals der Fichtenwälder im Harz liegen, haben dennoch sehr hohe Nadelwald-Anteile (z. B. boe004, boe016, boe100). Dies relativiert sich durch die räumliche Auflösung der CLC-Daten. Schmale lineare Elemente wie Laubholz-Ufersäume werden überhaupt nicht wiedergegeben, bandartige Strukturen (gute Erkennbarkeit vorausgesetzt, z. B. Bachtäler mit Grünland in Waldgebieten) ab einer Mindestbreite von 50 m. Flächenhafte Bestände sind erst ab einer Mindestgröße von 25 ha aufgelöst. Der überproportionale Siedlungsanteil im EZG der Station boe042 (17,8%, Unterharz gesamt: 3,4%) ist für die Stoffflüsse im EZG wenig relevant. Durch die Lage des Ortes Friedrichsbrunn auf einer Wasserscheide und die Struktur des lokalen Entwässerungssystems ist ein wesentlich geringerer Anteil der Siedlungsfläche für den Direktabfluss des EZG von Bedeutung, als sich nach Abgrenzung anhand der Höhenlinien aus der TK25 rechnerisch ergibt. Zudem ist die Siedlungsfläche gewässerfern im oberen Bereich des EZG konzentriert. Daher kann für die genannten Stationen zumindest noch Referenznähe vorausgesetzt werden.

Ein Vergleich zwischen den Datensätzen 1990 und 2000 ergibt für die EZG der Untersuchungsstationen nur geringfügige Veränderungen auf ca. 2,6 % der Gesamtfläche. Besonders große anteilige Änderungen z. B. in den EZG der Stationen boe090 (9,7%), boe019 (7,5%) oder boe077 (6,2%) sind überwiegend auf die Umklassifizierung von Aufforstungen und Jungwüchsen in Nadelwald und von Acker in Grünland zurückzuführen. Nachhaltige Landschaftsschäden wie der Übergang zu oberflächennahem Rohstoffabbau oder Wohnbebauung/Gewerbe betreffen 0,11% der Gesamtfläche. Bezogen auf die EZG einzelner Stationen sind maximal 1,9% (boe 041, Bebauung) bzw. 0,93% (boe021, Rohstoffabbau) der Flächen betroffen. Der aktuelle Landschaftswandel in der Maßstabsebene der Einzugsgebiete ist damit als potenzielle Störgröße während der Phase der Primärdatenerhebung (1993-2000) vernachlässigbar gering.

4.3 Primärdaten

4.3.1 Erfassung der Ephemeroptera und Plecoptera

An die Arterfassung werden folgende Anforderungen gestellt:

- möglichst hoher qualitativer Erfassungsgrad des Artenspektrums der Ephemeroptera und Plecoptera,
- möglichst Erfassung der jeweils am sichersten und mit dem geringsten präparativen Aufwand zu determinierenden Lebensstadien.

Dieser Anspruch steht im Widerspruch zum zusammenhängend verfügbaren Zeitfond bei nebenberuflicher Freilandarbeit und lässt sich nicht kompromisslos flächendeckend durchsetzen.

4.3.1.1 *Sammelmethodik*

In die Datenanalysen zur Klassifikation und Ordination sowie für Modell Aufbau und -validierung werden nur solche Stationen einbezogen, deren kumulative Untersuchungsintensität über die Jahre 1993-2000 mindestens dem Programm nach PEISSNER (1992) entspricht:

Ephemeroptera: ≥ 3 Besammlungstermine zur Larvalerfassung, ergänzend
Imaginallänge

Plecoptera: ≥ 3 Besammlungstermine zur Larvalerfassung, $\geq 4-5$ Erfassungstermine für Imagines und Exuvien in maximal 2-monatigem Abstand, incl. je 1x im Februar/März und im Oktober/Anf. November.

Die von PEIßNER geforderte Erstbegehung Ende Februar/Anfang März wurde bei den höher gelegenen Stationen um vier bis sechs Wochen nach hinten verschoben. Damit kann der in Teilen des Untersuchungsgebietes aus klimatischen Gründen später als im Hügel- und unteren Bergland ausgeprägte Vorfrühlingsaspekt in optimaler Ausprägung erfaßt werden.

Die Larvalstadien von Ephemeroptera und Plecoptera wurden durch selektive Handaufsammlungen erfasst (mindestens 3 im Frühlings-, Sommer- und Herbstaspekt). Alle im Wasser vorhandenen Substrate wurden bei jeder Begehung über mindestens 30' / Station besammelt. Exuvien wurden von Steinblöcken, Brückenpfeilern und Uferstützmauern abgelesen. In Einzelfällen konnten quantitative Beprobungen mit einem Steckrahmen von 0,1 m² (je Termin und Station mind. 3 x 0,1 m² unter anteiliger Berücksichtigung der vorhandenen Substrate) herangezogen werden. Dabei wurde ein Netz von 0,5 mm Maschenweite genutzt. Über einem Sieb von 0,63 mm Maschenweite wurden Sand und Feindetritus vom Probenmaterial entfernt. Die Fixierung erfolgte mit 70% Ethanol an Ort und Stelle, das Auslesen der Tiere im Labor bei 10-facher Vergrößerung.

Die Imagines wurden durch manuelles Absuchen von Steinen, Treibholz, Brückenfundamenten und Stämmen der uferbegleitenden Baumbestände, Kescherfänge, Abstreifen und -klopfen der Ufervegetation gesammelt. Die Aufsammlungen erfolgten zwischen 10:00 Uhr und dem Einbruch der Dunkelheit, bevorzugt jedoch am Spätnachmittag und in den frühen Abendstunden. Auch hierbei wurde mit 70% Ethanol an Ort und Stelle fixiert. In Einzelfällen konnten Tiere aus betreuten Lichtfängen mit berücksichtigt werden. Der Einsatz von Emergenzfallen war aufgrund der großen Zahl von Untersuchungspunkten unmöglich, da deren Betreuung nicht innerhalb eines vertretbaren Zeitrasters zu gewährleisten war.

4.3.1.2 Determination

Die Determination wurde unter einem binokularen Stereomikroskop ZEISS-GSZ bei 10-100facher Vergrößerung vorgenommen. Bedarfsweise wurde zur Untersuchung von Feinstrukturen ein ZEISS-Durchlicht-Kursmikroskop mit 56-700facher Vergrößerung genutzt. Dabei wurde regelmäßig folgende Literatur herangezogen:

Ephemeroptera: BAUERNFEIND (1994a,b), STUEDEMANN et al. (1992), ZELINKA (1980)

In der Nomenklatur wird HAYBACH & MALZACHER (2002) gefolgt, da dieses Werk eine aktuelle Zusammenstellung der deutschen Ephemeroptera unter Berücksichtigung der zahlreichen neueren, jedoch sehr verstreuten taxonomischen Einzelarbeiten bietet.

Plecoptera: AUBERT (1959), ILLIES (1955), Raušer (1980), ZWICK (1993a,b)

Das letztgenannte Werk enthält eine kritische Bewertung und Ergänzung der älteren Schlüssel um Hinweise auf Neubeschreibungen und Neufunde für Deutschland. Im Einzelfall wurden zur Determination auch die Originalbeschreibungen herangezogen, die über die o.g. Werke erschlossen sind. Bei den Plecoptera folgt die Nomenklatur REUSCH & WEINZIERL (1999).

Belegexemplare aller Taxa wurden in die Vergleichssammlung des Verfassers eingegliedert. Dabei wurden alle erbeuteten Entwicklungsstadien, wenn möglich aus mehreren Gewässern, berücksichtigt. Die Konservierung und Verwahrung erfolgt in 70% Ethanol mit geringfügiger Glycerin-Zugabe. Die Restfraktionen wurden nach der Determination und der externen Überprüfung kritischer und besonders seltener Taxa, welche grundsätzlich in die Belegsammlung aufgenommen wurden, verworfen.

4.3.2 Abiotische Variablen

Für die in explorative Datenanalysen einbezogenen Stationen wurden insgesamt 20 abiotische Parameter erfasst bzw. berechnet und mit 35 Einzelvariablen beschrieben. Als abiotische Primärvariablen werden im Folgenden alle gemessenen, gezählten, klassifizierten oder geschätzten Einzelgrößen bezeichnet. Synthetische Variablen sind aus mehreren Primärvariablen berechnete Größen, die dem Abiota-Datensatz von Anfang an (z. B. Strahlungsexposition) angehören bzw. die im Zuge der weitergehenden multivariaten Auswertungen bestimmt und hinzugefügt werden. Dem Ziel der Arbeit entsprechend beschränkt sich die Erhebung auf Variablen, die

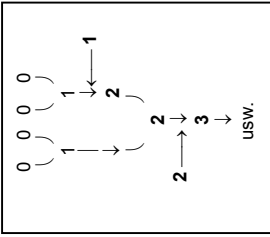
- unterschiedliche natürliche Faktorenkomplexe repräsentieren, die verbreitungsbestimmend für die einzelnen Arten und Taxozönosen sind,
- ohne großen Geräte- und analytischen Aufwand vor Ort am Gewässer bzw. unter Nutzung allgemein zugänglicher Kartenwerke bestimmbar sind,
- keiner lang andauernden Probenahmekampagnen bedürfen und
- bei denen anthropogene Störungen entweder nicht möglich (z. B. Talrichtung) oder relativ leicht als solche erkennbar sind (z. B. Sohlstruktur).

Dabei wird auf die Neuerhebung von Parametern verzichtet, die zwar nach dem vorliegenden Schrifttum mit Vorkommen und Individuendichte einzelner Fließgewässerarten gut korrelierbar sind, aber die

- unter natürlichen oder naturnahen Bedingungen in Gebirgs- und Bergbächen des Untersuchungsraumes als gegeben betrachtet werden können (z. B. Sauerstoffsättigung der fließenden Welle),
- offensichtlich auf einen oder mehrere der erfaßten Parameter kausal zurückzuführen sind (z. B. Fließgeschwindigkeit als Funktion des Gefälles).

Damit wird auch die Redundanz innerhalb des Abiota-Datensatzes reduziert. Dies erleichtert die Datenerfassung und -analyse sowie die Ergebnisinterpretation. Die Zweckmäßigkeit einer solchen Vorgehensweise dokumentieren MADER et al. (1999). Die unter diesen Gesichtspunkten erhobenen Umweltparameter sind in Tabelle 9 zusammengestellt und näher erläutert.

Tabelle 9: Übersicht der abiotischen Parameter

Nr.	Parameter	Einheit, Skalierung	Beschreibung	Datenerhebung, Quelle
1	Stations- koordinaten	m (H, R)	Hoch- und Rechtswert: Gauss-Krüger-Koordinaten, Rauenberg-Datum, Bessel-Ellipsoid, 4. (3°-) Meridianstreifen (Mittelmeridian 12°)	TK 50
2	Höhe	m ü. NN (5-m Schritte)	-	Höhenangaben aus der TK 10 / TK25
3	Gefälle	dimensionslos (Auflösung 0,0001)	mittleres Wasserspiegelgefälle der untersuchten Gewässerstrecke	errechnet aus Höhenangaben und Entfernungsmessung in der TK 10 / TK25
4	Quellentfernung	km (0,5-km- Schritte)	-	Entfernungsmessung in der TK 50
5	Gewässer-OZ	dimensionslos, ordinal, ganzzahlig	<p>Gewässer-Ordnungszahl n:</p> <p>Quellbach $n = 0$</p> <p>nach Konfluenz zweier gleichrangiger Strecken ($n_A = n_B$) wird $n_C = n + 1$</p> <p>nach Konfluenz zweier nicht gleich- rangiger Strecken ($n_A > n_B$) bleibt $n_C = n_A$</p> 	Auszählung in der TK 50 in Anlehnung an STRAHLER (1957), wobei der Wert 0 für perennierende Quellbachabschnitte vergeben wurde
6	Breite	m	mittlere Gewässerbreite im Untersuchungsabschnitt (20...100 m)	Geländebegehung, Messung während der Probenahmen
7	Wassertiefe	m	mittlere und maximale Wassertiefe im Untersuchungsbereich (20...100 m)	Geländebegehung, Messung während der Probenahmen
8	Substrat	Flächendeckung in % des Mittel- wasserbettes	<p>Bettbildende mineralische Substratfraktionen (Summe = 100%): Fels, Blöcke (>45 cm), Steine (15-45 cm), Schotter (4-15 cm), Kies (0,2-4 cm), Sand (0,06-0,2 cm), Lehm/Ton.</p> <p>Flächendeckung von Schlamm- sowie Detritusablagerungen (FPOM, CPOM), Phytal und Lithophytal <u>auf</u> den oben beschriebenen mineralischen Fraktionen</p>	Geländebegehung, Schätzung der Deckungsanteile
9	EZG	km ²	Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes	Flächenumgriff in der TK25/50

Nr.	Parameter	Einheit, Skalierung	Beschreibung	Datenerhebung, Quelle
10	Flussgebiet	nominal	4 Klassen (Oker, Bode, Wipper, Helme)	TK50
11	Landschaftseinheit	nominal	4 Klassen (Oberharz, Hochharz, Unterharz, Östliche Harzabdachung)	Siehe Abschnitt 4.1.1
12	Hoehenstufe	nominal	3 Klassen (montan, submontan-kollin, kollin)	HUNDT (1964)
13	Gestein EZG	nominal	3 Klassen (Vulkanite, Metamorphite, Sedimentite)	Siehe Abschnitt 4.1.7, Einstufung nach dem überwiegenden Anteil entsprechender geologischer Formationen im Einzugsgebiet anhand der Geologischen Karte 1: 100 000
14	Hydrogeologie EZG	nominal	2 Klassen (Silikattyp A+Moor, Silikattyp B)	Siehe Abschnitt 4.1.7, Einstufung nach dem überwiegenden Anteil entsprechender geologischer Formationen im Einzugsgebiet anhand der Geologischen Karte 1: 100 000
15	Ausgangssubstrat der Bettbildung (Geologie anstehend)	nominal	3 Klassen (Festgestein, holozäne fluviale Sedimente, Periglaziale Deckschichten)	Geländebegehung, Geologische Karte 1: 100 000
16	Talform	(a) nominal (b) Winkel (deg)	a) 3 Klassen (Kerbtal, Kerbsohlental, Muldental) b) Winkel der Horizontüberhöhung in Richtung O, S und W	a) siehe Abschnitt 4.1.2, Geländebegehung b) TK 50
17	Talrichtung	(a) nominal (b) Winkel (deg)	a) 3 Klassen (N/S, NW/SO bzw. NO/SW, OW) Winkel der Gewässerachse im Talabschnitt zur Nordrichtung (deg)	a) Geländebegehung b) TK 50
18	Linienführung	nominal	3 Klassen (gestreckt, gewunden, mäandrierend)	Geländebegehung, TK 50
19	Wärme-einstrahlung	W/m ² *d	Summe der maximal in das Gewässer eintretenden solaren Wärmestrahlung für einen Hochsommerstag (01.08.), errechnet aus Nr. 1, 2, 6, 7, 16b, 17b	Shade.xls Version 3.0, PELLETIER (1998)
20	Gewässertyp	nominal	LAWA-Typologie: Einstufung nach WRRL System B, 4 Klassen: Typ 5, 5.1 und 9.1 sowie eine Klasse der außerhalb dieses Systems liegenden Bachoberläufe des Typs 5 mit EZG < 10 km ²	POTTGIESSER & HALLE (2003)

Einige methodische Bemerkungen sind zur Wassertemperatur notwendig, der eine maßgebliche Rolle für Lebenszyklus, längszonale Einordnung und Arealausprägung der Fließgewässerorganismen zugeschrieben wird (z. B. PLESKOT 1951, DITTMAR 195, HEFTI & TOMKA 1991). Physiologisch von Bedeutung sind die Extremwerte der Wassertemperatur und die Wärmesumme, welche saisonal oder im Jahresgang eines Gewässers erreicht wird. Diese bestimmt Ei- und Larvalentwicklung, Wachstums- und Umsatzraten (VANNOTE & SWEENEY 1980).

Wegen der starken Dynamik von Tages- und Jahresgang sind im Ergebnis sporadischer Einzelmessungen, z. B. begleitend zu den Einzelbeprobungen der Benthoszönose, kaum aussagefähige Werte zu erwarten. Wärmesummen können nur mit kontinuierlichen Temperaturmessungen oder durch langsame, exotherme Reaktionen mit bekannter Kinetik in abgeschlossenen, im Gewässer exponierten Reaktionsgefäßen erfasst werden. Ein paralleler Langzeiteinsatz von Temperatur-Datenloggern an allen Haupt-Untersuchungsstationen wäre zwar wünschenswert gewesen, kam aber aus wirtschaftlich-technischen Gründen ebenso wenig in Frage wie der Einsatz des Zucker-Inversionsverfahrens (SCHMITZ 1954). Daher musste nach geeigneten Surrogat-Variablen gesucht werden. Für diese indirekte Vorgehensweise wurden nur solche Eingangsdaten genutzt, die mit minimalem Aufwand aus Geländebegehung und frei verfügbaren Kartenwerken zu gewinnen sind

Extrema und statistische Parameter des Jahresganges der Wassertemperatur von Fließgewässern einer klimatisch einheitlichen Region werden hauptsächlich durch vier Rahmenbedingungen bestimmt: Meereshöhe, Strahlungsexposition bzw. -abschirmung, Kaltwasserzufluss aus Quell- und Grundwasser und thermische Trägheit des Wasserkörpers. Generell besteht eine lineare Abhängigkeit zwischen der Meereshöhe und der mittleren Wassertemperatur von Oberflächengewässern (WALKER & LAWSON 1977), die jedoch in kleinen Fließgewässern einem ausgeprägten Tagesgang unterliegt. Dessen Amplitude nimmt mit der Quellentfernung zunächst zu, da dieser Tagesgang dem thermisch relativ ausgeglichenen Quellwasser erst durch den täglichen Rhythmus von Strahlung und Lufttemperatur aufgeprägt wird (HOFIUS 1971). Die Amplitude wird erst im weiteren Gewässerlauf, vor allem im Potamal, wieder gedämpft, wenn mit zunehmender Gewässergröße die thermische Trägheit des größeren Wasserkörpers an Einfluss gewinnt (VANNOTE et al. 1980). Die mittleren wöchentlichen Wassertemperaturen in kleineren Fließgewässern folgen eng der mittleren wöchentlichen Lufttemperatur (MACAN 1959). Die Meereshöhe einer Untersuchungsstation wirkt als Umweltvariable also nicht direkt, sondern in erster Linie über die eng mit ihr korrelierte Luft- und Wassertemperatur. Die Begünstigung der Hochflächen bei sommerlicher Strahlungsintensität und Sonnenscheindauer und die gegensinnige Benachteiligung der engen Tallagen kann die höhenbedingte Degression der sommerlichen Wassertemperaturen deutlich beeinflussen (HOFIUS 1971, ECKEL & REUTER 1950). Dieser Effekt kann nach eigenen Beobachtungen zeitweise auch mehrere 100 m Höhenunterschied kompensieren (BÖHME 2000). Somit bestehen in Bezug auf die thermische Charakteristik der Fließgewässer im Harz zusätzlich zu der allgemeinen höhenbedingten Temperaturdegression zwei weitere, einander gegenläufige Tendenzen:

- reduzierte sommerliche Aufwärmung der Gewässer in steilen Kerbtälern, N-S-orientierten Tälern und bei dichtem Uferbewuchs bis in die kolline Stufe (Tendenz zu niedrigeren maximalen sommerlichen Wassertemperaturen, als nach Meereshöhe zu erwarten),
- stärkere sommerliche Aufwärmung der Gewässer in breiten, O-W-orientierten Kerbsohlen- und Muldentälern der Hochflächen (Tendenz zu höheren maximalen sommerlichen Wassertemperaturen, als nach Meereshöhe zu erwarten wären).

Die Auswirkung der Talrichtung, der Horizontüberhöhung und der Ufervegetation auf den relativen Strahlungsgehalt eines Fließgewässers lässt sich nach den von ECKEL & REUTER (1950) gegebenen Übersichten grob quantifizieren. Die von ECKEL & REUTER für ihr österreichisches Untersuchungsgebiet angegebenen Abschirmungsanteile sind wegen der nördlicheren Lage des Harzes jedoch nicht direkt übertragbar, wie die von GLÄSSER (1994) exakt ermittelten maximalen Strahlungssummen in je einem Harzer Kerb- und Muldental belegen. Deshalb werden in Anlehnung an den Ansatz von HOFIUS (1971) die für die reliefbedingte Verschattung maßgeblichen Parameter der Talform und Talrichtung (jeweils 3 Klassen) in den Abiota-Datensatz aufgenommen. Die von HOFIUS vorgeschlagene kardinale Gesamt-Bewertung der Strahlungsexposition ist allerdings überholt. Stattdessen wird als synthetischer Parameter die astronomisch mögliche Tagessumme der Wärmeeinstrahlung eines Hochsommertages für die jeweils gegebene Gewässerbreite, Höhenlage, Talrichtung und -morphologie berechnet. Dazu dient das Strahlungsmodul „Shade“ des EXCEL-basierten Fließgewässer-Gütemodells Qual2K (PELLETIER 1998).

Grundwasserzutritte als wesentliche Einflussgröße des Temperaturganges sind vor allem in Tieflandsgewässern relevant („grundwassergeprägter Tieflandbach“, TIMM & OHLENFORST 1994). Die hydrogeologischen Verhältnisse des Harzes sind hingegen durch geringe Verweilzeiten und Volumina des subterranean gespeicherten Wassers gekennzeichnet (SIEBERT & VIERHUFF in MATSCHULLAT et al. 1994). Der Einfluss kontinuierlicher Grundwasserzuflüsse ist außerhalb der Quellregionen also sehr beschränkt. Dagegen ist die direkte messtechnische Erfassung des Grundwasserzustromes sehr aufwändig. Deshalb wird bei der Beschreibung des thermischen Gradienten auf spezifische Kenngrößen dieses Komplexes verzichtet. Der Einfluss von Quellzuflüssen und thermischer Trägheit des in Fließrichtung zunehmenden Wasservolumens im Gerinne leitet über zur längszonalen Gliederung des Gewässersystems, die im Ergebnisteil separat behandelt wird.

4.4 Auswertung

4.4.1 Datenaufbereitung

Da Wert auf die möglichst vollständige Erfassung des Artenspektrums gelegt wurde, mussten Nachweise unterschiedlicher Entwicklungsstadien (Larven, Exuvien, Imagines) berücksichtigt werden. Diese unterschiedlichen Nachweismethoden sind selektiv und daher untereinander nicht quantitativ vergleichbar. Als Imagines wären z. B. die recht schnell flüchtenden und versteckt lebenden Perlidae an deutlich weniger Punkten ihres tatsächlichen Vorkommens erfaßt worden, während die gesamte *Nemoura-marginata*-Gruppe bei ausschließlichen Larvalfängen nicht in Arten getrennt werden könnte.

Bei Imaginalaufsammlungen in Intervallen von mehreren Wochen wird das Bild der Dominanzverhältnisse stets verfälscht, wenn zufällig ein kurzfristiger Massenschlupf einer Art oder eine witterungsbedingte „Emergenzlücke“ erfaßt wird. Ebenso wenig geben Exuvienaufsammlungen an Ufermauern, Steinblöcken, Brückenfundamenten etc. ein realistisches Bild der Dominanzverhältnisse. An solchen Strukturen sind einige Gattungen durch ihr Verhalten, ihre Körpergröße und die Dauerhaftigkeit der Exuvien besonders gut und teilweise noch lange nach dem Schlupf erfassbar (z. B. *Brachyptera*, *Perla*, *Perlodes*). Die Individuenzahlen der an solchen Strukturen besammelten Arten würden gegenüber den Arten relativ überschätzt werden, die in der Ufervegetation oder während des Aufdriftens in der fließenden Welle schlüpfen und deren Exuvien nicht in vergleichbarer Menge auffindbar sind.

Bei Larvalaufsammlungen ist lediglich für die larval sicher bestimmbaren Arten eine verlässliche Quantifizierbarkeit zu erwarten. Die nur schwer oder gar nicht zu identifizierenden Arten bzw. Stadien gehen meist in einem höheren Sammeltaxon unter. Somit ist ihr exakter Dominanzanteil ebenso wenig wie ihre Abundanz feststellbar.

Die tatsächlichen Abundanzen einzelner Arten können in einem Gewässer stark schwanken. Abundanzveränderungen um das 5- bis 20fache in aufeinander folgenden Jahren sind z. B. aus der Breitenbach-Emergenz bekannt (ILLIES 1979, WAGNER & SCHMIDT 2004). Das führt vor allem unter den Subdominanten und Rezedenten zu ganz erheblichen Verschiebungen. Die als Steuergrößen dieser Dynamik erkannten komplexen hydrologischen und meteorologischen Saisonmuster (WAGNER et al. 2000, WAGNER & SCHMIDT 2004) sind für die Planung von Sammelkampagnen nicht vorhersagbar. Die notwendigen Stichprobenumfänge zur Ermittlung statistisch abgesicherter Mittelwerte wären unter diesen Bedingungen bereits an einem einzelnen Untersuchungspunkt nur schwer zu bewältigen; an einem flächendeckenden Netz von Untersuchungspunkten sind sie praktisch nicht mehr bearbeitbar.

Die Ergebnisse der Arterfassung (nur sichere Artnachweise) wurden daher für die weitere Verarbeitung über die gesamte Erhebungsperiode 1993-2000 für jede Station gepoolt und als semiquantitativer Datensatz mit drei Dominanzklassen aufbereitet:

- 1 rezedent ($0\% < n < 5\%$ der Individuensumme Ephemeroptera+Plecoptera vom jeweiligen Fundort über die gesamte Untersuchungsperiode)
- 2 subdominant ($5\% \leq n < 25\%$)
- 3 dominant ($n \geq 25\%$)

Am Fundort nicht vorkommende Arten sind mit 0 codiert.

Als biotische Parameter werden die Arten- und die Taxazahl ermittelt. Unter Artenzahl wird die Anzahl der tatsächlich festgestellten Arten ohne die höheren Taxa verstanden. Funde, die aufgrund ihres Entwicklungsstadiums nur bis zur Gattung oder Familie bestimmt werden konnten, werden bei der Ermittlung der Taxazahl berücksichtigt, soweit nicht gleichzeitig Nachweise auf Art- oder Gattungsniveau vorliegen oder wenn mit Sicherheit keine Übereinstimmung zwischen den eindeutig determinierten Arten und weiteren Sammeltaxa derselben Gattung/Familie gegeben ist¹¹. Die Taxazahl einiger Stationen ist daher höher als die Zahl der jeweils nachgewiesenen Arten.

Zur Datenbestandshaltung und Visualisierung wurden EXCEL 97/2000 und das Geographische Informationssystem ArcView 3.2 genutzt. Als Schnittstellendateien zum Datenaustausch zwischen den Systemen dienten *.dbf-Dateien (dBase IV).

4.4.2 Begriffliche Konventionen

Alle einer systematischen Besammlung unterzogenen Gewässerabschnitte werden als Stationen bezeichnet. Die 46 Hauptuntersuchungsstationen mit ihren Deskriptoren (Umweltvariablen und Arten) bilden den Referenzdatenbestand, auf den sich die Entwicklung

¹¹ Beispiel: *Rhithrogena picteti* ♂ + *Rhithrogena* sp. (juv. Larve) = 1 Taxon, da die *Rhithrogena*-Larve nicht sicher bestimmbar ist; *Isoperla difformis* ♀ + *Isoperla* sp. ♀ = 2 Taxa, da *I. difformis* ♀ im Gegensatz zu den ♀ der anderen *Isoperla*-Arten des Gebietes sicher bestimmbar ist.

von Prognosemodellen stützt. Als Teststation wird eine Station bezeichnet, für die eine individuelle Prognose der unter Referenzbedingungen zu erwartenden Artenzusammensetzung zu geben ist.

Bei den Umweltvariablen wird zwischen lokalen und räumlich strukturierten Variablen unterschieden. Lokale Variablen könnten theoretisch überall im Untersuchungsgebiet alle Ausprägungen ihrer Spannweite annehmen, während räumlich strukturierte Variablen in einzelnen Ausprägungsstufen bzw. Wertebereichen an geographisch abgrenzbare Ausschnitte des Untersuchungsgebietes gebunden sind (geologische Einheiten, Höhenzonen usw.).

Der Datensatz der abiotischen, im statistischen Sinne unabhängigen bzw. erklärenden Variablen wird gemäß den Konventionen in LEGENDRE & LEGENDRE (1998) als Matrix X bezeichnet, derjenige der biotischen (abhängigen) Variablen als Matrix Y . Teildatensätze aus X oder Y werden durch tiefgestellte Indices markiert, z. B. X_{local} für den Teildatensatz der lokalen Umweltvariablen und X_{long} für den Teildatensatz der längszonal differenzierenden Umweltvariablen. Distanz- und Ähnlichkeitsmatrices werden durch D bzw. S symbolisiert (**d**istance bzw. **s**imilarity) und mit dem tiefergestellten Kürzel des jeweiligen Distanz- bzw. Ähnlichkeitsmaßes gekennzeichnet.

In der Verfahrens- und Ergebnisdarstellung werden für alle ökologisch-statistischen Größen und Parameter in der Regel die Bezeichnungen, Abkürzungen und Formelzeichen aus den zitierten Verfahrensbeschreibungen verwendet. Von diesem Grundsatz wird nur abgewichen, wenn mehrere Verfahren auf die gleichen Ausgangsgrößen zugreifen und deshalb für die gemeinsame Darstellung eine Vereinheitlichung notwendig ist. Unter der Kurzbezeichnung „Mittel“ ist immer der arithmetische Mittelwert zu verstehen. Andere Mittelwertparameter wie z. B. das geometrische Mittel werden ausdrücklich benannt.

Auf die Übertragung statistischer Fachtermini aus dem Englischen in das Deutsche wird überall dort verzichtet, wo keine allgemein in der deutschen Fachliteratur eingeführten Entsprechungen vorhanden sind. Die zumeist verwendeten englischen Abkürzungen statistischer Analyseverfahren sind in der internationalen und deutschen Fachliteratur allgemeiner Standard. Weder wörtlich noch sinngemäß verdeutschte Akronyme wären daher der Lesbarkeit und Verständlichkeit des Textes dienlich.

In einigen Tabellen und Grafiken des Ergebnisteils ist es zur Verbesserung von Übersichtlichkeit und Erkennbarkeit notwendig, vollständige Artnamen durch Kürzel zu ersetzen. Dem mit den beiden behandelten Ordnungen vertrauten Leser sind diese Kürzel aus den Anfangsbuchstaben von Gattung und Artnamen bereits intuitiv zugänglich; die Ausklappende enthält eine komplette Übersicht der Kürzel und Arten in alphabetischer Reihenfolge.

4.4.3 Übersicht der statistischen Verfahren

Tabelle 10 gibt einen Überblick der einzelnen Fragestellungen und der zu deren Beantwortung genutzten Test- und Analyseverfahren. Anschließend werden die einzelnen Verfahren detaillierter erläutert, soweit es sich nicht um einfache, allgemein eingeführte Standardverfahren der schließenden Statistik handelt. Für derartige Tests (z. B. auf

Normalverteilung, zum Median- und Mittelwertvergleich etc.) wurde OpenStat 4 Vers. 6.7¹² sowie das EXCEL-Tool XLStatistics Vers. 5.54¹³ benutzt.

Die erhobenen Datensätze haben erwartungsgemäß eine große innere Variabilität. Zur detaillierten Datenanalyse wurden deshalb in großem Umfang multivariate Verfahren der Klassifikation und Ordination gewählt. Ohne Grundkenntnisse dieser seit Mitte des 20. Jhd. verstärkt entwickelten Verfahren sind weite Teile der neueren ökologischen Literatur kaum noch zu verstehen (LEYER & WESCHE 2007). Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine allgemeine Einführung in die Verfahren der multivariaten Statistik gegeben werden kann, sei besonders auf die praxisorientierte deutsche Übersicht von LEYER & WESCHE (2007) hingewiesen. Weitergehende Verfahrensbeschreibungen, mathematische Details und Anwendungsbeispiele aus der Ökologie bieten z. B. die Werke von JONGMAN et al. (1995), LEGENDRE & LEGENDRE (1998) und ZUUR et al. (2007).

¹² Freeware, © W.G. MILLER 2004

¹³ Shareware, © R. CARR 1997-2000, XLStatistics Homepage: <http://www.deakin.edu.au/~rodneyc/XLStats.htm>. Dr Rodney Carr, School of Management Information Systems, Faculty of Business and Law, Deakin University Warrnambool, AUSTRALIA

Tabelle 10: Übersicht der statistischen Analyseverfahren

In der Spalte „Analyseverfahren“ werden die bei der jeweiligen Fragestellung untersuchten (Teil-)Datensätze genannt. Zur Zuordnung und Skalierung der darin enthaltenen Einzelvariablen siehe Tabelle 21 und Tabelle 22 auf S. 91 f.

Nr.	Fragestellung	Analyseverfahren	Quelle	Software	Kriterien	Erläuterung
1	Lässt sich das Muster der biotischen Variation in \mathbf{Y} durch eine stabile Gruppenstruktur der Stationen beschreiben?	Clusteranalyse (UPGMA mit $D_{(\text{BRAY-CURTIS})}$ und $D_{(\text{SØRENSEN})}$ von \mathbf{Y})	ROHLF (1963), ODUM (1950), SØRENSEN (1948)	MVSP 3.1	Zahl der Hauptcluster und Zuordnung der Einzelstationen ist weitgehend unabhängig vom Distanzmaß	Kap. 4.4.4, S. 47 f.
2	Welche Arten charakterisieren diese Gruppen (= Gemeinschaften)?	Indikatorarten-Analyse	DUFRENE & LEGENDRE (1997)	IndVal	Präsenz- und Dominanzverteilung der Arten auf die Gemeinschaftscluster (Monte Carlo-Permutationstests)	Kap. 4.4.4, S. 48
3	Lassen sich die Stationen sinnvoll nach den längszonal relevanten Umweltvariablen aus \mathbf{X} gruppieren?	Clusteranalyse (UPGMA + $D_{(\text{Euklid})}$) von X_{long}	ROHLF (1963)	MVSP 3.1	Plausible Clusterbildung (längszonale Gliederung)	Kap. 4.4.4, S. 47 f.
4	Welche Umweltvariablen tragen am meisten zur Erklärung der längszonalen Differenzierung bei?	Ordination: Hauptkomponentenanalyse (PCA) von X_{long}	HOTELLING (1933)	MVSP 3.1	Berücksichtigung derjenigen Achsen, deren Eigenwerte größer sind als das arithmetische Mittel der Eigenwerte aller Achsen (KAISER-Kriterium), Extraktion der am höchsten auf diese Achsen ladenden Variablen	Kap. 4.4.5, S. 50
5	Welche Arten bzw. Artengruppen charakterisieren die Längszonierung?	Indikatorarten-Analyse	DUFRENE & LEGENDRE (1997)	IndVal	Präsenz- und Dominanzverteilung der Arten auf die Cluster der längszonalen Gliederung (Monte Carlo-Permutationstests)	Kap. 4.4.4, S. 48
6	Lassen sich die Stationen sinnvoll nach den	Clusteranalyse (UPGMA +	ROHLF (1963)	MVSP 3.1	Plausible Clusterbildung (Substrat-	Kap. 4.4.4,

Nr.	Fragestellung	Analyseverfahren	Quelle	Software	Kriterien	Erläuterung
	substratdifferenzierenden Variablen aus X gruppieren?	$D_{(Euklid)}$ von X_{sub}			Mosaiktypen)	S. 47 f.
7	Welche Variablen tragen am meisten zur Erklärung der Substratausstattung bei?	Ordination: Hauptkomponentenanalyse (PCA) von X_{sub}	HOTELLING (1933)	MVSP 3.1	Berücksichtigung derjenigen Achsen, deren Eigenwerte größer sind als das arithmetische Mittel der Eigenwerte aller Achsen (KAISER-Kriterium), Extraktion der am höchsten auf diese Achsen ladenden Variablen	Kap. 4.4.5, S. 50
8	In welchem Zusammenhang stehen Substratdiversität und Artendiversität?	Korrelationsbetrachtung	SACHS (1999)	OpenStat 4	Pearson'sche Produktmoment-Korrelation	
9	Welche Arten bzw. Artengruppen charakterisieren die Substratausstattung ?	Indikatorarten-Analyse	DUFRENE & LEGENDRE (1997)	IndVal	Präsenz- und Dominanzverteilung der Arten auf die Substrat-Mosaiktypen (Monte Carlo-Permutationstests)	Kap. 4.4.4, S. 48
10	Wie eng ist die Beziehung zwischen a-priori-Klassifikationen (LAWA-Gewässertypen, Cluster nach lfd. Nr. 3 und 6, Landschaftseinheiten, Flussgebiete, Höhenzonierung) und dem Besiedlungsbild der Stationen?	Ähnlichkeitsanalyse: Mean Similarity Analysis mit $S=1-D_{(Bray-Curtis)}$, Monte-Carlo-Permutationstests	VAN SICKLE (1997)	MEANSIM 6	Absolute Klassifikationsstärke von a-priori-Klassifikationen: mittlere Ähnlichkeit innerhalb der Klassen ist größer als mittleren Ähnlichkeit zwischen den Klassen; Relative Klassifikationsstärke: Verhältnis der absoluten Klassifikationsstärke von a-priori-Klassifikationen zur absoluten Klassifikationsstärke einer annähernd maximal erreichbaren Klassifikation (a-posteriori-Klassen = Cluster aus Nr. 1)	Kap. 4.4.4, S. 50

Nr.	Fragestellung	Analyseverfahren	Quelle	Software	Kriterien	Erläuterung
11	Ist ein lineares oder unimodales Modell zur Beschreibung des Verhaltens der Arten entlang der Umwelt-Gradienten geeignet?	Indirekte Gradientenanalyse: Korrespondenzanalyse (DCA) von Y	HILL & GAUCH (1980)	MVSP 3.1	Länge der von den Stationen repräsentierten Gradienten in sd-Einheiten bei HILL's scaling	Kap. 4.4.5, S. 51
12	Enthält der Datensatz der lokalen abiotischen Primärvariablen X_{local} eine typologisch oder geographisch interpretierbare Struktur ?	Ordination: Hauptkoordinatenanalyse (PCoA) mit $S_{(GOWER)}$	Gower ('1966, 1971)	MVSP 3.1	Gruppenbildung der Stationen im reduzierten euklidischen Ordinationsraum der Achsen 1...3	Kap. 4.4.5, S. 50
13	Welcher Anteil der Gesamtvariation des Biota-Datensatzes Y könnte durch geographisch strukturierte Umweltvariablen erklärt werden?	Varianzaufteilung (Variance partitioning) durch Kombination kanonischer Korrespondenzanalysen und partiereller kanonische Korrespondenzanalysen (CCA und pCCA) unter Einbeziehung der lokalen Umweltparameter (als PCoA-Achsenwerte aus Nr. 12) und der Terme eines Polynoms 3. Grades (Trendoberfläche) aus den Stationskoordinaten als erklärende Variablen (Matrix W)	BORCARD et al. (1992)	BRODGAR 2.5	Verhältnisse der Eigenwert-Summen der CCA und pCCA zueinander	Kap. 4.4.5, S. 51 f.

Nr.	Fragestellung	Analyseverfahren	Quelle	Software	Kriterien	Erläuterung
14	Welches sind die wesentlichen Umweltparameter für die Herausbildung der festgestellten Taxozönosen?	Direkte Gradientenanalyse: CCA von X und Y mit Variablenselektion (Forward selection)	TER BRAAK (1986, 1987) TER BRAAK & VERDONSCHOT (1995)	BRODGAR 2.5	Variablenauswahl anhand von Schwellenwerten für VIF, Konditionaleffekt und F-Statistik (Monte Carlo-Permutationstests)	Kap. 4.4.5, S. 51
15a	Kann die Artenzusammensetzung im Referenzzustand mit Prognosemodellen auf Grundlage der in Nr. 15 ermittelten Umweltparameter messteilenspezifisch vorhergesagt werden?	Modellansatz 1: ANNA (Assessment by Nearest Neighbour Analysis) mit $S=1-D_{(Bray-Curtis)}$	LINKE et al. (2005)	EXCEL, BRODGAR 2.5	Test durch vollständige Kreuzvalidierung (leave one out - cross validation, LOO-CV): Einsetzen der Variablenwerte jeweils einer von n Stationen in ein ohne diese Station erstelltes Modell ($= n$ Einzelmodelle)	Kap. 4.4.6.1, S. 54
15b		Modellansatz 2: db-MRT (distance-based Multivariate Regression Tree) mit $D_{(Bray-Curtis)}$	DE'ATH (2002)	BRODGAR 2.5 (R-Funktionsbibliothek mvpart), EXCEL		Kap. 4.4.6.2, S. 56
16	Wie präzise geben die Modelle die Präsenzverteilung der Arten wieder? Tritt overfitting auf?	Calibration plot	HARRELL et al. (1996)	EXCEL	Regressionsanalyse (Bestimmtheitsmaß R^2 , Anstieg b und Achsenabschnitt a)	Kap. 4.4.6.3, S. 57
17	Wie gut sagen die Modelle das qualitative Besiedlungsbild (Anwesenheit bzw. Fehlen einzelner Arten) voraus?	Informationstheoretisches Gütemaß (ROC: Receiver Operating Characteristic) für artbezogene Modellergebnisse nach vollständiger Kreuzvalidierung (LOO-CV)	BECK & SHULTZ (1982)	ROC_AUC ¹⁴	AUC (Area Under Curve) mit 95%-VB für AUC > 0,5 (Bootstrapping, Percentil-Methode)	Kap. 4.4.6.3, S. 58

¹⁴ Dr. B. SCHÖDER, Universität Potsdam 2006: http://brandenburg.geoeology.uni-potsdam.de/users/schroeder/download/roc_auc_dec06.zip

Nr.	Fragestellung	Analyseverfahren	Quelle	Software	Kriterien	Erläuterung
18	Welche Schwellenwerte sind für die binäre Umsetzung von modellgenerierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten geeignet?	Analyse der Confusion matrices für artbezogene Modellergebnisse nach vollständiger Kreuzvalidierung (LOO-CV) mit unterschiedlichen Schwellenwert-Strategien	Liu et al. (2005)	EXCEL, ROC_AUC	Regressionsanalyse der E/O-Statistik (Bestimmtheitsmaß R^2 , Anstieg b und Achsenabschnitt a, $SD(E/O)$)	Kap. 4.4.6.4 S. 59 f.

4.4.4 Klassifikation

Ziel der Klassifikation ist die Gliederung von Datensätzen in gegeneinander abgegrenzte und innerhalb möglichst ähnliche Gruppen von Objekten (hier: Untersuchungsstationen). Dazu werden hierarchische, divisive Clusteranalysen durchgeführt. Anzustreben ist generell die Wahl des einfachsten auf die zu untersuchenden Daten anwendbaren Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaßes, um die Ergebnisinterpretation zu erleichtern (JONGMAN ET AL. 1995). Als Clusterverfahren wird für alle Analysen **UPGMA** ("Unweighted Pairwise Group Averaging") benutzt. Hierbei wird das arithmetische Mittel der paarweisen Ähnlichkeiten aller Einzelemente (im ersten Schritt Stationen, später Stationen und bereits entstandene Cluster) errechnet. Die beiden Elemente mit der höchsten durchschnittlichen Ähnlichkeit werden vereinigt. Anschließend werden beide Schritte mit dem neu erzeugten Cluster und den verbleibenden Elementen wiederholt, bis alle Elemente zu einem finalen Cluster zusammengefasst sind. Die Ergebnisse werden grafisch als Dendrogramme präsentiert. Bei großer Objektanzahl sind vollständige Dendrogramme im Druckbild \leq DIN A4 aber nur schlecht lesbar. Abbildung 6 veranschaulicht das Prinzip der deshalb vorgenommenen Nachbearbeitung. Die niederen Fusionsniveaus werden bis zu dem Ähnlichkeits- bzw. Distanzniveau abgeschnitten, von dem ab sich interpretationsfähige Gruppierungen (**X**, **Y**, **Z**) der Objekte **A...F** ergeben.

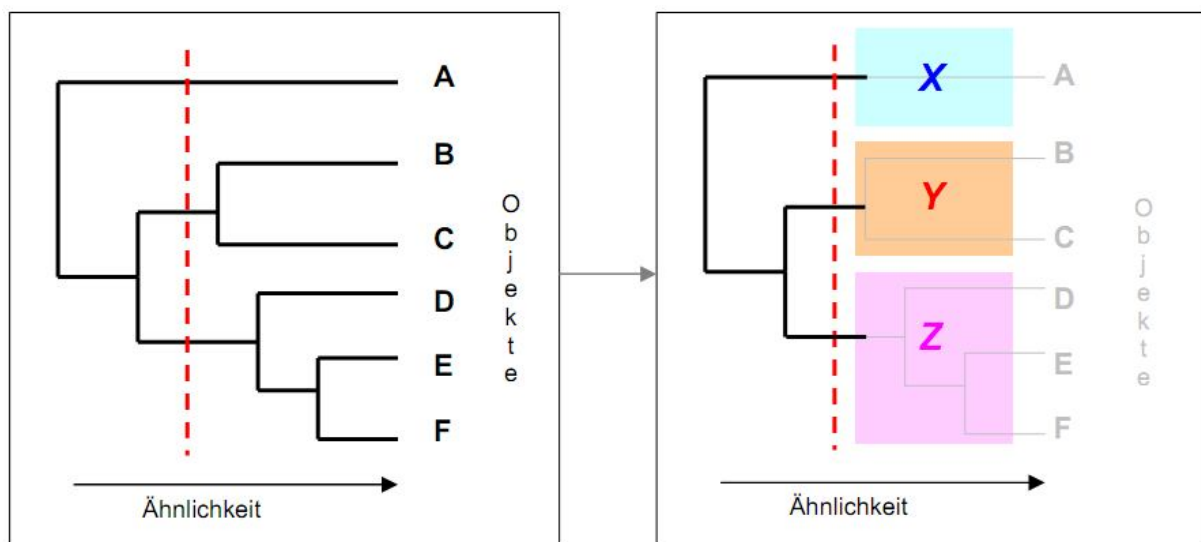


Abbildung 6: Modifizierung von Dendrogrammen zur Ergebnisdarstellung der Clusteranalysen

Für die Art-Fundort-Matrix **Y** (83 Parameter x 46 Fundorte) werden zwei Analysen mit unterschiedlichen Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaßen durchgeführt. Die Notation in der anschließenden Beschreibung folgt LEGENDRE & LEGENDRE 1998.

Der binäre Ansatz beruht auf den aus **Y** ableitbaren 2x2-Tafeln für jede Art und jedes Fundortpaar.

Tabelle 11: 2x2-Tafel mit Kürzeln der Tafelbelegung für Distanz- und Ähnlichkeitsmaße

2x2 – Tafel		Station x_1	
		Art anwesend	Art fehlend
Station x_2	Art anwesend	a	b
	Art fehlend	c	d

Das Fehlen einer Art ist weniger sicher feststellbar als die Anwesenheit einer Art. Beide Merkmale sind theoretisch von gleichem Informationswert, aber unterschiedlich fehlerträchtig. Das Vorkommen einer Art an einer Lokalität ist - abgesehen von eventueller Fehldetermination - ein sicher feststellbares Merkmal. Der Nichtnachweis einer Art kann jedoch mehrere Ursachen haben:

- die tatsächliche Abwesenheit,
- Nichtauffinden infolge sehr geringer Abundanz,
- Nichtauffinden wegen methodischer Sammelfehler,
- taxonomisches Nichterkennen.

Zur Umgehung dieser Unsicherheit wird im vorliegenden Fall der Ähnlichkeitskoeffizient Sc nach SØRENSEN (1948) gewählt. Die in der Formel (1) benutzten Kürzel (a , b , c) entsprechen den einzelnen Fällen der Tafelbelegung in Tabelle 11.

$$Sc(x_1, x_2) = \frac{2a}{(2a + b + c)} \quad (1)$$

Die gemeinsame Anwesenheit von Arten an den beiden jeweils verglichenen Stationen x_1 und x_2 wird höher gewichtet ($2a$) als einseitiges Fehlen (b , c). Der SØRENSEN-Koeffizient lässt Nicht-Nachweise (d in Tabelle 11) unberücksichtigt.

Binäre Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaße berücksichtigen nur die qualitative Information (An- bzw. Abwesenheit von Arten). Sie können aus qualitativ, semiquantitativ oder quantitativ erfassten Daten berechnet werden. Semiquantitative und quantitative Maße nutzen den weitergehenden Informationsgehalt von Häufigkeits- bzw. Dominanzklassen oder Abundanzen der Arten aus.

Als semiquantitativer Ansatz, der direkt auf Y zugreift, dient hier der Distanzkoeffizient von ODUM (1950), der jedoch unter der Bezeichnung BRAY & CURTIS - Koeffizient BCc bekannt wurde (Formel 2):

$$BCc(x_1, x_2) = \frac{\sum_{j=1}^p |y_{1j} - y_{2j}|}{\sum_{j=1}^p (y_{1j} + y_{2j})} = 1 - \frac{2W}{A + B} \quad (2)$$

y_{1j} bzw. y_{2j} stehen für die an den paarweise verglichenen Fundorten x_1 und x_2 festgestellten Abundanzen (hier durch die Dominanzklassen ersetzt) der Art j . Der rechte Term zeigt die einfache numerische Berechnung. A und B sind die aufsummierten Dominanzklassen aller jeweils an x_1 bzw. x_2 festgestellten Arten. W ist die Summe der jeweils kleinsten bei x_1 bzw. x_2 erreichten Dominanzklassen für jede Art.

Zur Erklärung der agglomerativen Clusteranalysen des Biota-Datensatzes erfolgt eine Charakterarten-Analyse. Mit dieser soll die Bedeutung einzelner Arten bzw. Artengruppen für

die einzelnen Stationscluster quantifiziert werden. Dazu dient das von DUFRENE & LEGENDRE (1997) vorgeschlagene Verfahren **IndVal** (**I**ndicator **V**alue **A**nalysis). Dieses Verfahren ermittelt Arten, welche die Zugehörigkeit der Station zu den Kategorien (= Gewässertypen, Ausprägungsstufen, Cluster) einer a-priori-Klassifikation indizieren¹⁵.

Für alle Kategorien k bildet IndVal Indexwerte aus dem Abundanzanteil (hier: Dominanzklasse) und der relativen Präsenz aller Arten j , die an den Stationen der jeweiligen Kategorie vorkommen:

$$\begin{aligned} A_{kj} &= N \text{ Individuen}_{kj} / N \text{ Individuen}_{+k} \\ B_{kj} &= N \text{ Stationen}_{kj} / N \text{ Stationen}_{k+} \\ \text{IndVal}_{kj} [\%] &= A_{kj} * B_{kj} * 100 \\ \text{IndVal}_j &= \max \text{IndVal}_{kj} \end{aligned} \quad (3)$$

A_{kj} ist ein Maß für die Stärke der Beziehung zwischen einer Art j und einer bestimmten Kategorie k („specificity“). $N \text{ Individuen}_{kj}$ ist die mittlere Dominanzklasse der Art j über alle zur Kategorie k gehörenden Stationen. $N \text{ Individuen}_{k+}$ ist die Summe der mittleren Dominanzklassen der Art j in allen Kategorien. A_{kj} erreicht ein Maximum wenn die Art j ausschließlich in einer Klasse k präsent ist.

B_{kj} für die ist ein Maß für die Treue einer Art j zu einer Kategorie k („fidelity“). $N \text{ Stationen}_{kj}$ ist die Zahl der Stationen in Kategorie k , an denen die Art j präsent ist. $N \text{ Stationen}_{k+}$ ist die Zahl aller Stationen in Kategorie k . B_{kj} ist maximal wenn die Art j an allen Stationen der Kategorie k auftritt.

Der Indikatorwert IndVal_j einer Art j ist der größte Indexwert IndVal_{kj} , der bei dieser Art für eine Kategorie k berechnet wird. Er erreicht sein Maximum, wenn die Art j an allen Station dieser Kategorie in hoher Individuenzahl vorkommt und gleichzeitig an den Stationen aller anderen Kategorien fehlt.

Im Falle hierarchischer a-priori-Klassifikationen können für die Cluster aller Hierarchieebenen Indikatorwerte berechnet werden. Zur Signifikanzprüfung dient ein Permutationstest mit Austausch der Stationen zwischen den einzelnen Klassen bzw. Clustern in 9 999 Wiederholungen (DUFRENE & LEGENDRE 1997).

Zur agglomerativen Klassifikation der Stationen nach abiotischen Daten werden aus der Umweltdaten-Matrix X_{local} (32 Variablen x 46 Fundorte) 2 Teildatensätze extrahiert. Diese beinhalten die längszonal differenzierenden Parameter (X_{long}) und die Substratparameter des Gewässerbettes (X_{sub}). Als Distanzmaß dient in beiden Fällen die Euklidische Distanz Ed (4).

$$Ed(x_1, x_2) = \sqrt{\sum_{j=1}^n (y_{1j} - y_{2j})^2} \quad (4)$$

y_{1j} bzw. y_{2j} stehen hier für die an den paarweise verglichenen Stationen x_1 und x_2 festgestellten Ausprägungen der Umweltvariablen j .

Im Teildatensatz der längszonal differenzierenden Variablen X_{long} sind quantitative Maßzahlen gemeinsam zu verrechnen, die sich stark in ihrer Dimension und Spannweite unterscheiden; z. B. Gefälle (0,023....0,1545) und Quellentfernung (0,5 63 km). Dies macht eine log(10)-Transformation der Daten vor der eigentlichen Analyse erforderlich. Andernfalls würden zwangsläufig die Parameter mit der größten Spannweite und den numerisch höchsten Einzelwerten die Klassifizierung dominieren.

¹⁵ Daher die Namensgebung und Terminologie der Ausgabeparameter des Verfahrens im englischen Originaltext, nicht zu verwechseln mit der engeren deutschen Belegung des Terminus „Indikatorart“, der im Zusammenhang mit der Bioindikation einzelner Umweltqualitäten oder -belastungen verwendet wird.

Zur Untersuchung der Eignung von a-priori-Klassifikationen für die Erklärung der Ähnlichkeitsstruktur des Biota-Datensatzes wird die **MSA (Mean Similarity Analysis)** genutzt (MEANSIM6; VAN SICKLE 1997). Dieses Verfahren geht von einer aus Y errechneten Ähnlichkeitsmatrix aus und vergleicht die mittlere Ähnlichkeit innerhalb und zwischen vorab festzulegenden Klassen von Stationen (a-priori-Klassifikationen). Klassifikationssysteme, die tatsächlich ökologisch relevante Muster der abiotischen Umwelt erfassen, sollten eine deutliche und statistisch abzusichernde Differenz der mittleren faunistischen Ähnlichkeiten zwischen bzw. innerhalb der Klassen erreichen. Der Quotient dieser beiden mittleren faunistischen Ähnlichkeiten ist die absolute Klassifikationsstärke des untersuchten Klassifikationssystems.

Als Grundlage der Berechnungen wird hier die bereits für die Clusteranalyse von Y erzeugte Distanzmatrix $D_{(Bray-Curtis)}$ in eine Ähnlichkeitsmatrix $S_{1-D(Bray-Curtis)}$ transformiert. Als a-priori-Klassen dienen die Zuordnungen der Stationen zu nominalen Einzelparametern (hier: Landschaftseinheiten, Flussgebiete, Höhenzonen und LAWA-Fließgewässertypen) sowie zu den aus X_{long} erzeugten Clustern der Fließgewässerzonierung.

Das Verhältnis von absoluter Klassifikationsstärke des einzelnen a-priori-Klassifikationssystems zur maximal möglichen absoluten Klassifikationsstärke eines a-posteriori-Systems mit gleicher Klassen- und Stationszahl wird als relative Klassifikationsstärke bezeichnet. Diese macht die Qualität der a-priori-Klassifikationssysteme untereinander besser vergleichbar. Als Schätzwert für das theoretische Maximum dient die absolute Klassifikationsstärke einer entsprechenden Anzahl von Clustern aus der agglomerativen Clusteranalyse von $D_{(Bray-Curtis)}$ (UPGMA, siehe S. 47).

Auch bei diesem Verfahren dienen Permutationstests mit 9 999 Wiederholungen zur Absicherung der Ähnlichkeitsvergleiche. Detailliertere Erläuterungen zu den Ausgabeparametern werden im Kap. 5.3.2 im Zusammenhang mit der Darstellung der Ergebnisse gegeben.

4.4.5 Ordination

Ordinationsverfahren machen die Informationsfülle multivariater Datensätze überschaubar und erlauben die Erklärung ihrer inneren Struktur. Dazu wird aus der Primärmatrix eine beschränkte Zahl von synthetischen, erklärenden Variablen (Achsen) konstruiert, die ein Maximum der dem Datensatz inhärenten Gesamtvariation erklären. Diese Achsen bilden in geometrischer Darstellung einen Raum, in dem die Einzelobjekte (Stationen oder Arten) liegen. Deren Lage und Verteilung ist durch ihre Position zu den einzelnen Achsen und zu anderen Objekten interpretierbar. Dabei können, je nach Verfahren, sowohl Arten-Fundort-Matrices als auch Umweltvariablen-Fundort-Matrices für sich und in Kombination miteinander untersucht werden (direkte und indirekte Gradientenanalyse). Ordinationsverfahren bieten die Möglichkeit der Datenreduktion für nachfolgende Analysen, indem die mit den ersten extrahierten Achsen hoch korrelierten Originalvariablen gefunden werden und diese ggf. die innere Struktur des Datensatzes hinreichend, aber mit wesentlich weniger Erfassungs-, Rechen- und Darstellungsaufwand abbilden (TIMISCHL 2000).

Die innere Struktur von homogen skalierten Abiota-Teildatensätzen wird mit **Hauptkomponentenanalysen (PCA, Principal Components Analysis, HOTELLING 1933)** untersucht.

Mathematisch beruht die PCA auf Zerlegung und Transformation einer aus den Originaldaten errechneten Kovarianz- oder Korrelationsmatrix, der ein lineares, euklidisches Distanzmodell zugrundeliegt. Dabei werden Hauptachsen erzeugt. Dies sind in geometrischer Interpretation nacheinander konstruierte Linien, die orthogonal zueinander stehen und jeweils in Richtung der größten verbleibenden Ausdehnung der von den untersuchten Objekten (= Stationen) gebildeten Punktwolke liegen. Die maximale Zahl der

Hauptachsen entspricht der Zahl der in der Analyse berücksichtigten Variablen. Für alle Hauptachsen werden Eigenwerte und Eigenvektoren ausgegeben. Eigenwerte beschreiben den Anteil der Gesamtvarianz des untersuchten Datensatzes, der durch die einzelnen Hauptachsen erklärt wird. Eigenvektoren sind Maßzahlen für die relative Bedeutung der einzelnen Variablen für jede Hauptachse. Das Vorzeichen der Eigenvektoren zeigt die gleichsinnige bzw. gegenläufige Ausrichtung von Achse und Variablen an. Weiterhin wird eine Matrix der Komponentenwerte ausgegeben. Diese verknüpfen die Original-Datenpunkte mit den extrahierten Hauptachsen, so dass die Darstellung der Stationen in einem neuen Koordinatensystem möglich wird. Die Hauptachsen werden durch Linearkombinationen der Originalvariablen beschrieben. Alle Originalvariablen sind als Vektoren in relativer Lage und Länge zu den Hauptachsen und Objekten (=Stationen) darstellbar („Biplot“) (JONGMAN et al. 1995, LEYER & WESCHE 2007). Analog zur Clusteranalyse ist auch hier eine $\log(10)$ -Transformation erforderlich, wenn die zu analysierenden Datensätze einzelne Variablen mit numerisch hohen Werten beinhalten.

Der Abiota-Teildatensatz X_{local} , der die lokalen Umweltvariablen unter Ausschluss der Zuordnung zu mesoskaligen landschaftsökologischen Gliederungssystemen umfasst, ist jedoch inhomogen skaliert: er enthält nominal und kardinal skalierte Variablen. Die innere Struktur dieses Teildatensatzes wird daher mit einer **Hauptkoordinatenanalyse (PCoA, Principal Coordinates Analysis)** untersucht. Das Verfahren kann als eine allgemeinere Form der oben beschriebenen PCA charakterisiert werden (LEYER & WESCHE 2007). Anstelle einer auf euklidischen Distanzen beruhenden Kovarianz- oder Korrelationsmatrix wie in der PCA kann eine Vielzahl von metrischen Ähnlichkeits- oder Distanzmaßen genutzt werden (ZUUR et al. 2007). Die Originaldistanzen der Objekte untereinander bleiben dabei weitgehend erhalten. Darin liegt der wesentliche Vorzug des Verfahrens: die Abbildung der Objekte in einem auf wenige Achsen reduzierten System ist bei Wahl eines geeigneten Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaßes auch für Datensätze mit heterogener Skalierung und nicht-quantitativen Deskriptoren möglich. Die PCoA ist zudem besonders nützlich, wenn sich die Zahl der Variablen der Zahl der Stationen annähert oder diese sogar übersteigt - die klassische PCA ist unter diesen Umständen weniger geeignet (KOVACH 1999).

Da der Abiota-Teildatensatzes X_{local} nominale, binäre und stetige Variablen umfasst wird hier als Ähnlichkeitsmaß der „General similarity coefficient“ $GGSc$ von GOWER (1971) gewählt (5).

$$GGSc(x_1, x_2) = \frac{\sum_{k=1}^p (w_{12j} s_{12j})}{\sum_{k=1}^p w_{12j}} \quad (5)$$

mit $s_{12j} = 1 - \frac{|y_{1j} - y_{2j}|}{Rangziffer(j)}$ für stetige Variablen

$S_{12j} = 1$ für übereinstimmende Werte

$W_{12j} = 0$

für nicht übereinstimmende Werte bei binären Variablen

$S_{12j} = 1$ für nicht übereinstimmende Werte bei nominalen oder binären Variablen

$W_{12j} = 1$

in allen anderen Fällen

Auch hier stehen y_{1j} bzw. y_{2j} für die an den paarweise verglichenen Stationen x_1 und x_2 festgestellten Ausprägungen der Umweltvariablen j .

Die mit der PCoA für die einzelnen Stationen ermittelten Hauptkoordinaten bzw. Hauptkomponenten können direkt als synthetische, neue Variablen in weitere Analysen und Auswertungen einbezogen werden.

Zur ersten Ordination des Biota-Datensatzes Y dient eine **DCA (Detrended Correspondence Analysis)**. Die ihr zugrundeliegende Korrespondenzanalyse (CA, HILL 1970) kann im Prinzip als Achsenextraktion aus einer χ^2 -Distanzmatrix aufgefasst werden. Bei der damit verbundenen Datenreduktion tritt als mathematischer Artefakt eine bogenförmig verzerrte Abbildung der Lage der Stations- und Artpunkte entlang der ersten Achse auf, der „arch effect“. Mittels „detrending“ (Zentrierung der Punktwolke um die erste Achse und deren Standardisierung auf gleichmäßige Intervalle) wird dieser Effekt in dem von HILL & GAUCH (1980) zur DCA erweiterten Algorithmus korrigiert.

Für die direkte Analyse des Verhaltens von Arten entlang von Umweltgradienten kommt ein unimodales oder ein lineares Reaktionsmodell in Frage (siehe auch Abbildung 23 auf S. 82). Die Wahl fällt hier jedoch wegen der mit der DCA festgestellten Gradientenlänge auf ein unimodales Modell. Das lineare Modell ist im Prinzip ein Hilfskonstrukt zur vereinfachten Abbildung eines Spezialfalles, der auftritt, wenn nur ein Teilabschnitt des zugrundeliegenden Umweltgradienten von den Untersuchungsstationen abgedeckt wird (JONGMAN et al. 1995).

Der Einfluss der Umweltvariablen auf das Vorkommen von Arten oder Gemeinschaften wird deshalb mit der **kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA, Canonical Correspondence Analysis, TER BRAAK 1986, 1987)** untersucht. Die CCA ist zudem mehr auf die Betrachtung der Artenzusammensetzung und weniger auf die Analyse von Abundanz-Trends fokussiert als ihre lineare Entsprechung (Redundanzanalyse, RDA). Entwickelt unter der allgemeinen Voraussetzung des unimodalen Verhaltens der Arten entlang der Umweltgradienten, kann die CCA aber auch den monotonen Spezialfall hinreichend abbilden (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Die erklärenden Variablen werden in der CCA als Linearkombinationen realer Umweltfaktoren aufgefasst und in Form von Achsen dargestellt. Diese Umweltfaktoren werden mit dem Ziel gewichtet, eine weitestmögliche Aufspreizung der Artdaten entlang der ersten Achse zu erreichen. Anschließend wird derselbe Vorgang für eine zweite und weitere Achsen wiederholt, die nicht mit den bislang extrahierten Achsen korreliert sind. Jede dieser Achsen erklärt einen immer kleiner werdenden Teil der Gesamtvariation des Biota-Datensatzes. Als Ergebnis der Analyse sind Art- und Stationspunkte sowie die Vektoren bzw. Zentroide der erklärenden Umweltfaktoren grafisch im Ordinationsraum darstellbar.

Das so erstellte Modell kann vereinfacht werden, indem es auf diejenigen Umweltvariablen reduziert wird, welche den höchsten Erklärungswert für die CA-Achsen haben. Die hier dafür gewählte Strategie ist „Forward selection“. Dies bezeichnet die sukzessive Aufnahme der einzelnen Umweltvariablen in die Linearkombination der CCA-Achsen, beginnend mit der Variablen, die den höchsten Erklärungsbeitrag für die Variation der Artenzusammensetzung liefert. Grundlage der Variablenbeurteilung wie auch der Beurteilung des Gesamtmodells sind wiederholte Monte-Carlo-Permutationstests. Dieser Prozess wird beendet, wenn der Einschluss einer weiteren Variable nicht mehr zu einer signifikanten Verbesserung des Modells führt (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995).

Eine CCA kann partiell angelegt werden (pCCA), indem aus dem Gesamtsatz der Umweltvariablen einzelne oder mehrere Parameter als Kovariablen in den Rechengang eingestellt werden. Durch Kombination mehrerer CCA und pCCA mit wechselnden Parameter(gruppen) und Variablen-/Kovariablen-Aufteilungen sind Kombinationseffekte bzw. originäre Erklärungsanteile einzelner Parameter(gruppen) für die Gesamtvariation erkennbar („**Variance partitioning**“, LEGENDRE & LEGENDRE 1998). Dieses Verfahren beruht auf der Idee, die individuellen und gemeinsamen Erklärungsanteile unabhängiger Variablen(gruppen) für die Gesamtvariation der abhängigen Variablen interpretationsfähig zu fraktionieren.

Der Biota-Datensatz Y und zwei Gruppen erklärender Variablen (X und W) werden dazu mit einer Kombination aus einer herkömmlichen und zwei partiellen Kanonischen Korrespondenzanalysen (CCA, pCCA) untersucht (Abbildung 7). Dabei werden auf direktem Wege drei Fraktionen der Gesamtvariation berechnet, nämlich die von beiden Variablensätzen gemeinsam erklärte Gesamtvariation $[a+b+c]$ sowie die jeweils allein durch die beiden Variablensätze erklärbaren Anteile $[a]$ und $[c]$.

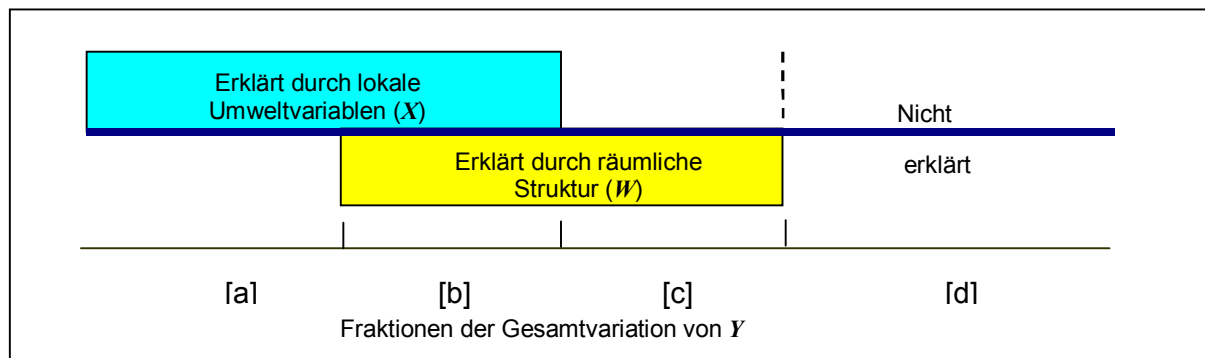


Abbildung 7: Prinzip des Variance partitioning nach BORCARD et al. (1992).

Die Fraktion $[b]$, d. h. der gemeinsame Erklärungsanteil beider erklärenden Variablengruppen, ist nicht direkt berechenbar. Diese Fraktion kann aber im Ergebnis der drei o.g. Analysen einfach durch Rückrechnung ermittelt werden: $[b]=[a+b+c]-[a]-[c]$. Die nicht erklärte Restvariation $[d]$ ergibt sich aus der Differenz zwischen $[a+b+c]$ und 100%.

Auch die Anteile der Gesamtvariation des Biota-Datensatzes, die durch mesoskalig geographisch strukturierte Umweltvariablen bzw. ausschließlich durch ihre geographische Lage erklärt werden, können auf diesem Wege quantifiziert werden (BORCARD et al. 1992, LEGENDRE 1990).

Zur Abbildung der geographischen Lagebeziehungen der Stationen werden aus ihren Hoch- und Rechtswerten die Einzeltermen eines Polynoms 3. Grades nach Formel (6) gebildet (x , x^2 , x^2y etc., die b_n bleiben unberücksichtigt). Durch den kubischen Ansatz können auch nichtlineare Effekte einer möglichen Beziehung zwischen Y und der Lageinformation der Stationen erkannt werden.

$$z = b_0 + b_1x + b_2y + b_3xy + b_4x^2 + b_5y^2 + b_6x^2y + b_7xy^2 + b_8y^3 + b_9y^3 \quad (6)$$

mit x = Hochwert, transformiert ¹⁶
 y = Rechtswert, transformiert

¹⁶ Hoch- und Rechtswert: Gauß-Krüger-Koordinaten, 4. Meridianstreifen, 3°-Streifen, Potsdam-Datum, Bessel-Ellipsoid. Die Transformation der geographischen Originalkoordinaten erfolgt nach dem Prinzip $[x=(x-x_{min})/1000]$ bzw. $[y=(y-y_{min})/1000]$. Dies entspricht einer Verschiebung des Koordinatenursprungs, mit der die Punktwolke engstmöglich von der x - und y -Achse umfasst wird, und einer Umwandlung der in Metern angegebenen Koordinatenwerte in Kilometer. Diese Reduzierung der 7 Vorkommastellen der Originalkoordinaten ist notwendig, um rechentechnisch kritische hohe Stellenzahlen der multiplikativen Einzeltermen zu umgehen.

Die 9 Einzelterme werden für alle Stationen in der Matrix W zusammengeführt und als erklärende Variablen in die Analyse eingestellt. Daraus wird in der CCA eine Trendoberfläche generiert, wobei die 9 Faktorladungen der einzelnen Achsen den Parametern $b_1 \dots b_9$ in Formel (6) entsprechen: die Achsen sind Linearkombinationen dieser Variablen. Das Absolutglied b_0 bleibt unberücksichtigt, da es für die relativen Lagebeziehungen der Stationspunkte zueinander irrelevant ist. Auch für die Matrix W ist mit Forward selection der Variablen eine Datenreduktion möglich.

Die zur Ergebnisinterpretation wesentlichen Einzelschritte der Methode von BORCARD et al. (1992) werden im Ergebnis- und Diskussionsteil (Kap. 5.3.1) näher erläutert.

4.4.6 Prognosemodelle

Ein wesentliches Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Modellierung von Referenzzönosen als Grundlage naturschutzfachlicher und gewässerökologischer Bewertungen. Ausgehend von natürlichen verbreitungsbestimmenden Umweltparametern soll die unter ungestörten oder minimal anthropogen beeinträchtigten Verhältnissen zu erwartende Artenausstattung von möglicherweise beeinträchtigten Teststationen ermittelt werden.

Die CCA bietet durch Biplots von Stationen oder Arten und Umweltparametern die Möglichkeit, anhand der abiotischen Variablen auf die ungefähre Lage einer neu hinzukommenden Teststation im Ordinationsraum zu schließen und Vermutungen über das dort zu erwartende Artenspektrum zu formulieren. Allerdings werden die Umweltvariablen im Algorithmus der CCA unter Zugriff auf eine sog. „inflated data matrix“ standardisiert (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). Diese Matrix kann nur aus den jeweils zusammengehörenden Matrices X und Y , d. h. bei Kenntnis der Umweltdeskriptoren und der Artenzusammensetzung aller berücksichtigten Stationen, erzeugt werden. Eine direkte prognostische Berechnung der Vorkommenswahrscheinlichkeit einzelner Arten für eine neu hinzukommende Teststation ist daher mit der CCA nicht möglich. Deshalb müssen andere Ansätze genutzt werden. Die beiden für diese Arbeit ausgewählten Modellansätze werden in den folgenden Abschnitten näher beschrieben.

4.4.6.1 Modellansatz 1: ANNA

Der von LINKE et al. (2005) erarbeitete Algorithmus „ANNA“ (**A**ssessment by **N**earest **N**eighbour **A**nalysis) beruht auf einem von FAITH & NORRIS (1989) vorgeschlagenen Prinzip und umfasst vier wesentliche Schritte der Modellentwicklung:

- (a) Berechnung einer Distanzmatrix D aus Y (im Original mit binärem Distanzmaß $D=1-S_{(SØRENSEN)}$, hier zur Ausnutzung der semiquantitativen Information in Y mit $D_{(Bray-Curtis)}$)
- (b) Ordination von D mittels nMDS
- (c) Auswahl der erklärenden Variablen nach Ergebnissen der oben beschriebenen CCA von Y und X mit Forward selection
- (d) Multiple Regression dieser Variablen mit den nMDS-Achsen 1 bis 3 („Achsenmodell“)

Zur Prognose der Referenzzönose mit dem Modell sind folgende Schritte erforderlich (LINKE et al. 2005):

- (e) Berechnung der Position einer neu hinzukommenden Teststation im Ordinationsraum durch Einsetzen von deren abiotischen Variablenwerten in das Achsenmodell; im Ergebnis werden die Koordinaten der Teststation im Ordinationsraum der nMDS ausgegeben
- (f) Berechnung der Euklidischen Distanz dieser Teststation zu allen Referenzstationen im Ordinationsraum
- (g) Auswahl der n nächsten Referenzstationen ($n = 3 \dots 15$)
- (h) Berechnung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Arten an der Teststation als distanzgewichtete mittlere Wahrscheinlichkeit aus den Vorkommen an den n Teststationen (7)

$$p_x = \frac{\sum_{i=1}^n x_i \frac{1}{\sqrt{d_i}}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{\sqrt{d_i}}} \quad (7)$$

mit p_x = Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art x an einer Teststation
 $x_i = 0$ für das Fehlen bzw. 1 für das Vorkommen der Art x an der Referenzstation i
 d_i = Euklidische Distanz zwischen Teststation und Referenzstation i
 n = Zahl der berücksichtigten nächstliegenden Referenzstationen

Das in Schritt (b) genutzte Ordinationsverfahren **nMDS** (**n**onmetric **M**ultidimensional **S**caling, KRUSKAL 1964) beruht auf ähnlichen Prinzipien wie die in Abschnitt 4.4.5 beschriebene PCoA. Ergebnis des iterativen Algorithmus ist die Projektion der aus Y errechneten Distanzmatrix D in einem Raum, der von einer vorzugebenden Zahl von Achsen gebildet wird. Die Zahl dieser Achsen ist wesentlich geringer als die Zahl der Original-Deskriptoren (= Arten). Als Gütekriterium dient das als „stress“ bezeichnete Maß der Übereinstimmung zwischen den paarweisen Distanzen der Stationen untereinander in der ursprünglichen Distanzmatrix und in der nMDS-Lösung. „Stress“-Werte $\leq 0,2$ gelten als brauchbares Abbild der ursprünglichen Lagebeziehungen der Stationen. Gegenüber anderen Ordinationsverfahren müssen für nMDS keine einschränkenden Randbedingungen (z. B. Gradientenlänge, Homogenität und Normalität der Deskriptoren, euklidische bzw. metrische Distanzmaße) erfüllt sein. Um dies zu ermöglichen, verzichtet das Verfahren auf den Vergleich metrischer Elemente. Im Gegensatz zur PCoA werden nicht die absoluten Distanzen der Objekte in der initialen Distanzmatrix und in der Lösung miteinander verglichen - entscheidend ist nur die Monotonie der Lagebeziehungen. Daher ist das Verfahren rangbasiert und „nonmetric“. Metrische Eigenschaften haben nur die Achsen, sie können daher *post-hoc* mit realen Umweltvariablen korreliert werden (LEYER & WESCHE 2007).

Die Zahl der in (g) berücksichtigten nächstliegenden Referenzstationen wird im Rahmen der Modellanpassung iterativ optimiert. CCA und nMDS erfolgen in BRODGAR, die weitere Bearbeitung in EXCEL. Für die multiple lineare Regression wird dabei auf das EXCEL-Add In XLStats zurückgegriffen, während alle nachfolgenden Schritte in einem einfachen eigenen EXCEL-Makro realisiert sind.

4.4.6.2 Modellansatz 2: db-MRT

Als mögliche Alternative zu ANNA wird die Vorhersage der Referenz-Taxozönose mit einem db-MRT (**d**istance **b**ased **M**ultivariate **R**egression **T**ree, BREIMAN et al. 1984, FABRICIUS & DE'ATH 2000, DE'ATH 2002) untersucht. Die Berechnung eines db-MRT ist im Statistikprogramm BRODGAR durch Zugriff auf die R-Funktionsbibliothek „mvpart“ möglich. Die sich anschließenden Rechenschritte sind wiederum in EXCEL realisiert.

Das Verfahren greift wie ANNA auf die bereits vorhandene Distanzmatrix **D** mit $D_{(Bray-Curtis)}$ aus **Y** zu. Das Prinzip des db-MRT besteht darin, aus dieser Distanzmatrix durch schrittweise Teilung Cluster der Referenzstationen zu erzeugen, die in sich möglichst homogen und untereinander möglichst unterschiedlich sind. Für jeden Teilungsschritt wird eine einfache Teilungsregel, basierend auf der Ausprägung einer erklärenden Umweltvariablen, ermittelt (z. B. wenn Quellentfernung ≥ 5 km \rightarrow Zuordnung der Station zu Cluster 1; Quellentfernung < 5 km \rightarrow Zuordnung zu Cluster 2). Eine einzelne Umweltvariable kann den Teilungsregeln mehrerer Schritte zugrunde liegen, wobei der zur weiteren Regelbildung verfügbare Wertebereich durch die vorhergehenden Teilungen zumindest einseitig begrenzt ist (z. B. Regel zur weiteren Teilung von Cluster 2: wenn Quellentfernung $\geq 0,5$ km \rightarrow Zuordnung der Station zu Cluster 4; Quellentfernung $< 0,5$ km \rightarrow Zuordnung zu Cluster 5).

Die entstehenden Cluster und die zugehörigen Teilungsregeln werden grafisch als Dendrogramm dargestellt. Die Cluster können theoretisch geteilt werden, bis jede Terminalgruppe nur noch von einer einzelnen Station gebildet wird. Ein solches Modell würde die maximal mögliche Erklärung der Struktur von **Y** anhand der Umweltparameter bieten, aber keine sinnvollen Prognosen zulassen. Deshalb muss der entstehende verzweigte Entscheidungsbaum soweit „zurückgeschnitten“ werden, bis ein dem Ziel der Untersuchung entsprechendes Verhältnis von Erklärungstiefe („precision“) und Übertragbarkeit („generality“) erreicht ist. Kriterium ist hierbei die Minimierung des Vorhersagefehlers für neu hinzukommende Teststationen im Ergebnis einer Kreuzvalidierung (BREIMAN et al. 1984).

Die in den verbleibenden Terminal-Clustern zusammengefassten Stationen repräsentieren jeweils eine Referenz-Zönose. Die zur Isolierung dieser Cluster führenden Ausprägungen der Umweltvariablen charakterisieren Habitat und Areal der Zönose.

Die Zuordnung einer Teststation zu einem der Referenzstations-Cluster anhand der Umweltvariablen entspricht dem Prinzip des dichotomen Bestimmungsschlüssels. Nach Über- oder Unterschreitung eines bestimmten Variablenwertes bzw. nach Zutreffen qualitativer Merkmale wird die Teststation einem Cluster der jeweils nächsten Ebene zugeordnet, bis ein Terminalcluster erreicht ist. Die der Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Arten an der Teststation entspricht der Präsenz des Vorkommens der Art an den n Referenzstationen des zugewiesenen Clusters c (8).

$$p_x = \frac{n_{cx}}{n_c} \quad (8)$$

mit p_x = Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art x an einer Teststation
 n_{cx} = Zahl der Referenzstationen mit Vorkommen der Art x im Cluster c
 n_c = Zahl der Referenzstationen im Cluster c

4.4.6.3 Modellvalidierung und -bewertung

Im Idealfall kann ein Prognosemodell validiert werden, indem die Korrektheit der Prognosen für Teststationen überprüft wird, deren tatsächliche Artenausstattung bekannt ist und die nicht zur Erstellung des Modells genutzt wurden („externe Validierung“). Bei Modellen zur Ermittlung von Referenzzönosen begrenzt aber nicht nur der jeweilige Erfassungsaufwand die für Modellentwicklung und –validierung zur Verfügung stehenden Datensätze. Auch der Umstand, dass die Zahl der überhaupt noch vorhandenen Gewässerabschnitte mit Referenzcharakter bzw. Referenznähe gering ist, beschränkt den Umfang der nutzbaren Daten. Damit stehen schon für die Modellerstellung nur relativ wenige Stationen zur Verfügung. Deren weitere Aufteilung in einen Modell- und einen Validierungs-Datensatz wäre für keinen der beiden Zwecke mehr sinnvoll. Einen Ausweg bietet hier das Prinzip der „leave one out - cross validation“ (LOO-CV oder Jackknife validation, OLDEN & JACKSON 2000, OLDEN et al. 2002). Dazu werden nacheinander n Einzelmodelle erzeugt, wobei jeweils n-1 Stationen in die Modellentwicklung einbezogen werden und die ausgelassene Station als Teststation für die Validierung dient. Mit beiden Modellansätzen (ANNA und db-MRT) werden so für alle Referenzstationen die Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten aller 83 Arten berechnet. Damit stehen für jeden Ansatz bei 46 Stationen ebenso viele Testfälle zur Verfügung, für welche die berechneten Wahrscheinlichkeiten mit den beobachteten Artvorkommen verglichen werden können.

Zunächst wird betrachtet, inwieweit die Modellansätze die Präsenz der einzelnen Arten korrekt wiedergeben („Calibration“, HARRELL et al. 1996). Der Kalibrierungsplot ist ein einfaches Instrument zur Prüfung von Wahrscheinlichkeits-Vorhersagen. Dazu werden die mittleren prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Arten gegen die Prävalenz¹⁷ aufgetragen. Es ergeben sich für die 46 Referenzstationen ebenso viele Wertepaare, die einer linearen Regressionsbetrachtung unterzogen werden. Im theoretischen Idealfall, d. h. bei Identität der beobachteten Prävalenzen und der erwarteten Präsenzen, sind Bestimmtheitsmaß $R^2 = 1$, Anstieg $b = 1$ und Achsenabschnitt $a = 0$. Systematische Kalibrierungsprobleme (z. B. sog. „Overfitting“) können als Verschiebungen der Punktpaare entlang einer der beiden Achsen oder als Abweichung der Regressionsgeraden von der Diagonalen (also $b > 1$ bzw. $b < 1$) erkannt werden (VAUGHAN & ORMEROD 2005).

Ein weiterer Aspekt für die Auswahl des finalen Modells ist der Vergleich der Diskriminanz, d. h. der generellen Fähigkeit zur einer korrekten Unterscheidung zwischen Testfällen mit An- und Abwesenheit der Art (HARRELL et al. 1996).

Beide Modellansätze geben aber zunächst Wahrscheinlichkeiten p_x für das Auftreten der einzelnen Arten an der jeweiligen Teststation aus. Diese stetigen Werte müssen für die beabsichtigte Anwendung in binäre Werte umgesetzt werden. Dazu ist ein Schwellenwert p_{cut} zu wählen. Überschreitet p_x diesen Schwellenwert, so wird die Art als anwesend prognostiziert. Theoretisch kommen alle Werte zwischen 0 und 1 für eine solche Schwelle in Frage. Grundlage der Bewertung binärer Modellergebnisse sind Kontingenztafeln der Modellergebnisse der LOO-CV und der Beobachtungsbefunde („Confusion matrix“, FIELDING & BELL 1997; Tabelle 12).

¹⁷ In der englischsprachigen Modellierungs-Literatur: Präsenz einer Art, bezogen auf die Stationen des für die Modellentwicklung genutzten Referenzdatensatzes. Nicht zu verwechseln mit der im deutschen Sprachraum verbreiteten Verwendung im parasitologischen Kontext nach SCHÄFER & TISCHLER (1983): Häufigkeitsgrad eines Parasiten, ausgedrückt als Quotient aus der Zahl infizierter Wirtsindividuen zur Gesamtzahl der Individuen einer Wirtsart

Tabelle 12: Kontingenztafel mit den Kürzeln der Tafelbelegung und Randsummen für die Modellbewertung

2x2 – Tafel (Confusion matrix)		Modellergebnis		Randsumme
		Art anwesend	Art abwesend	
Beobachtung	Art anwesend	a	b	(a+b)
	Art abwesend	c	d	(c+d)
Randsumme		(a+c)	(b+d)	n

Im Ergebnis der binären Entscheidung sind neben einer korrekten Vorhersage von An- bzw. Abwesenheit der Art zwei grundsätzlich unterschiedliche Fehlertypen möglich:

- falsche positive Entscheidung (**c** in Tabelle 12, das Modell prognostiziert Anwesenheit bei tatsächlicher Abwesenheit einer Art, analog Fehler I. Art in der klassischen schließenden Statistik) und
- falsche negative Entscheidung (**b** in Tabelle 12, das Modell prognostiziert Abwesenheit bei tatsächlicher Anwesenheit einer Art, analog Fehler II. Art in der klassischen schließenden Statistik).

Für jeden untersuchten Schwellenwert ergibt sich eine veränderte Tafelbelegung. Ein qualitativer Vergleich zwischen verschiedenen Modellansätzen ist aber bereits möglich, ohne von vornherein einen bestimmten Schwellenwert festlegen zu müssen. Als Gütemaß dienen dabei die Flächen (AUC) ¹⁸ unter den Receiver Operating Characteristic (ROC) - Kurven (ZWEIG & CAMPBELL 1993) für die einzelnen Arten. Über das gesamte Spektrum der möglichen Schwellenwerte für die binäre Entscheidung werden dabei Sensitivität und 1-Spezifität aus den Ergebnissen der LOO-CV berechnet.

Spezifität ist die Fähigkeit zur korrekten Vorhersage der Anwesenheit einer Art und steigt mit dem Schwellenwert p_{cut} für die berechnete Vorkommenswahrscheinlichkeit p_x , bei dessen Überschreitung die Art als anwesend gilt. Sie wird nach den beteiligten Elementen aus Tabelle 12 als Verhältnis $a/(a+c)$ angegeben. Sensitivität ist die Fähigkeit zur korrekten Vorhersage des Fehlens einer Art und fällt mit dem Schwellenwert p_{cut} . Nach den beteiligten Elementen aus Tabelle 12 wird sie als Verhältnis $d/(d+b)$ angegeben.

Als Sensitivität wird auch die Fähigkeit von RIVPACS-Modellen zur korrekten Trennung der beeinträchtigten von den unbeeinträchtigten Teststationen bezeichnet (OSTERMILLER & HAWKINS 2004). Um hier Verwechslungen mit der o.g. Bedeutung auszuschließen, wird für diese Fähigkeit in der vorliegenden Arbeit der Terminus Empfindlichkeit verwendet.

Die Vertrauensbereiche der AUC werden durch Bootstrapping¹⁹ (EFRON 1979) mit 2 000 Stichproben nach der Perzentil-Methode geschätzt, d. h. für den 95%-Konfidenzintervall werden jeweils das 2,5%-Perzentil als unterer und das 97,5%-Perzentil als oberer Wert genommen. Diese Schätzung ist frei von parametrischen Annahmen (EFRON & TIBSHIRANI 1986). Zur Ausführung der Berechnungen dient das Delphi-Programm ROC_AUC (Vers. 1.3, SCHRÖDER 2006). Anhand von Kalibrierungsplot und ROC wird der bessere der beiden Modellansätze zur Weiterentwicklung ausgewählt.

¹⁸ Area Under Curve

¹⁹ Bootstrapping: Methode des Resampling, besteht in der mehrfach wiederholten Schätzung statistischer Parameter aus Untermengen eines Datenkollektivs – geeignet, wenn statistische Tests nicht durchgeführt werden können, weil die exakte Verteilung der Prüfgröße unbekannt und die Fallzahl zu klein zur Erfüllung von Konvergenzkriterien ist.

4.4.6.4 Schwellenwertoptimierung

Nach Auswahl des insgesamt besseren Modellansatzes ist nun der optimale Schwellenwert p_{cut} zu finden, bei dessen Überschreiten durch p_x eine Art als anwesend vorhergesagt gilt. Die Wahl von p_{cut} hat großen Einfluss auf die korrekte Prognose der Referenz-Zönose (SIMPSON & NORRIS 2000). In Modellen vom RIVPACS-Typ wird bislang ein konstanter Schwellenwert für alle modellierten Taxa verwendet, z. B. $p_{cut} > 0$ in RIVPACS (WRIGHT 1995, 2000), $p_{cut} = 0,25$ in SWEPA_{CSRI} (JOHNSON & SANDIN 2001) oder $p_{cut} = 0,5$ in AUSTRIVAS (HAWKINS et al. 2000b, OSTERMILLER & HAWKINS 2004). Eine solche feste Schwelle garantiert aber weder für die Einzeltaxa noch für die gesamte Zönose ein optimales Prognoseergebnis. Deshalb werden in der vorliegenden Arbeit verschiedene Ansätze zur Schwellenwertfestlegung getestet, die in Tabelle 13 zusammengestellt sind und anschließend erläutert werden.

Tabelle 13: Strategien zur Festlegung von Schwellenwerten

Ansatz	Beschreibung
Feste Schwellenwerte	$p_{cut} = [0,0; 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,7; 0,8; 0,9; 1,0]$
A1	p_{cut} = Prävalenz der jeweiligen Art
A2	p_{cut} = Mittlere berechnete Vorkommenswahrscheinlichkeit der jeweiligen Art
A3	p_{cut} = Schwellenwert mit minimaler absoluter Differenz zwischen Sensitivität und Spezifität für die jeweilige Art
A4	p_{cut} = Schwellenwert mit maximalem CCI (Correctly Classified Instances = Zahl korrekter Prognosen für An- und Abwesenheit) für die jeweilige Art
A5	p_{cut} = Schwellenwert mit maximalem COHEN'S κ für die jeweilige Art
A6	Rangbasierter Ansatz

Zunächst werden einheitliche, d. h. für alle Arten gemeinsam angesetzte feste Schwellenwerte aus dem Intervall $0,0 \leq p_{cut} \leq 1$ untersucht. Darüber hinaus wird hier jedoch für Modelle des RIVPACS-Typs i.w.S. erstmals mit artspezifischen Schwellenwerten gearbeitet. Das Ergebnis sind sozusagen „hybride Modelle“, die unter Beibehaltung einer einheitlichen Modell-Grundstruktur im letzten Schritt an die einzelnen Arten angepasst werden.

Für Habitatmodelle im terrestrischen Bereich, die gewöhnlich für Einzelarten erstellt werden, untersuchten LIU et al. (2005) neben einer festen Schwelle vergleichend 11 weitere Strategien zur Wahl von Schwellenwerten. Drei der in diesem Vergleich am besten abschneidenden Ansätze werden hier angewendet (Ansätze 1, 2 und 3 in Tabelle 13).

Der Prognoseerfolg von Modellen wird durch die Prävalenz beeinflusst (FIELDING & BELL 1997, MANEL et al. 2001, OLDEN et al. 2002, SCARDI et al. 2005). Beim Prävalenz-Ansatz (Ansatz 1 in Tabelle 13) wird daher die Prävalenz der einzelnen Arten im Referenz-Datensatz als Schwellenwert für die binäre Entscheidung genutzt (CRAMER 2003). Ähnlich dient bei Ansatz 2 die mittlere, vom Modell errechnete Wahrscheinlichkeit des Auftretens der jeweiligen Art als Schwellenwert (CRAMER 2003). Mit Ansatz 3 wird eine Optimierung durch Auswahl desjenigen Schwellenwertes angestrebt, bei dem der Absolutbetrag der Differenz zwischen Spezifität und Sensitivität minimiert wird (CANTOR et al. 1999). Ansatz 4 beruht auf der Maximierung der Zahl korrekter Prognosen für An- und Abwesenheit der Art (CCI, „Correctly Classified Instances“). Die Schwellenwertauswahl durch Maximierung der κ -

Statistik (COHEN 1960)²⁰ ist die Grundlage von Ansatz 5 (COHEN 1960, HUNTLEY et al. 1995, GUISAN et al. 1998).

Die beiden letztgenannten Maße fanden gerade in jüngster Zeit wieder eine breitere Verwendung in einschlägigen Publikationen aus dem Bereich der Modellierung aquatischer Zönosen (siehe Einzelbeiträge in LEK et al. 2005). Insbesondere CCI ist ein auch dem fachfremden Entscheider gut vermittelbares Qualitätsmaß, da die „richtigen“ und „falschen“ Prognosen nach einfachem Auszählen ohne theorielastige Rechenschritte in die Modellbeurteilung eingehen. Es ist aber besonders deutlich von der Prävalenz der Arten beeinflusst und schneidet im Vergleich von LIU et al. (2005) deutlich schlechter ab als die zuvor genannten Ansätze.

Über COHEN's κ kann die artbezogene Korrektheit der Modellprognose mit etwas mehr Rechenaufwand unter weitgehender Ausgrenzung von zufallsbedingt korrekten Zuordnungen beurteilt werden. Auch COHEN's κ ist nicht unabhängig von der Prävalenz (SCHRÖDER & REINEKING 2004b), die Abhängigkeit ist aber deutlich geringer als bei Spezifität, Sensitivität und CCI.

$$COHEN's \kappa = \frac{(CCI - E_a)}{(N - E_a)} \quad (9)$$

mit CCI = correctly classified instances = a+d (aus Tabelle 12)

N = Zahl der betrachteten Fälle (=Teststationen)

E_a ist dabei die Anzahl erwarteter korrekter Zuordnungen (CCI) unter Annahme der Unabhängigkeit von den beobachteten Werten (9):

$$E_a = \frac{(E) * (O)}{N} + \frac{(c + d) * (b + d)}{N} \quad (10)$$

E ist die Zahl der Arten, die vom Modell für eine Teststation vorhergesagt werden, also $a+b$ aus Tabelle 12. O ist als die Zahl der Arten definiert, die vom Modell für eine Teststation vorhergesagt und dort tatsächlich beobachtet wurden, also a in Tabelle 12. Somit stellt Formel (9) bereits die Verbindung zu dem von HAWKINS (2006) propagierten O/E-Konzept her. Das Verhältnis O/E kann zwischen 0 (keine der prognostizierte Arten anwesend) und 1 (alle prognostizierten Arten anwesend) liegen.

Mit Nr. 6 in Tabelle 13 wird zusätzlich ein eigener rangbasierter Ansatz getestet. Ausgehend von $E = \Sigma(p_x)$ werden die vom Modell ausgegebenen p_x der Arten in abnehmender Reihenfolge sortiert und die zugehörigen Arten als anwesend gezählt, bis deren Anzahl dem ganzzahlig gerundeten Wert von E entspricht. Dabei kann der Fall eintreten, dass für die letzte zu zählende Art mehrere Artprognosen mit identischem p_x in Frage kommen. Hier wird eine ODER-Entscheidung²¹ berücksichtigt.

²⁰ im Weiteren "COHEN's κ " (kappa)

²¹ **Beispiel:** $E = \Sigma(p_x) = (0,9+0,85+0,75+0,7+0,6+0,5+0,5+0,4+0,3+0,25+0,2+0,2) = 6,15 \approx 6$

Für O werden gezählt: Art A ($p_A=0,9$), Art B ($p_B=0,85$), Art C ($p_C=0,75$), Art D ($p_D=0,7$), Art E ($p_E=0,6$) und

[Art E ($p_E=0,5$) ODER Art F ($p_F=0,5$)] falls anwesend.

Bei jedem Ansatz zur Festlegung eines Schwellenwertes ergeben sich für die 46 Referenzstationen ebenso viele O/E-Wertepaare, die einer linearen Regressionsbetrachtung unterzogen werden. Im theoretischen Idealfall, d. h. bei Identität der beobachteten und erwarteten Artenzahlen, sind Bestimmtheitsmaß $R^2 = 1$, Anstieg $b = 1$ und Achsenabschnitt $a = 0$. Für ein praktisch nutzbares Modell fordern LINKE et al. (2005) eine Beziehung mit $R^2 \geq 0,2$, bei der $0,85 \leq b \leq 1,15$ und $-1,5 \leq a \leq 1,5$ sind. Die Punktwolke der Wertepaare kann jedoch ohne Informationsverlust in Bezug auf die Lage der Punkte zueinander entlang der Ordinate um beliebige Beträge verschoben werden. Deshalb sind Bestimmtheitsmaß R^2 und Anstieg b gegenüber dem Absolutglied a eindeutig höher zu gewichten. Nach HAWKINS (2004a, b) erreichen Modelle vom RIVPACS-Typ mit SD (O/E) $\approx 0,1$ die aufgrund der Stichproben-Variation überhaupt nur mögliche Präzision, während solche mit SD (O/E) $> 0,2$ wenig Nutzen bringen.

Im Ergebnis der oben beschriebenen Arbeitsschritte entsteht ein prognosetaugliches Modell. Dessen praktische Brauchbarkeit wird durch ergänzende Tests mit faunistischen Datensätzen aus der Harz-Literatur beurteilt, die unabhängig von den zur Modellerstellung genutzten Daten sind (externe Validierung). Nur so können für das Modell Glaubwürdigkeit („credibility“) und Anwendbarkeit („qualification“) im Sinne von RYKIEL (1996) eingeschätzt werden. Da die unabhängigen Daten z. T. außerhalb des der Modellentwicklung zugrundeliegenden Untersuchungsraumes erhoben worden, kann auch der geographische Gültigkeitsbereich des Modells evaluiert werden („applicability“, SCHRÖDER & REINEKING 2004b).

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Arten und Taxozönosen

An den 46 Hauptuntersuchungsstationen wurden 25 704 Individuen gesammelt und bestimmt (Larven und Nymphen, Imagines/Subimagines, Exuvien). Dazu kommen $> 4\,856$ Individuen²² von weiteren 55 nur gelegentlich besammelten und/oder anthropogen gestörten Stationen. Hierbei sind auch Aufsammlungen aus Unterläufen von Harzgewässern nach ihrem Eintritt in das harznahe Vorland berücksichtigt.

Ergänzend wurden 2 450 Funddatensätze²³ mit $> 25\,463$ Individuen aus der Literatur extrahiert und ausgewertet (GAHSCHKE 1992, JOOST 1967, BRANDT et al. 1999, HEITKAMP & CORING 1997, HEITKAMP et al. 1985²⁴, REHFELDT 1987, BROCK 1979, BLUM 1983, ULMER 1927, GRASHOF 1972, HÖXTER 1997,1999, BRAASCH 1993, REUSCH & BRETTFELD 1995, LEßMANN 1993, SCHINDEHÜTTE 2000, KLOTZEK 1972, BRETTFELD 1997, TAEGER & TAEGER 1996, ZWICK 1967). Diese Funddatensätze stammen von 228 Fundpunkten an Gewässern des gesamten Harzes. Darin sind 2 170 Individuen, die im Rahmen von unveröffentlichten Diplomarbeiten an den FH Magdeburg bzw. Anhalt gesammelt und bestimmt (HARTMANN & BRIEST 1994, ECKERT 1997, KURTH 1998, OFFINGER & BRAUNS 2000) sowie vom Verfasser überprüft und z. T. revidiert wurden. In Tabelle 14 ist das einschließlich der vorliegenden Untersuchung für den Harz nachgewiesene Artenspektrum der Ephemeroptera und Plecoptera zusammengestellt und nach Landschaftseinheiten gegliedert.

²² Die Individuenzahlen sind nur einseitig begrenzt, weil im Zuge der Feldarbeiten bei unterschiedlich veranlassten Untersuchungen z. T. kardinal skalierte Häufigkeitsangaben wie „ > 50 “ und geschätzte Häufigkeitsklassen (DIN 38 410) notiert wurden.

²³ DV-technische Erfassungseinheit aus Datum, Fundort, Taxon, Individuenzahl bzw. Häufigkeitsangabe, Entwicklungsstadium (Larve, Exuvie, Imago), Geschlecht und Quellenangabe

²⁴ In HEITKAMP et al. (1985) sind *P. dispar*, *P. intricata*, *I. difformis* und *N. dubitans* nach Revision des Belegmaterials durch ZWICK zu streichen (LEßMANN mdl. Mitt.).

Tabelle 14: Ephemeroptera und Plecoptera des Harzes

Art	Hauptstationen Böhme	Oberharz	Hochharz	Unterharz	Östliche Harzabdachung	Quellen, Anmerkungen
<i>Ameletus inopinatus</i> EATON, 1887	X	X	X			
<i>Arthroplea congener</i> BENGTSSON, 1908				X		Einzelfund von BRAASCH (1993): „Stauteich oh. Stolberg“ im Mai 1991. Die Nachsuche an Zuflüssen der Lude anhand einer vagen Ortsbeschreibung von BRAASCH (pers. Mitt.) erbrachte 1999 keine Ergebnisse. Die Stauteiche im angegebenen Gebiet entsprechen nach Trophie und Vegetation auch nicht (mehr?) den von ZIMMERMANN (1976) aus den Randlagen des Thüringer Waldes detailliert beschriebenen Lebensräumen der Art.
<i>Baetis alpinus</i> (PICTET, 1845)	X	X	X	X	X	
<i>Baetis fuscatus</i> (LINNAEUS, 1761)	X	X		X		
<i>Baetis lutheri</i> MÜLLER-LIEBENAU, 1967	X	X		X	X	
<i>Baetis melanonyx</i> (PICTET, 1845)		X	X			LESSMANN (1993), SCHINDEHÜTTE (2000)
<i>Baetis muticus</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X	X	X	X	
<i>Baetis niger</i> (LINNAEUS, 1761)	X	X		X	X	
<i>Baetis rhodani</i> (PICTET, 1845)	X	X	X	X	X	
<i>Baetis scambus</i> EATON, 1870	X	X		X	X	
<i>Baetis vernus</i> CURTIS, 1834	X	X	X	X	X	
<i>Caenis beskidensis</i> SOWA, 1973	X	X		X	X	
<i>Caenis horaria</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X		X		
<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister, 1839)		?				HAASE & SCHINDEHÜTTE (2000) ohne Hinweis auf genauen Fundpunkt oder Literaturquelle, keine eigenen Daten
<i>Caenis macrura</i> STEPHENS, 1835	X	X		X		
<i>Caenis rivulorum</i> EATON, 1884	X	X		X		
<i>Caenis robusta</i> EATON, 1884	X	X				
<i>Centroptilum luteolum</i> (MÜLLER, 1776)	X	X		X	X	
<i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)	X	X		X		
<i>Ecdyonurus dispar</i> (CURTIS, 1834)	X	X		X	X	
<i>Ecdyonurus subalpinus</i> KLAPALEK, 1907		X				SCHINDEHÜTTE (2000)
<i>Ecdyonurus submontanus</i> LANDA, 1969	X	X		X	X	
<i>Ecdyonurus torrentis</i> KIMMINS, 1942	X	X		X	X	
<i>Ecdyonurus venosus</i> (FABRICIUS, 1775)	X	X		X	X	

Art	Hauptstationen Böhme	Oberharz	Hochharz	Unterharz	Östliche Harzabdachung	Quellen, Anmerkungen
<i>Electrogena lateralis</i> (CURTIS, 1834)	X	X		X		
<i>Electrogena ujhelyii</i> (SOWA, 1981)		X			X	
<i>Epeorus assimilis</i> EATON, 1885	X	X		X	X	
<i>Ephemera danica</i> MÜLLER, 1764	X	X		X	X	
<i>Ephemerella mucronata</i> (BENGTSSON, 1909)	X	X		X	X	
<i>Ephemerella notata</i> (BENGTSSON, 1909)		?				HEITKAMP ET AL. (1985) (wahrscheinlich Fehldetermination wie bei einigen Plecoptera, keine Belege, keine Wiederfunde)
<i>Habroleptoides confusa</i> SARTORI & JACOB, 1986	X	X		X	X	
<i>Habrophlebia fusca</i> (CURTIS, 1834)	X	X		X		
<i>Habrophlebia lauta</i> EATON, 1884	X	X		X	X	
<i>Leptophlebia marginata</i> (LINNAEUS, 1767)	X	X				
<i>Leptophlebia vespertina</i> (LINNAEUS, 1758)		X				nach Fundmeldungen von HÖXTER (in litt.) in HAASE & SCHINDEHÜTTE (2000)
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (STEPHENS, 1835)	X	X		X	X	
<i>Procloeon bifidum</i> (BENGTSSON, 1912)	X			X		
<i>Rhithrogena hercynia</i> LANDA, 1969	X	X		X		
<i>Rhithrogena picteti</i> SOWA, 1971	X	X	X	X	X	
<i>Rhithrogena puytoraci</i> SOWA & DEGRANGE, 1987	X	X		X		
<i>Rhithrogena savoienensis</i> ALBATERCEDOR & SOWA, 1987		X				Larvaler Einzelfund im Westharz (HÖXTER 1999), nächster Fundpunkt Kaufunger Wald in Nordhessen (HAASE & MEIJERING 1995)
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (CURTIS, 1834)	X	X	X	X	X	
<i>Serratella ignita</i> (PODA, 1761)	X	X		X	X	
<i>Siphonurus aestivalis</i> (EATON, 1903)	X			X		
<i>Siphonurus lacustris</i> (EATON, 1870)	X	X	X	X		Funde aus dem Ilse- und Holtemmegebiet bei GAHSCHKE (1992) irrtümlich unter <i>S. aestivalis</i> (Korrektur GAHSCHKE in litt.)
<i>Torleya major</i> (KLAPALEK, 1905)	X	X		X	X	
<i>Amphinemura standfussi</i> (RIS, 1902)	X	X	X	X	X	
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (STEPHENS, 1836)	X	X	X	X	X	

Art	Hauptstationen Böhme	Oberharz	Hochharz	Unterharz	Östliche Harzabdachung	Quellen, Anmerkungen
<i>Amphinemura triangularis</i> (RIS, 1902)	X	X		X	X	
<i>Brachyptera risi</i> (MORTON, 1896)	X	X	X	X	X	
<i>Brachyptera seticornis</i> (KLAPALEK, 1902)	X	X	X	X		
<i>Capnia bifrons</i> (NEWMAN, 1839)	X			X	X	
<i>Capnia vidua</i> (KLAPALEK, 1904)	X	X	X	X		
<i>Chloroperla tripunctata</i> (SCOPOLI, 1763)	X	X	X	X	X	
<i>Dinocras cephalotes</i> (CURTIS, 1827)	X	X		X		
<i>Diura bicaudata</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X	X	X		
<i>Isoperla difformis</i> (KLAPALEK, 1909)	X	X		X	X	
<i>Isoperla goertzi</i> ILLIES, 1952		X				SCHINDEHÜTTE (2000), KLOTZEK (1970), HEITKAMP & CORING (1997)
<i>Isoperla grammatica</i> (PODA, 1761)	X	X		X	X	
<i>Isoperla oxylepis</i> (DESPAX, 1936)	X	X		X	X	
<i>Isoperla rivulorum</i> (PICTET, 1841)		X				REHFELDT (1987), BROCK (1979)
<i>Leuctra albida</i> KEMPNY, 1899	X	X	X	X	X	
<i>Leuctra aurita</i> NAVAS, 1919	X	X	X	X	X	
<i>Leuctra autumnalis</i> AUBERT, 1948		X				LESSMANN (1993)
<i>Leuctra braueri</i> KEMPNY, 1898	X	X	X	X	X	
<i>Leuctra digitata</i> KEMPNY, 1899	X	X		X	X	
<i>Leuctra fusca</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X	X	X	X	
<i>Leuctra hippopus</i> KEMPNY, 1899	X	X	X	X	X	
<i>Leuctra inermis</i> KEMPNY, 1899	X	X	X	X		
<i>Leuctra leptogaster</i> AUBERT, 1949	X	X		X		
<i>Leuctra major</i> BRINCK, 1949	X	X				GRASHOF (1972), LESSMANN (1993), HEITKAMP & CORING (1997); eigener Fund BÖHME: vid. ZWICK
<i>Leuctra nigra</i> (OLIVIER, 1811)	X	X	X	X	X	
<i>Leuctra prima</i> KEMPNY, 1899	X	X		X	X	
<i>Leuctra pseudocingulata</i> MENDL, 1968	X	X	X	X	X	
<i>Leuctra pseudosignifera</i> AUBERT, 1954	X	X		X	X	
<i>Leuctra rauscheri</i> AUBERT, 1957	X	X	X			
<i>Nemoura avicularis</i> MORTON, 1894	X	X	X	X		
<i>Nemoura cambrica</i> STEPHENS, 1836	X	X	X	X	X	
<i>Nemoura flexuosa</i> AUBERT, 1849	X	X	X	X	X	

Art	Hauptstationen Böhme	Oberharz	Hochharz	Unterharz	Östliche Harzabdachung	Quellen, Anmerkungen
<i>Nemoura marginata</i> PICTET, 1835	X	X	X	X	X	
<i>Nemoura mortoni</i> RIS, 1902		X				BROCK (1979), BLUM (1983)
<i>Nemoura sciurus</i> AUBERT, 1849	X	X		X	X	
<i>Nemoura cinerea</i> (RETZIUS, 1783)	X	X	X	X	X	
<i>Nemoura dubitans</i> MORTON, 1894	X			X	X	
<i>Nemurella pictetii</i> KLAPALEK, 1900	X	X	X	X	X	
<i>Perla burmeisteriana</i> CLAASEN, 1936	X			X	X	
<i>Perla marginata</i> (PANZER, 1799)	X	X		X	X	
<i>Perlodes microcephalus</i> (PICTET, 1833)	X	X	X	X	X	
<i>Protonemura auberti</i> KLAPALEK, 1900	X	X	X	X	X	
<i>Protonemura hrabei</i> RAUŠER, 1956	X	X	X	X		
<i>Protonemura intricata</i> (RIS, 1902)	X	X	X	X	X	
<i>Protonemura meyeri</i> (PICTET, 1841)	X	X	X	X		
<i>Protonemura nimborum</i> (RIS, 1902)		X	?			LESSMANN (1993), ? cf. BRANDT et al. (1999)
<i>Protonemura nitida</i> (PICTET, 1835)	X	X	X	X		
<i>Protonemura praecox</i> (MORTON, 1894)	X	X	X	X	X	
<i>Siphonoperla torrentium</i> (PICTET, 1841)	X	X		X	X	
<i>Taeniopteryx auberti</i> (KIS& SOWA, 1964)		X				KLOTZEK (1972)
Arten Ephemeroptera	38	39	9	36	24	
Arten Plecoptera	45	48	29	43	33	
Arten gesamt	83	87	38	79	57	

Insgesamt sind damit 45 Ephemeroptera-Arten (darunter 2 zweifelhaft) und 51 Plecoptera-Arten aus dem Harz nachgewiesen. Für 38 bzw. 45 Arten gelangen im Rahmen der vorliegenden Arbeit Nachweise im engeren Untersuchungsgebiet. Eine Fundpunkt-Taxa-Matrix der 46 Hauptuntersuchungsstationen findet sich in Anhang B-2.

5.1.1 Verbreitung ausgewählter Arten

Die Mehrzahl der Arten beider Ordnungen ist im Harz weit verbreitet. Bei Betrachtung der topographischen Lage der Fundpunkte einzelner Arten (Verbreitungskarten auf S. 66 ff.) fällt aber auf, dass weder das Gesamtgebiet noch einzelne Fließgewässersysteme homogen besiedelt sind. Nahezu flächendeckend kommen z. B. *Baetis rhodani* (Abbildung 8) und *Leuctra hippopus* (Abbildung 9) vor. An deutlich weniger Fundpunkten, aber trotzdem im gesamten Gebirge anzutreffen sind *Baetis scambus* (Abbildung 10) oder *Leuctra prima* (Abbildung 11). Daneben wurden für mehrere Arten auffällige regionale

Verbreitungsschwerpunkte oder sogar räumlich \pm scharf begrenzte Verbreitungsgebiete festgestellt. Hierzu gehören u.a. *Capnia bifrons/vidua* (Abbildung 12), *Leuctra rauscheri* (Abbildung 13), *Perla burmeisteriana* (Abbildung 14) und *Ameletus inopinatus* (Abbildung 15). Ein Beispiel für das regionale Fehlen einer Art trotz insgesamt weiter Verbreitung im Gesamtgebiet ist *Dinocras cephalotes* (Abbildung 16). Einige seltenere Arten sind in Abbildung 17 zusammengestellt. Für *Taeniopteryx auberti* gelang seit KLOTZEK (1972) kein weiterer Fund mehr. *Protonemura nimborum*, *Nemoura mortoni* und *Rhithrogena hercynia* wurden trotz ihrer wenigen Fundpunkte von HAASE (1999) als Charakterarten der montanen silikatischen Grobschotterbäche des niedersächsischen Harzanteils eingestuft.

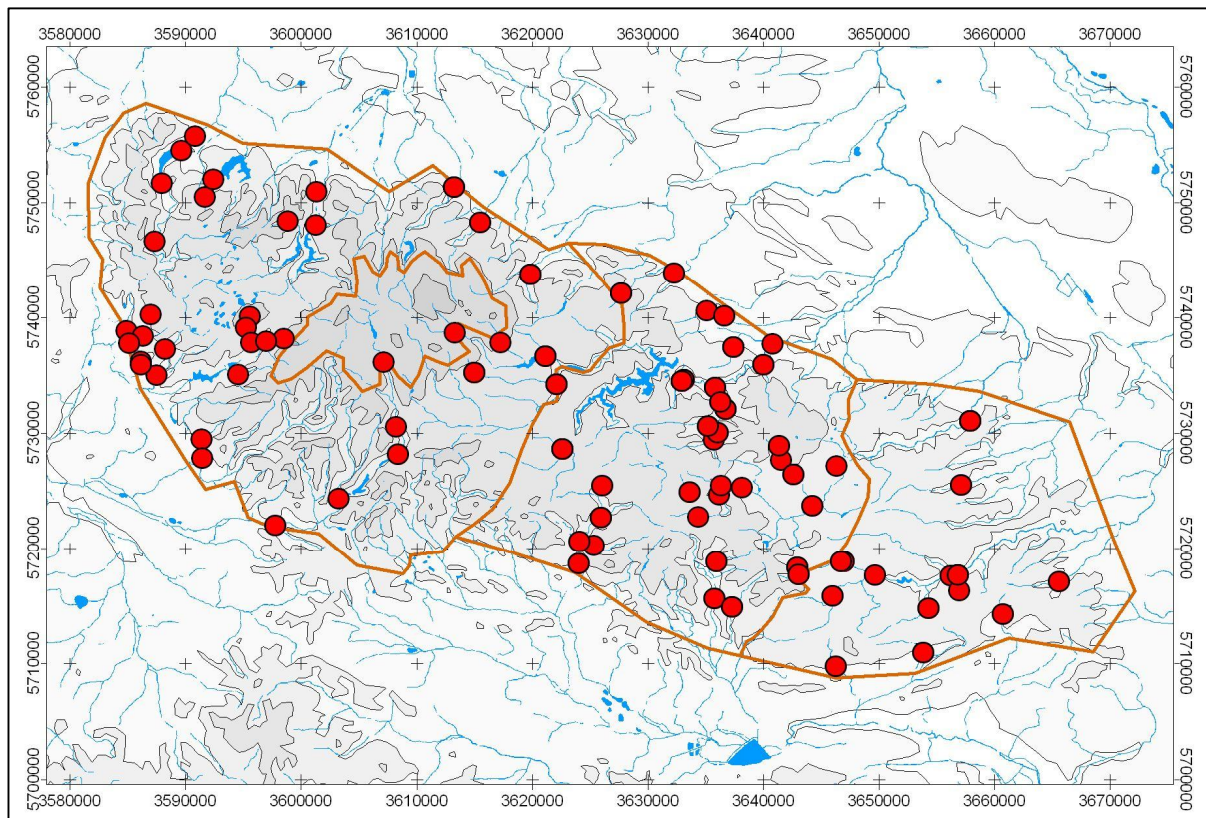
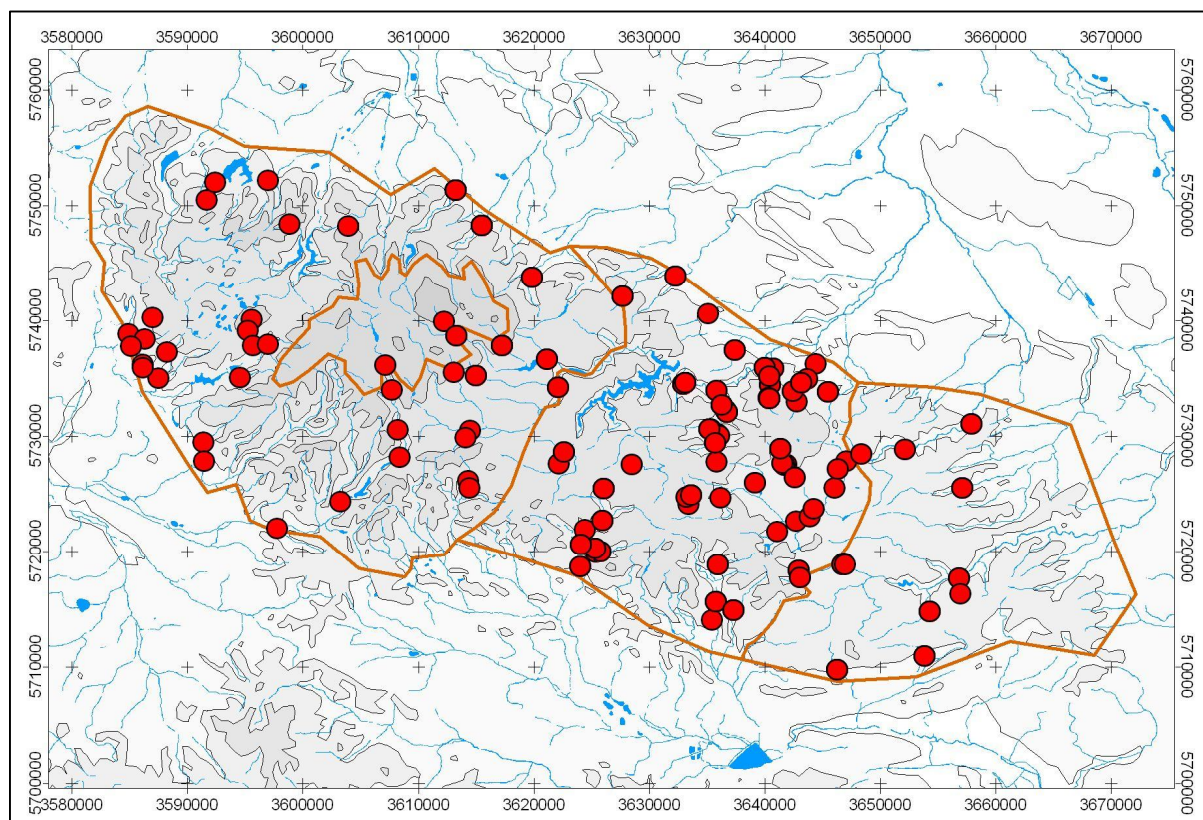
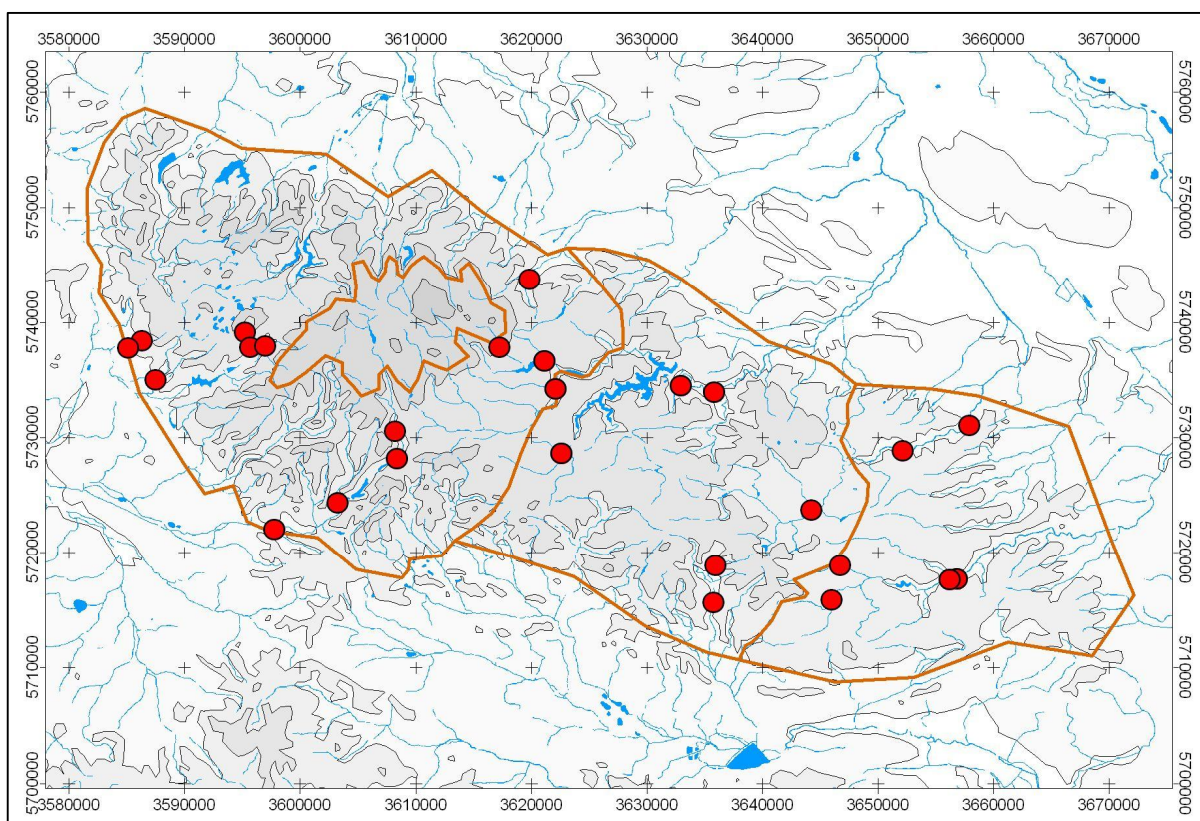


Abbildung 8. Verbreitungskarte *B. rhodani*

Abbildung 9: Verbreitungskarte *L. hippopus*Abbildung 10: Verbreitungskarte *B. scambus*

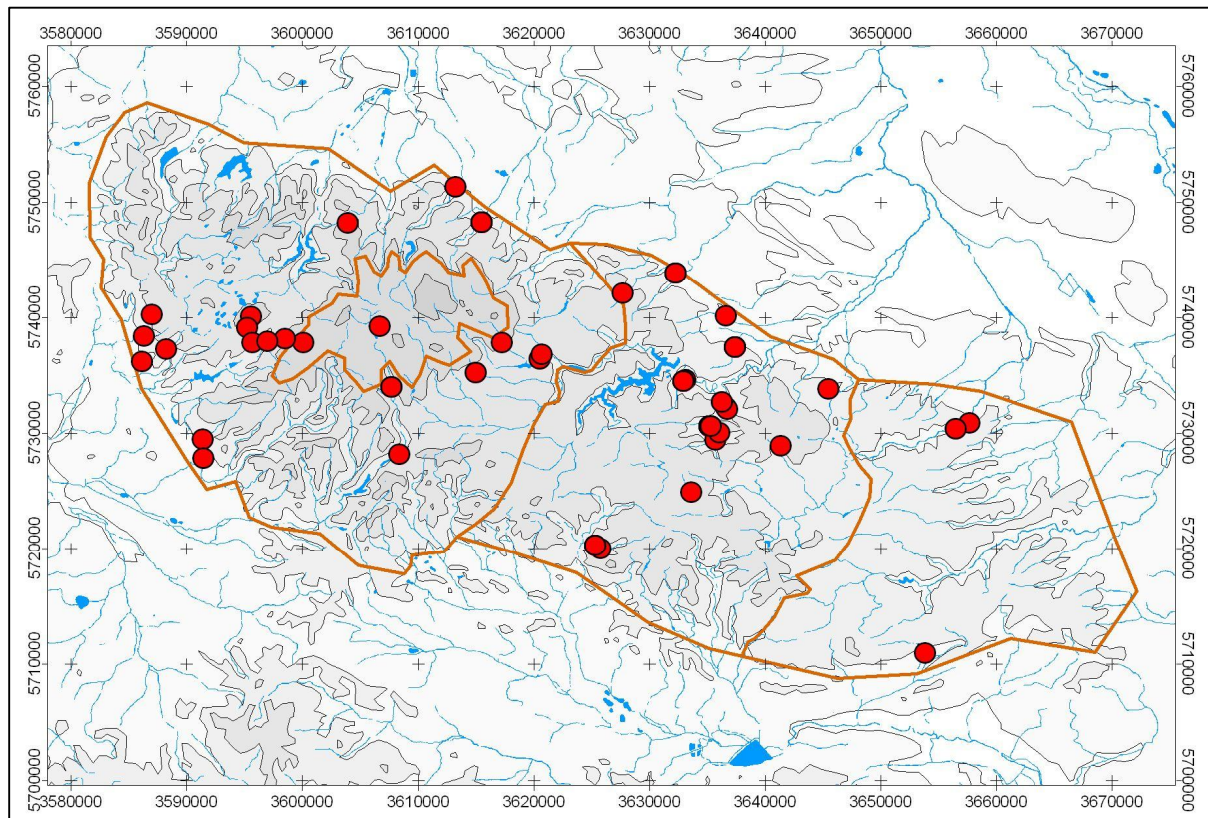


Abbildung 11: Verbreitungskarte *L. prima*

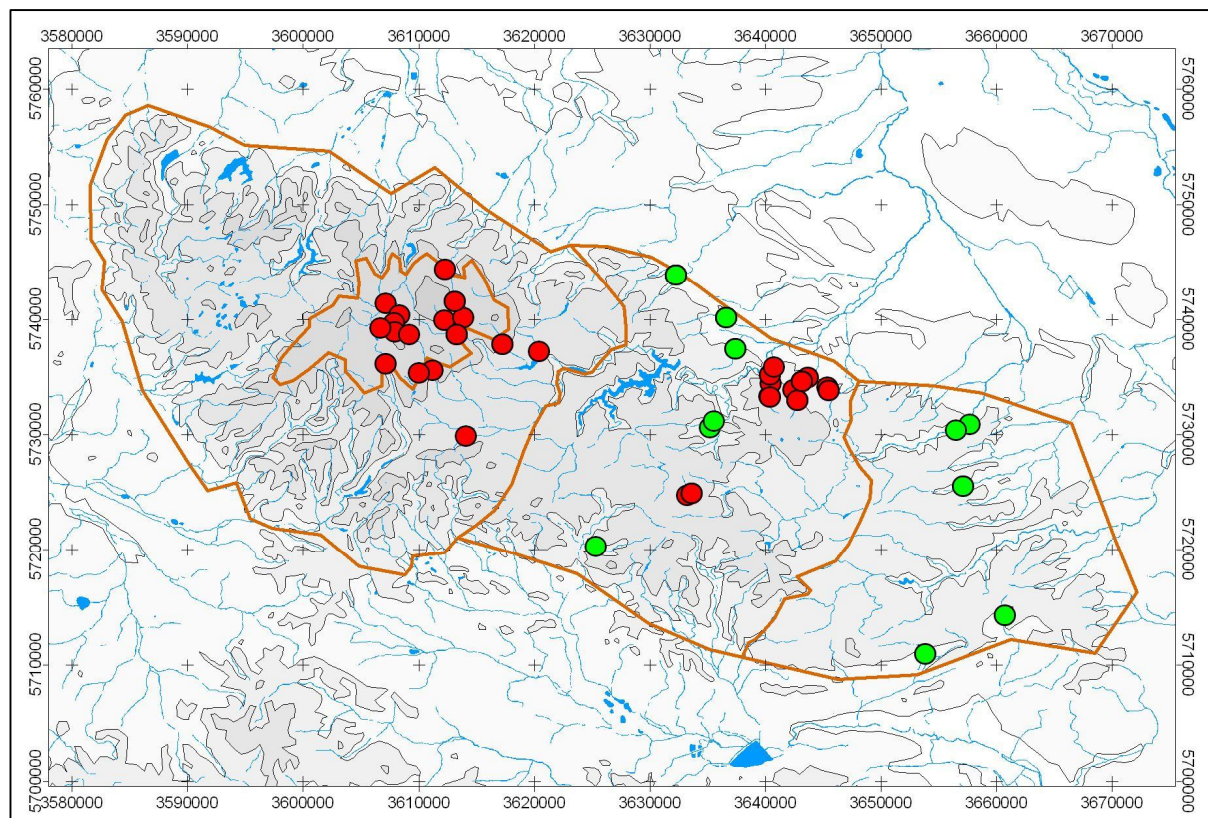
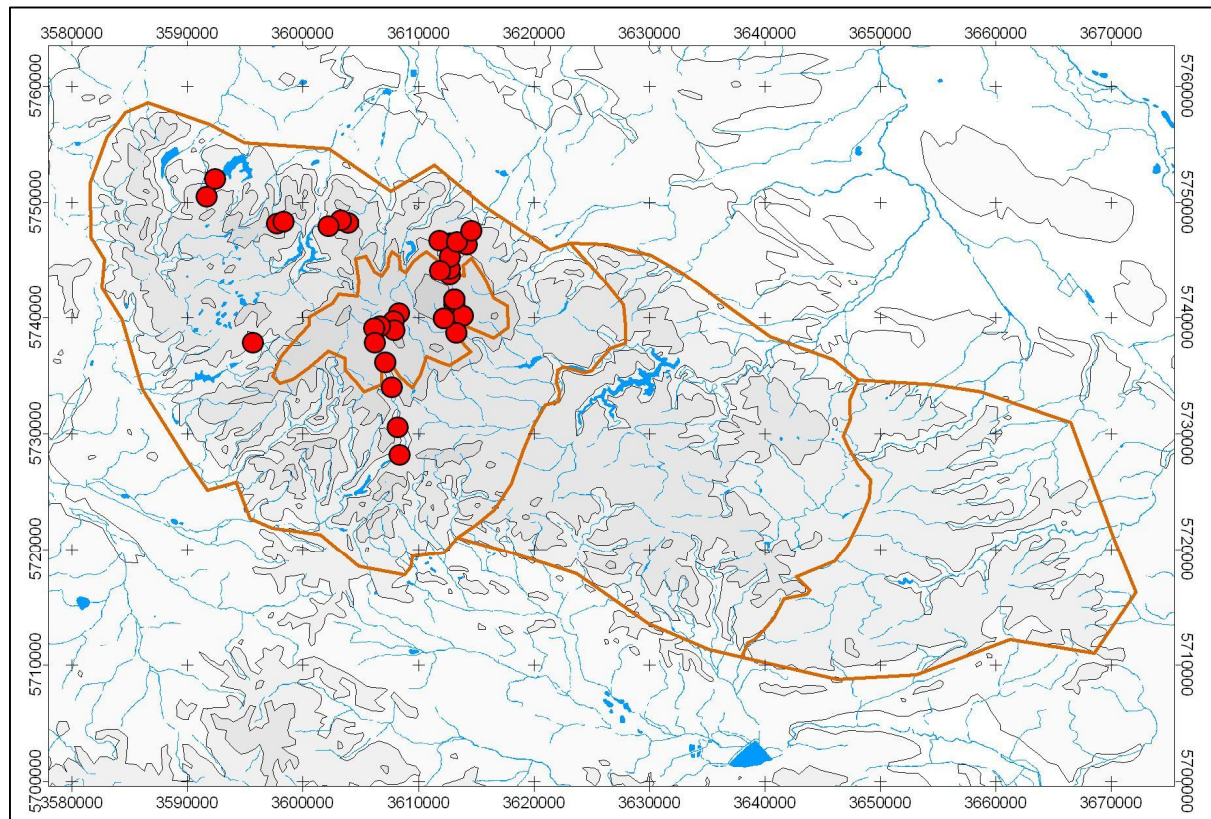
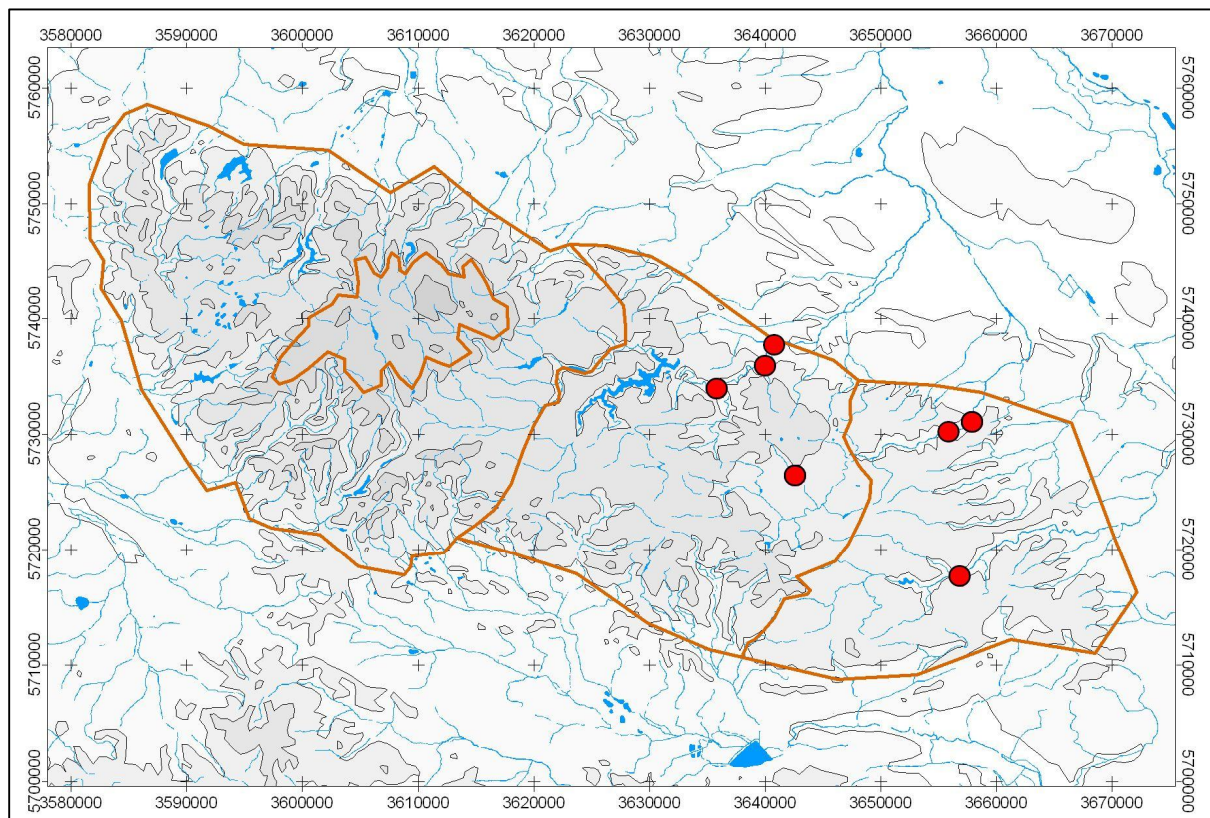


Abbildung 12: Verbreitungskarte *C. vidua* (rot) und *C. bifrons* (grün)

Abbildung 13: Verbreitungskarte *L. rauscheri*Abbildung 14: Verbreitungskarte *P. burmeisteriana*

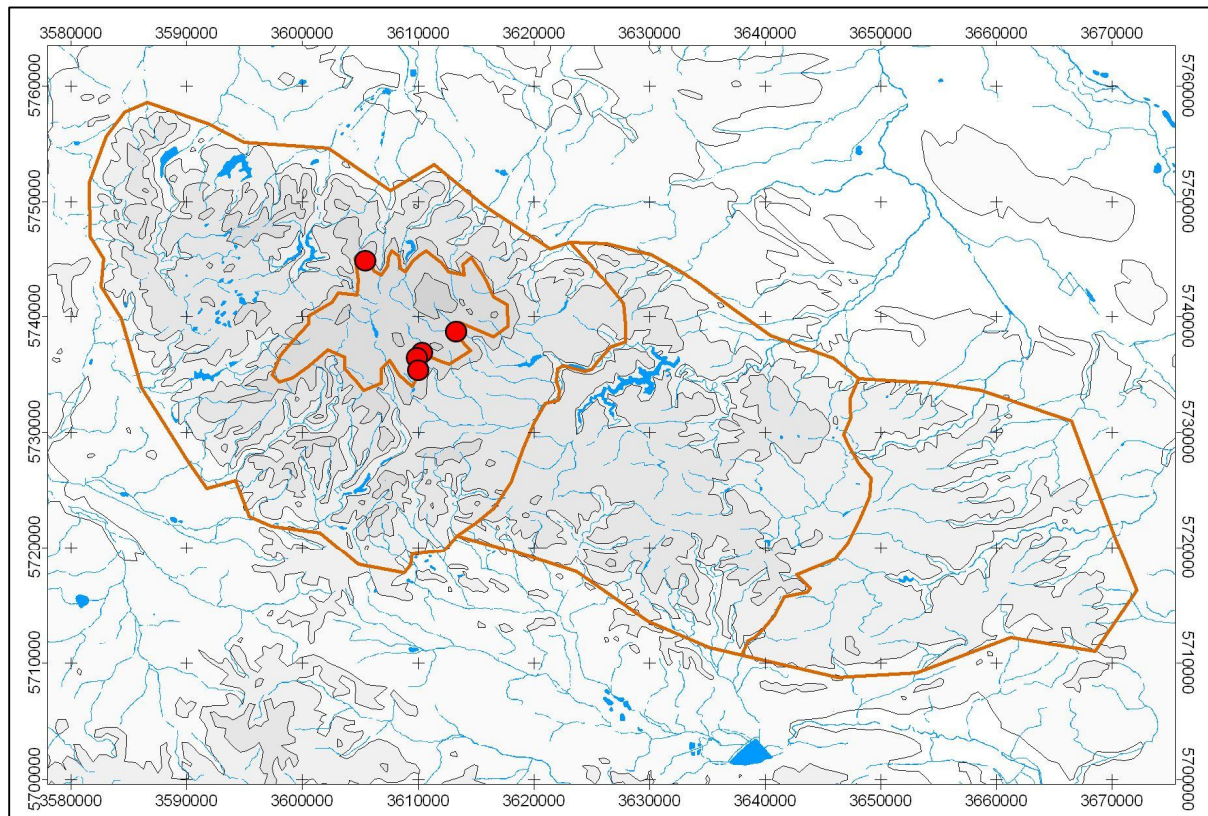


Abbildung 15: Verbreitungskarte *A. inopinatus*

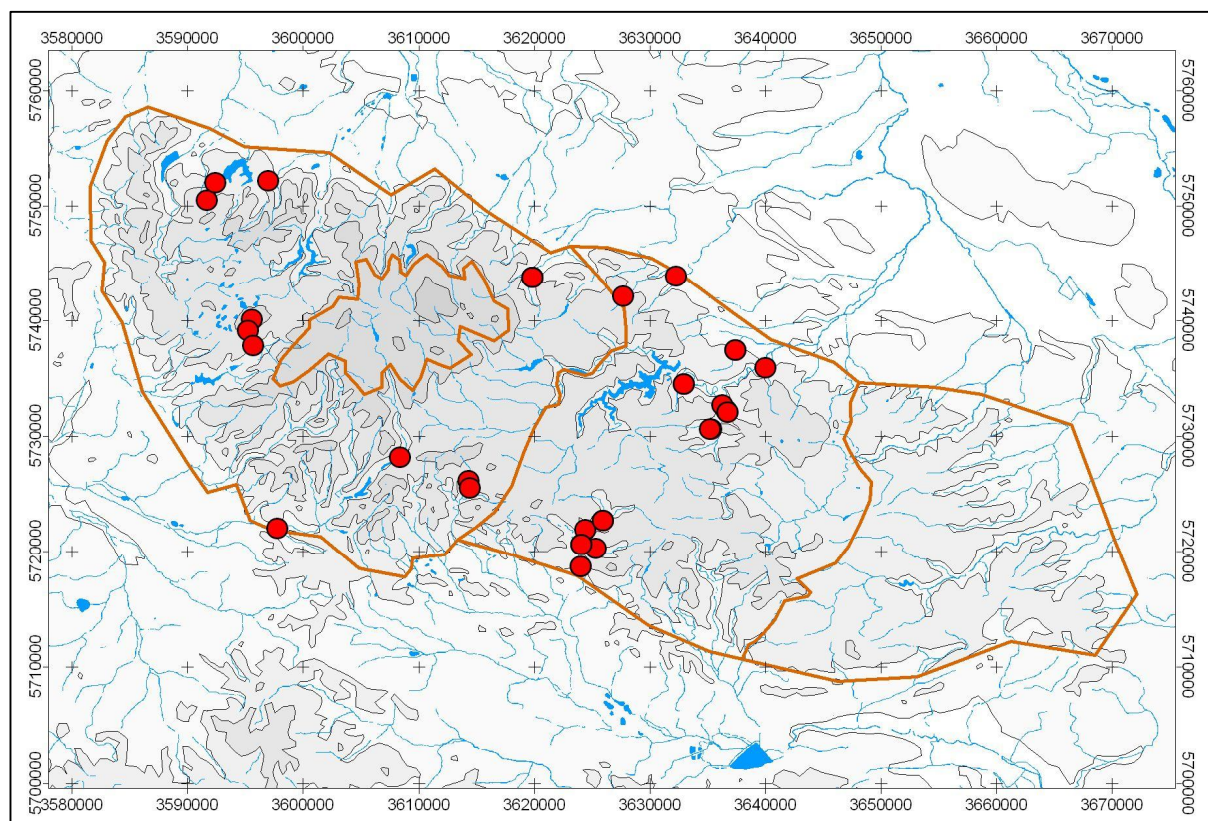


Abbildung 16: Verbreitungskarte *D. cephalotes*

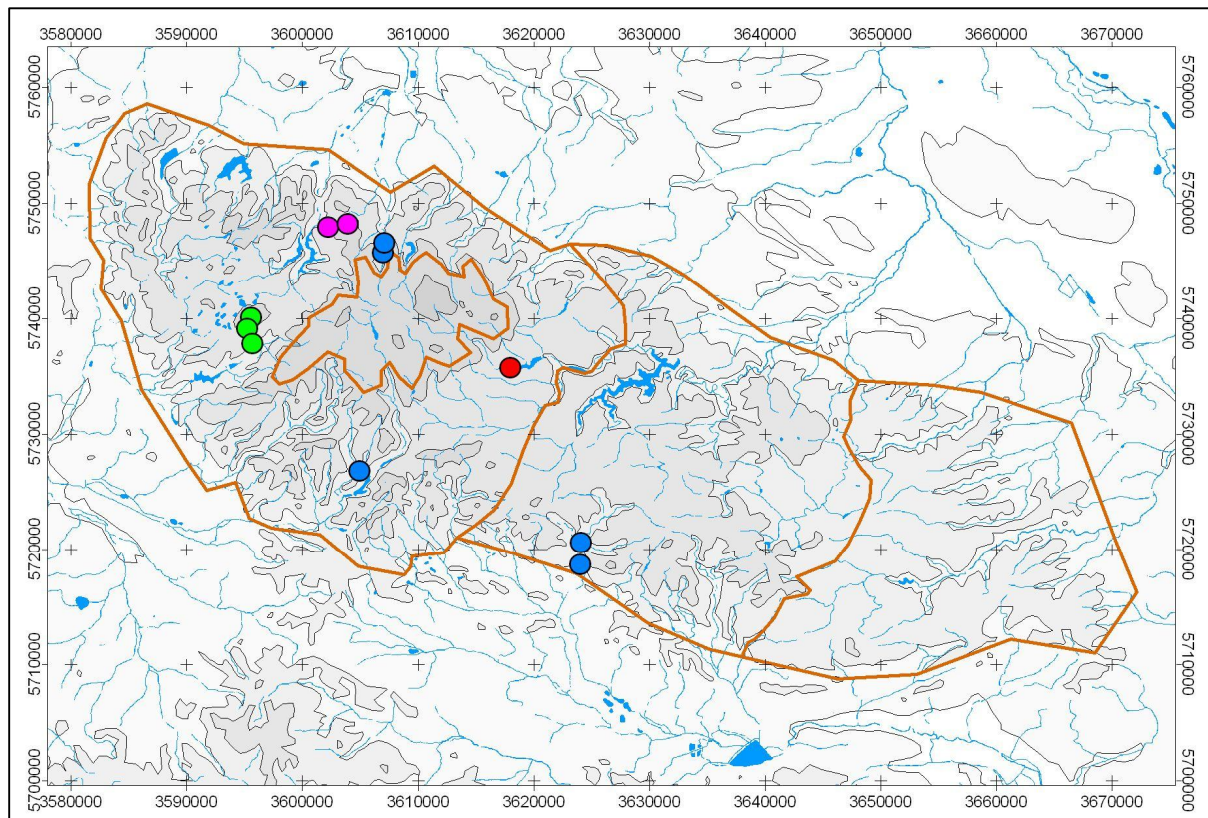


Abbildung 17: Verbreitungskarte *T. auberti* (rot), *P. nimborum* (grün), *N. mortoni* (lila) und *R. hercynia* (blau)

5.1.2 Diversitätsaspekte

Der Begriff der Diversität ist in der vorliegenden Arbeit auf die biologische Organisationsebene der Artengemeinschaften (Noss 1991) beschränkt. Mit zunehmender Habitatvielfalt und Komplexität des Bezugsraumes bilden α -, β - und γ -Diversität einen hierarchischen Betrachtungsrahmen der Artenvielfalt.

Auf Ebene der α -Diversität werden die Arten- bzw. Taxazahlen der einzelnen Stationen betrachtet. Diversitätsindices, welche die quantitative Komponente der Dominanzverteilung zwischen den Arten beinhalten, sind wegen der nichtquantitativen Erfassungsmethodik für die vorliegende Arbeit ungeeignet. Die an den 46 Hauptuntersuchungsstationen im Zeitraum 1993-2000 erfassten Taxazahlen sind in Tabelle 15 zusammengestellt. Diese Taxazahlen liegen näher an der tatsächlichen Artenzahl der jeweiligen Station als die Zahlen der sicher auf Artebene bestimmten Taxa, denn hier werden außer den bis zur Art bestimmaren Funden auch höhere Taxa berücksichtigt, die aber mit Sicherheit nicht zu den sicher bestimmten Arten aus dem jeweiligen Taxon zählen. Hierzu gehören folgende Fälle:

- Larven von *Rhitrogena* sp., soweit diese bei gleichzeitiger Anwesenheit von *R. semicolorata* oder *R. hercynia* mit Sicherheit nicht zu diesen Arten gehören,
- ♀ oder Larven von *Isoperla* sp. excl. *I. difformis*, soweit keine ♂ dieser Gattung gefangen werden konnten,
- Larven von *Protonemura* sp., soweit außer diesen keine Art der Gattung oder nur die auch als Junglarve sicher erkennbare *P. auberti* gefangen werden konnte,

- ♀ oder Larven der *Nemoura marginata*-Gruppe, soweit keine ♂ dieser Gruppe gefangen werden konnten,
- Imagines des Artenpaares *Leuctra prima/pseudosignifera*, soweit keine sicher bestimmbaren Individuen mindestens einer der beiden Arten gefunden wurden.

Weiterhin wurden in Tabelle 15 Funde berücksichtigt, für die entwicklungsbedingt nur ein höheres Taxon angegeben werden kann, wenn am Fundpunkt keine genauer bestimmbaren Stadien gefunden werden konnten (Heptageniidae, *Amphinemura* sp., *Siphonoperla* sp.).

Alle diese höheren Taxa sind im Gesamtdatensatz jedoch gleichzeitig mit Artnachweisen vertreten. Somit besteht eine Redundanz innerhalb der Taxaliste, die für Konstanzbetrachtungen auf Artniveau und für multivariate Analysen durch Entfernung der höheren Taxa bereinigt wird. In der verbleibende Arten-Fundpunkt-Matrix *Y* [46 Stationen x 83 Arten] sind 1 131 von 3 818 Feldern belegt. Abbildung 18 auf der Folgeseite gibt einen Überblick über die Konstanz der Artvorkommen. Die konstant bzw. eukonstant auftretenden Arten sind in Tabelle 16 zusammengestellt.

Tabelle 15: Taxazahlen Ephemeroptera/Plecoptera im engeren Untersuchungsgebiet

Parameter (n = 46 Stationen)	Taxa Ephemeroptera	Taxa Plecoptera	Taxa gesamt
Min	0	7	11
25Perzentil	5,3	12,0	19,3
Median	11,0	14,5	26,0
Mittel	9,7	15,6	25,3
75Perzentil	13,0	19,0	30,0
Max	21	31	52

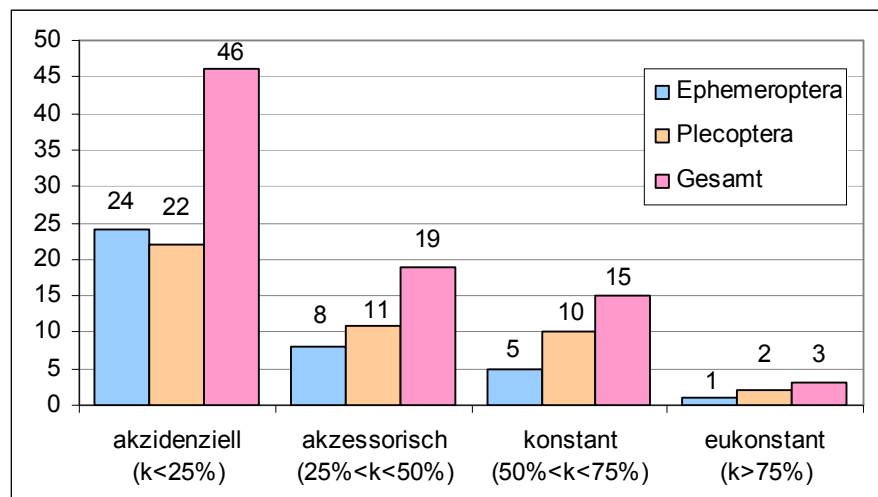


Abbildung 18: Konstanz der nachgewiesenen Arten im engeren Untersuchungsgebiet

Tabelle 16: Konstante und eukonstante Arten

Ordnung	Art	Konstanz
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	82,6%
	<i>Baetis muticus</i>	73,9%
	<i>Habroleptoides confusa</i>	73,9%
	<i>Rhithrogena picteti</i>	67,4%
	<i>Habrophlebia lauta</i>	63,0%
	<i>Epeorus assimilis</i>	60,9%
Plecoptera	<i>Leuctra hippopus</i>	91,3%
	<i>Siphonoperla torrentium</i>	78,3%
	<i>Leuctra nigra</i>	73,9%
	<i>Leuctra albida</i>	67,4%
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	60,9%
	<i>Protonemura intricata</i>	60,9%
	<i>Nemoura cinerea</i>	56,5%
	<i>Brachyptera risi</i>	52,2%
	<i>Leuctra fusca</i>	52,2%
	<i>Nemoura cambrica</i>	52,2%
	<i>Protonemura praecox</i>	52,2%
	<i>Perlodes microcephalus</i>	50,0%

Das Konzept der β -Diversität beschreibt nach SCHÄFER & TISCHLER (1983) die „Veränderungen der Zönosen entlang eines Umweltgradienten von einem Lebensraum in den nächsten“.

Dies provoziert die kaum beantwortbare Frage, wo in einem Fließgewässer, das sich im Längsschnitt kontinuierlich wandelt (River Continuum Concept, VANNOTE et al. 1980), der „nächste Lebensraum“ beginnt.

Geeigneter ist daher die allgemeinere Definition der β -Diversität als Veränderlichkeit der Artenzusammensetzung zwischen den Untersuchungsstellen in der betrachteten geographischen Region (WHITTAKER 1972). Sie schließt den räumlichen Bezug dieses Diversitätsniveaus (SOUTHWOOD 1978) ebenso wie das Gradientenkonzept mit ein, ohne den aus der terrestrischen Ökologie stammenden „Übergang von einem Lebensraum in den nächsten“ mitzuschleppen. Die Betrachtung dieses Diversitätsniveaus wird vorerst zurückgestellt und im Ergebnis der numerisch-ökologischen Analysen wieder aufgegriffen.

Die γ -Diversität beschreibt den regionalen Artenpool, der sowohl die α - als auch die β -Diversität nach oben begrenzt. Die γ -Diversität wird hier auf Grundlage der Landschaftseinheiten des Harzes betrachtet (Tabelle 17).

Tabelle 17: Artenzahlen nach Landschaftseinheiten

Landschafts- einheit	γ -Diversität (= Zahl bekannter Arten im Unter- suchungsgebiet)			Zahl der in der vorliegenden Untersuchung erfassten Arten							
	Eph.	Plec.	Σ	Eph.	Plec.	Σ	n Stationen	max (Station)	Median (Station)	Mittel (Station)	min (Station)
Hochharz	9	29	38	4	23	27	4	23	14,0	15,5	11
Oberharz	39	48	87	24	35	59	6	34	30,5	29,5	23
Unterharz	36	43	79	33	43	76	28	51	26,0	26,1	14
Östliche Harz- abdachung	24	33	57	24	28	52	8	29	19,5	20,3	13
Harz gesamt	46	51	97	38	45	83	46				

Die Gewässer der einzelnen Landschaftseinheiten sind offensichtlich unterschiedlich reich besiedelt. Mindestens zwei Landschaftseinheiten unterscheiden sich signifikant ($p = 0,0048^{**}$) in ihren Stations-Artenzahlen²⁵. Beim paarweisen Vergleich²⁶ können zunächst signifikante Unterschiede zwischen Hochharz und Oberharz ($p = 0,0071^{**}$) sowie zwischen Hochharz und Unterharz ($p = 0,0066^{**}$) festgestellt werden. Sie sind auf den Kontrast zwischen reicher Artausstattung des Ober- bzw. Unterharzes einerseits und weitgehendem Fehlen der Ephemeroptera und der Unterlaufarten im Hochharz andererseits zurückzuführen. Auch die östliche Harzabdachung ist im Vergleich zu Ober- und Unterharz signifikant artenärmer ($p = 0,0059^{**}$ bzw. $p = 0,0273^*$). Dies kann als Ausdünnung stenöker Gebirgs- und Bergbacharten am allmählichen Abfall des Gebirges nach Osten hin interpretiert werden. Eine solche Deutung wird auch durch die signifikante negative Korrelation²⁷ zwischen Artenzahl der Plecoptera und dem Rechtswert der einzelnen Stationen bestätigt (Abbildung 19, $r = -0,4585^{***}$ einseitig).

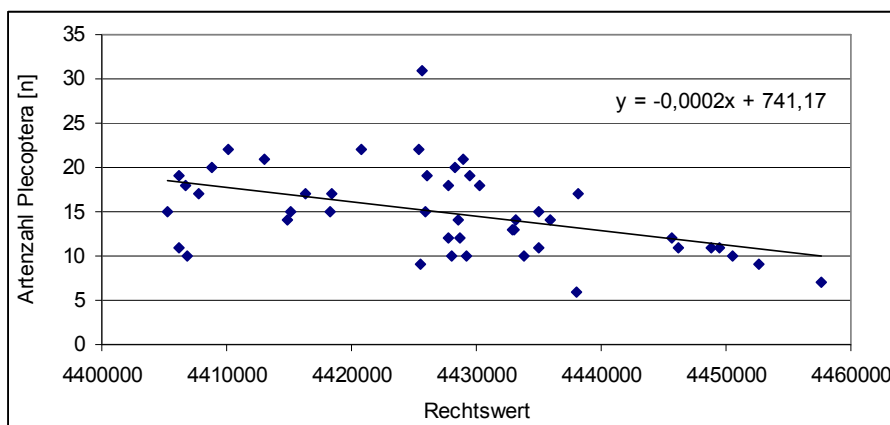


Abbildung 19: Artenzahlen der Plecoptera am West-Ost-Gradienten

²⁵ KRUSKAL-WALLIS-Test: $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$,

²⁶ MANN-WHITNEY-Tests einseitig, $H_0: \tilde{x}_1 - \tilde{x}_2 < 0$

²⁷ Bindungskorrigierter SPEARMAN'scher Rangkorrelationskoeffizient

5.1.3 Gemeinschaftsmuster

5.1.3.1 *Ergebnisse der agglomerativen Clusteranalysen*

Die faunistische Ähnlichkeit der Hauptuntersuchungsstationen untereinander wurde mit Clusteranalysen untersucht. Ausgehend von der Matrix *Y* wurden zwei unterschiedliche Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaße mit dem agglomerativen Clusterverfahren UPGMA kombiniert. Während mit der BRAY-CURTIS-Distanz auch die semiquantitative Information der Dominanzklassen genutzt wird, geht in die Berechnung des der SØRENSEN-Koeffizienten nur die qualitative Information (An- bzw. Abwesenheit der Arten) ein. Abbildung 20 und Abbildung 21 zeigen die Ergebnisse der Clusteranalysen in Form von Dendrogrammen.

Die Cluster sind in beiden Abbildungen farbig hinterlegt und für die weiteren Erläuterungen rechts mit einem Kürzel gekennzeichnet. Das Grundmuster der Clusterfusion ist in beiden Ansätzen sehr ähnlich. Sowohl mit BRAY-CURTIS als auch mit SØRENSEN stehen sich die Clustergruppen A und B gegenüber, die erst im letzten Fusionsschritt vereinigt werden.

Die Clustergruppe A ist in den Dendrogrammen blau/grün hinterlegt. Sie ist in beiden Fällen in eine die Oberläufe umfassende Gruppe A1 und eine die großen Bachunterläufe bzw. Harzflüsse umfassende Gruppe A2 gegliedert. Bis auf zwei mit BRAY-CURTIS in der Gruppe A1 enthaltenen Stationen (boe047, boe048) stimmen die Zuordnungen zu A2 in beiden Ansätzen überein. Auch die kleine Gruppe A4 erscheint in beiden Ansätzen mit denselben Stationen (boe051, boe056).

Die Gruppe B (mit gelb/roter Hinterlegung) umfasst in beiden Fällen die Stationen des Hochharzes (boe090...093), des Rambergmassivs im Unterharz (boe040, boe041, boe043, boe059) sowie einen Zufluss des Selkeoberlaufes (boe071a). Lediglich drei Stationen (boe004, boe071 und boe072) werden mit BRAY-CURTIS der Gruppe B zugeordnet, während sie mit SØRENSEN zur Gruppe A gehören.

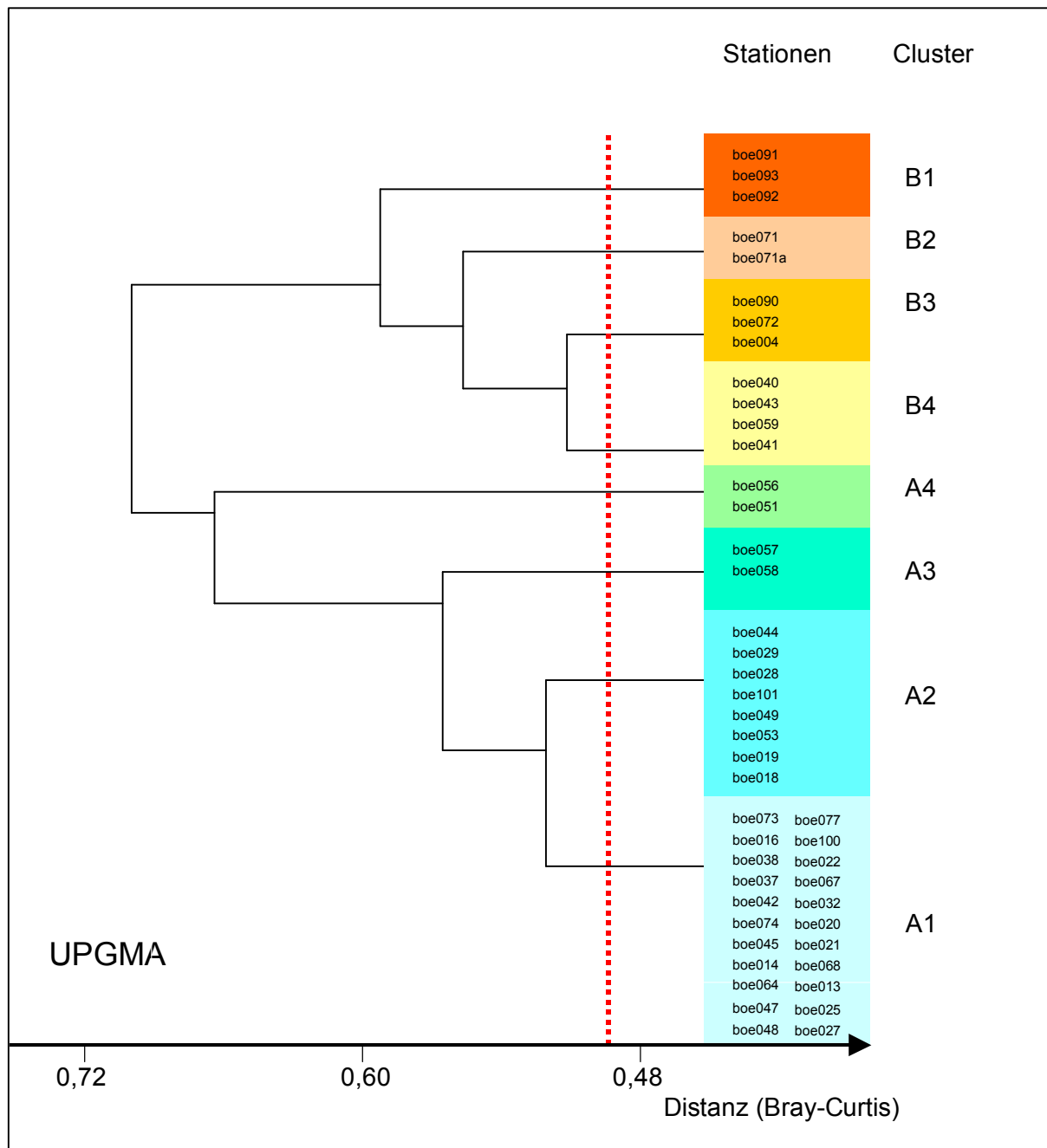


Abbildung 20: Ergebnisse der Clusteranalyse von Y (BRAY-CURTIS, UPGMA)

Rote Strichellinie: Distanz = 0,50

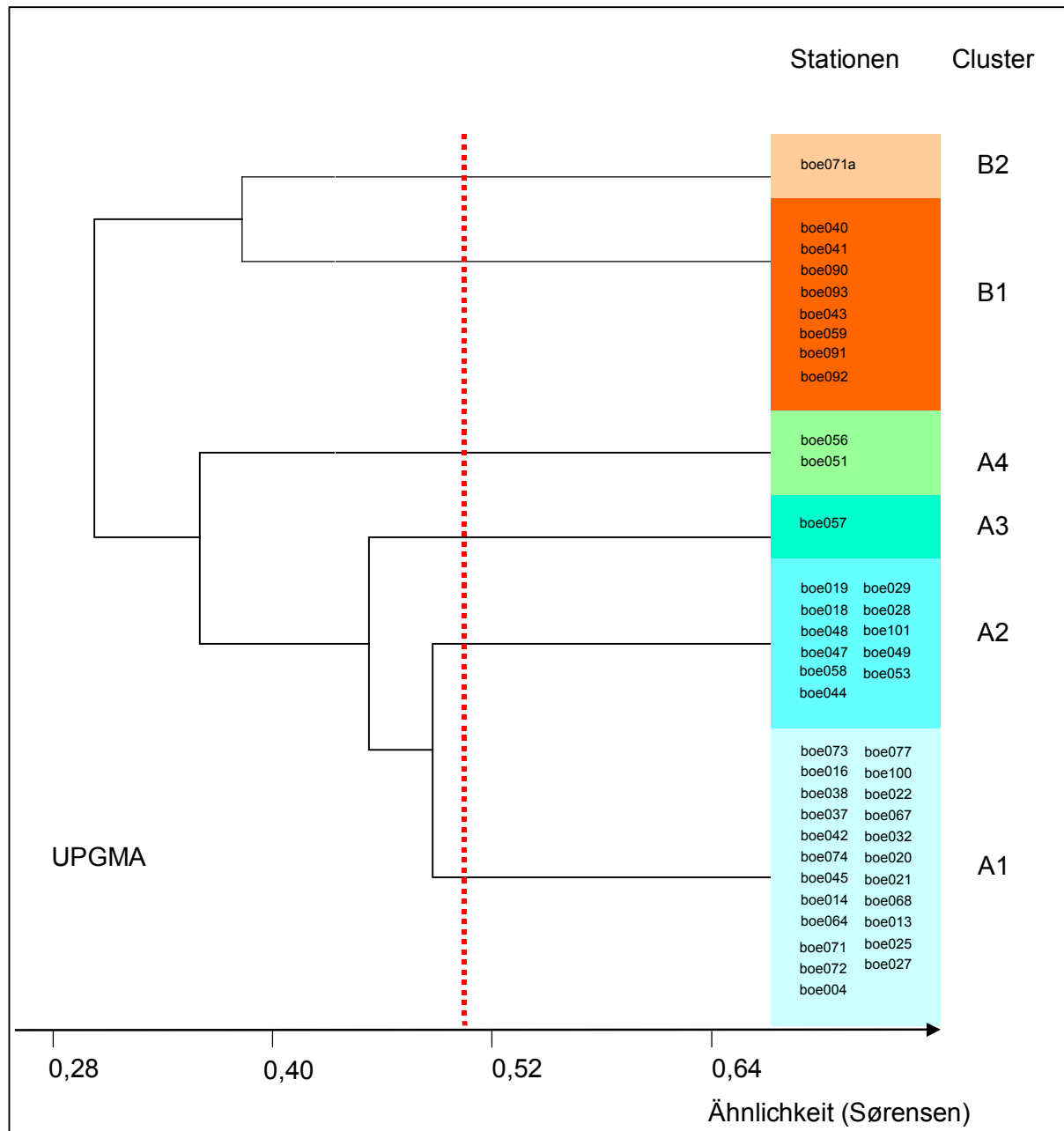


Abbildung 21: Ergebnisse der Clusteranalyse von Y (SØRENSEN, UPGMA)

Rote Strichellinie: Ähnlichkeit = 0,50

Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Clusteranalysen besteht in der differenzierteren Binnengliederung der Gruppe B mit BRAY-CURTIS. Im Gegensatz zu SØRENSEN werden hier nicht nur die naturräumlich getrennten Stationen von Hochharz (B1) und Ramberg (B4) isoliert. Auch die Unterläufe der unter Granit- und Hochharzeinfluss stehenden Gewässer (Ilse boe004, Wormke boe072, Kalte Bode boe090) werden mit BRAY-CURTIS als eigenständige Gruppe B3 zusammengefasst.

Somit lassen sich in beiden Ansätzen recht ähnliche Cluster identifizieren und als Vorkommen von jeweils relativ einheitlichen Taxozönosen interpretieren. Bei den mit BRAY-

CURTIS erzeugten Clustern zeichnet sich besonders in der Clustergruppe B eine bessere qualitativen Differenzierung ab. Zudem verbleiben bei diesem Ansatz keine Einzelstationen, die erst auf relativ hohem Fusionsniveau einer Clustergruppe zugeordnet werden. Deshalb werden den weiteren Analysen die mit BRAY-CURTIS erzeugten Cluster zugrunde gelegt.

5.1.3.2 Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Clustergruppen

Grundlage der qualitativen Beschreibung der Taxozönosen sind die aus der Primärmatrix Y über die Distanzmatrix $D_{BRAY-CURTIS}$ mit UPGMA gefundenen Cluster. Mit einer hierarchischen Indikatorarten-Analyse nach DUFRENE & LEGENDRE (1997) wurden anschließend Arten mit besonderer Bindung an einzelne Clustergruppen und Cluster identifiziert (Tabelle 18). Die Indikatorwerte „IndVal“ sind im Ergebnis eines Permutationstests mit 9 999 Wiederholungen statistisch abgesichert. In Tabelle 18 sind nur die Arten bis $p \leq 0,05$ und/oder $\text{IndVal} \geq 50\%$ zusammengestellt. In Spalte „p“ ist die Signifikanz angegeben. Die Zuordnung der einzelnen Arten als Indikatoren für einzelne Cluster bzw. Clustergruppen ist durch Fettdruck und graue Hinterlegung gekennzeichnet. Im Normaldruck sind Nebenvorkommen angegeben.

Tabelle 18: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Cluster(gruppen) mit IndVal

Indikatorwerte „IndVal_{max}“ im Ergebnis eines Permutationstests mit 9 999 Wiederholungen statistisch abgesichert. Die Signifikanz in Spalte „p“: * $0,05 < p > 0,01$; ** $0,01 \leq p > 0,001$; *** $p \leq 0,001$; (*) $p \approx 0,05$ ggf. durch programminterne -formal korrekte-Abrundung von Nachkommastellen. Die Zuordnung der einzelnen Arten als Indikatoren für bestimmte Cluster ist durch Fettdruck und Schattierung des betreffenden Tabellenfeldes gekennzeichnet. Im Normaldruck sind Nebenvorkommen angegeben. Aus dem untersuchten Gesamt-Artenbestand sind in der Tabelle nur Arten bis $p \leq 0,05$ und/oder $\text{IndVal} \geq 50\%$ zusammengestellt.

Art	IndVal	p	Für Cluster bzw. Cluster- gruppe	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
Ecd_tor	68,8%	***	A2	X	X						
Tor_maj	60,4%		A2	X	X						
Rhi_sem	60,2%	***	A2	X	X						
Leu_fus	52,4%	***	A2	X	X				X	X	X
Per_bur	50,0%		A2		X						
Pes_mic	53,7%	**	A1+A2	X	X					X	
Ecd_sub	51,0%	*	A1+A2	X	X					X	
Bra_ris	57,9%	**	A3	X	X	X			X	X	X
Nem_fle	62,5%	**	A1+A2+A3	X	X	X					
Nem_dub	38,7%	(*)	A4	X	X		X		X		
Amp_sta	50,3%	(*)	A4	X	X	X	X	X	X	X	X
Leu_dig	53,0%	(*)	A4	X	X		X		X	X	X
Pro_aub	56,7%	*	A4	X			X	X	X	X	X
Ser_ign	52,6%	**	A	X	X		X			X	
Bae_mut	81,6%	***	A	X	X	X	X		X		
Epe_ass	82,4%	***	A	X	X	X	X				
Bae_rho	84,3%	***	A	X	X	X	X		X	X	
Hab_con	92,2%	***	A	X	X	X	X		X		
Cap_vid	83,3%	***	B					X	X	X	X
Nea_pic	73,8%	***	B	X	X	X		X	X	X	X

Art	IndVal	p	Für Cluster bzw. Cluster- gruppe	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
Leu_psc	59,3%	***	B	X				X		X	X
Leu_rau	94,7%	**	B1					X		X	
Sil_lac	60,0%	*	B1					X		X	
Diu_bic	51,4%	*	B1	X				X		X	X
Nem_sci	58,8%	(*)	B2	X	X		X		X		
Sil_aes	46,9%	(*)	B2	X					X		
Pro_mey	71,8%	**	B3+B4	X	X					X	X
Nem_avi	77,2%	**	B3	X	X					X	
Pro_hra	58,7%		B3	X						X	
Leu_ine	44,9%	**	B3	X	X			X		X	X

Bei der folgenden Erläuterung der Arten wird wiederholt auf den Grad der Säureempfindlichkeit verwiesen. Als Quellen hierfür dienen BALTES (1998) und BRAUKMANN (2000). Aussagen zur längszonalen Präferenz sind SCHMEDTJE & COLLING (1996) und MOOG (1995) entnommen. Sie entsprechen daher den allgemein, d. h. ohne Berücksichtigung regionaler Besonderheiten, auf Grundlage von Literatursauswertungen für Mitteleuropa beschriebenen Verhältnissen. Die Reihenfolge der Erläuterung der Clustergruppen und Einzelcluster entspricht der im Dendrogramm (Abbildung 20) von rechts nach links zunehmenden Differenzierung.

Das in den Clustergruppen A und B gleichermaßen vertretene Grundgerüst aller Taxozönosen bilden 16 Arten, zu denen 4 Ephemeroptera (*Rhithrogena picteti*, *Habrophlebia lauta*, *Baetis alpinus*, *B. vernus*) und 12 Plecoptera gehören (*Leuctra hippopus*, *L. nigra*, *L. albida*, *L. aurita*, *L. prima*, *Siphonoperla torrentium*, *Amphinemura sulcicollis*, *Protonemura intricata*, *P. nitida*, *P. praecox*, *Nemoura cinerea*, *N. cambrica*). Dieses „Grund-Artenspektrum“ ist nicht in Tabelle 18 enthalten, da es sich nicht zur Differenzierung einzelner Cluster bzw. Clustergruppen nutzen läßt. Im arithmetischen Mittel sind 9,2 dieser Arten an jeder Station vorhanden. Dabei sind die Stationen der Gruppe B mit 7,8 „Grund“-Arten im Mittel geringer ausgestattet als Gruppe A mit 9,8 „Grund“-Arten. Die Existenz dieses Unterschiedes ist auch statistisch gesichert²⁸ ($p_{\text{zweiseitig}} < 0,05$). Er ist im Wesentlichen auf die geringere Ausstattung der Gruppe B mit Ephemeroptera zurückzuführen.

Die Trennung der Clustergruppen A und B erfolgt über die säureempfindlichen Ephemeroptera *Habroleptoides confusa*, *Baetis rhodani*, *B. muticus*, *Epeorus assimilis* und *Serratella ignita* (Gruppe A) bzw. die kaltstenothermen Pleoptera *Capnia vidua* und *Leuctra pseudocingulata* sowie die zwar euryöke, aber relativ konkurrenzschwache und damit unter konkurrenzarmen Extrembedingungen bevorzugte *Nemurella picteti* (B). Die Indikatorwerte aller Arten für diese Ebene der Clusterhierarchie sind hoch und signifikant. Die Binnengliederung der Gruppen A und B ist weniger deutlich, zumal mehrere Cluster mit nur 2 Stationen belegt sind.

Mit A4 werden über die Anwesenheit von *Protonemura auberti*, *Leuctra digitata* und *Amphinemura standfussi* zwei relativ artenarme Stationen der Östlichen Harzabdachung abgetrennt. Die in A4 fehlenden *Nemoura flexuosa*, *Ecdyonurus venosus* und *Perla marginata* sind hingegen für die verbleibende Clustergruppe A1...A3 charakteristisch. Die

²⁸ U-Test nach WILCOXON, MANN & WHITNEY; $H_0: p(\tilde{x}_1 > \tilde{x}_2) = 0,5$, $U_2 = 122$

Charakterisierung von A3, ebenfalls aus zwei Stationen der Östlichen Harzabdachung gebildet, durch Vorkommen von *Brachyptera risi* und *Isoperla oxylepis* weist in faunistischer Sicht auf eine Übergangsstellung zwischen Östlicher Harzabdachung bzw. Harzrand und dem eigentlichen Harzmassiv hin. Hier liegt die überwiegende Mehrheit der in A1 und A2 zusammengefassten Stationen.

Während für A1 keine Arten mit hohem Indikatorwert existieren, ist A2 durch vier Arten mit statistisch gesicherten Indikatorwerten > 50% gekennzeichnet: *Ecdyonurus torrentis*, *Torleya major*, *Rhithrogena semicolorata* und *Leuctra fusca*. Zudem tritt exklusiv in dieser Gruppe eine hyporhithrale Komponente mit Arten wie *Perla burmeisteriana*, *Ecdyonurus dispar*, *Baetis fuscatus*, *Caenis rivulorum*, *Caenis macrura* und *Cloeon dipterum* auf.

In Gruppe B bilden zunächst die Oberläufe aus dem Brockengebiet ein eigenständiges Cluster B1, welches durch *Leuctra rauscheri*, *Siphonurus lacustris* und *Diura bicaudata* gekennzeichnet ist. B2 beinhaltet mit dem Oberlauf der Selke und einem ihrer Quellzuflüsse zwei Stationen aus dem Zentrum der Unterharz-Hochebene. Im Gegensatz zu den anderen Clustern der Gruppe B treten hier zu den drei Charakterarten von B2 Arten hinzu, die auch in Gruppe A anwesend sind. Am deutlichsten wird dies bei *Nemoura sciurus*.

In den beiden verbleibenden kompakten Clustern sind die Unterläufe von Gewässern des Hochharzes (B3) und die Stationen des Rambergmassivs (B4) enthalten. Den Vorkommen von *Nemoura avicularis*, *Protonemura hrabei* und *Leuctra inermis* bei B3 steht *Leptophlebia marginata* als einzige Indikatorart für B4 gegenüber, zudem mit einem relativ geringen Indikatorwert.

5.1.3.3 Ergebnisse der Korrespondenzanalyse (DCA)

Die DCA dient zum Auffinden ökologischer Gradienten, die den Biota-Datensatz strukturieren. Mit der DCA werden aus der Matrix Y Achsen extrahiert, die einen Ordinationsraum bilden. In diesen Raum können die Punktwolken der Stationen und/oder der Arten projiziert werden. Jede Achse hat einen korrespondierenden Eigenwert (eigenvalue) λ . Dieser Eigenwert ist ein Maß für den Erklärungsbeitrag, den die Achse für die Variation des Artenspektrums liefert. Die Eigenwerte liegen zwischen 1 und 0 und nehmen von Achse zu Achse ab. Die ersten fünf DCA-Achsen erklären im vorliegenden Fall kumulativ ca. 32 % der Gesamtvariation (Tabelle 19).

Tabelle 19: Ergebnisse der DCA der Fundpunkt-Arten-Matrix Y

DCA	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4	Achse 5
Eigenwert λ	0,393	0,145	0,104	0,067	0,046
%	16,7	6,2	4,4	2,8	2,0
% kumulativ	16,7	22,9	27,3	30,1	32,1

Die Lage der Stationen und Arten zu den ersten beiden Achsen ist gemeinsam im Biplot (Abbildung 22) dargestellt.

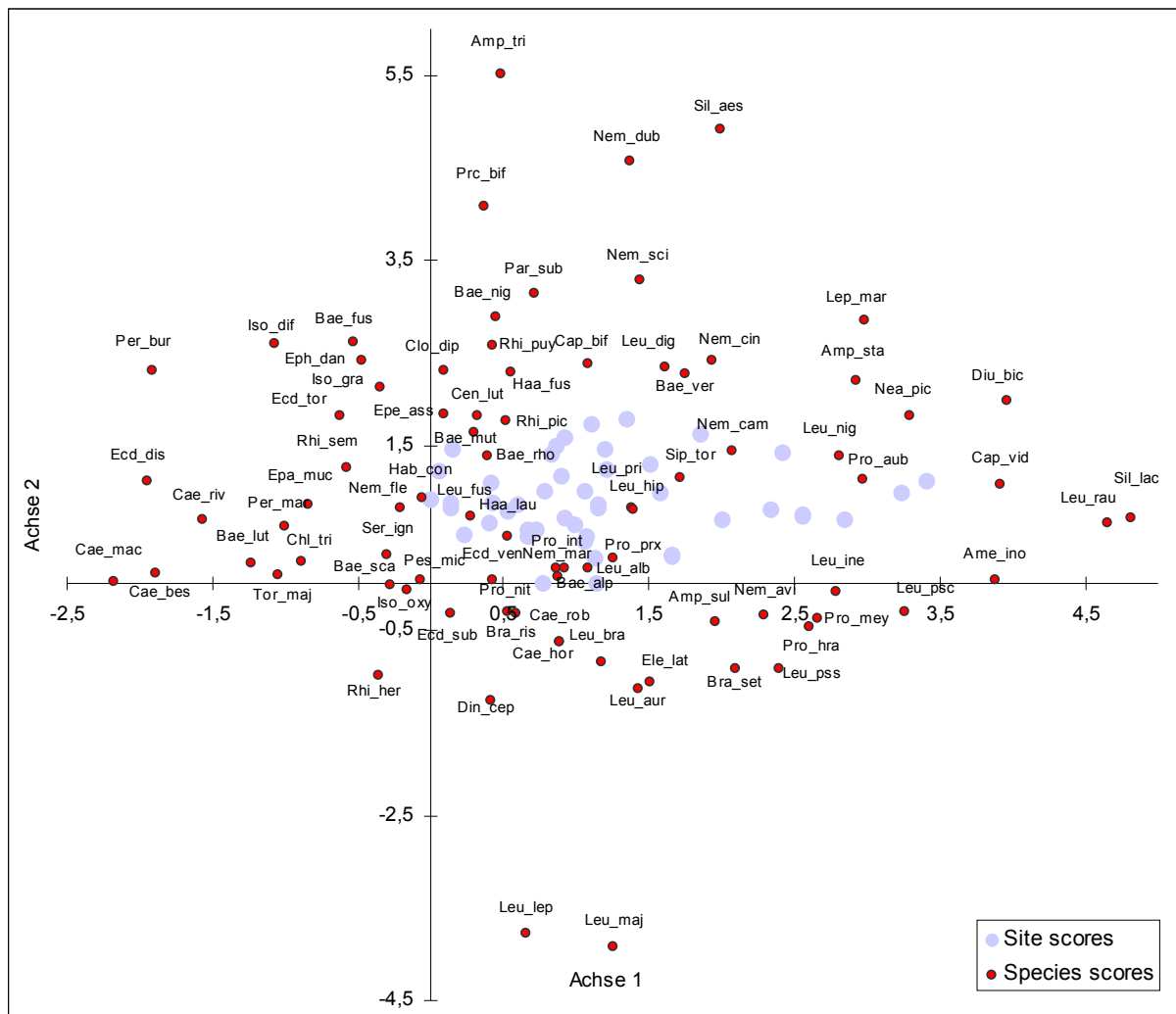


Abbildung 22: DCA der Matrix Y, Biplot der Stationswerte („Site scores“) und Artwerte („Species scores“) für die Achsen 1 und 2

Die Achsen sind die hypothetische Gradienten, entlang derer sich das Besiedlungsbild am stärksten ändert. Jeder Stationswert (Site score, hellblau) ist das Zentroid der Punktwerte aller Arten (Species scores, rot), die an dieser Station vorkommen. Die Länge der Achsen ist als Spannweite der Site scores definiert. Als Skalierungseinheiten dienen Vielfache der Standardabweichung sd der Site scores (HILL'S scaling). Die Species scores können als horizontal projizierte Optima der Arten in Bezug auf die von beiden Achsen repräsentierten Umweltgradienten aufgefasst werden. Je näher ein Artenpunkt an einem Stationspunkt liegt, desto wahrscheinlicher ist das Auftreten (bei quantitativen Daten: hohe Abundanz) der Art an dieser Station. Umgekehrt sinkt die Wahrscheinlichkeit des (abundanten) Vorkommens einer Art mit zunehmender Entfernung vom Artpunkt.

Die Stationen sind entlang der ersten beiden extrahierten Achsen in einem Intervall von ca. $3,4 \times 1,8$ Skalierungseinheiten angeordnet. Hingegen verteilen sich die Arten entlang der ersten beiden Achsen in einem Raum von ca. 7×9 Skalierungseinheiten. Diskrete, isoliert liegende Gruppen von Stationen fallen nicht auf.

Nimmt man modellhaft die Verteilung der Dichte einer Art entlang eines beliebigen Umweltgradienten als Gauss-Kurve mit Toleranz = 1 an, so sollte diese Art innerhalb eines 4(sd)-Intervalles auftreten, ihr Dichtemaximum erreichen und wieder verschwinden (Abbildung 23a).

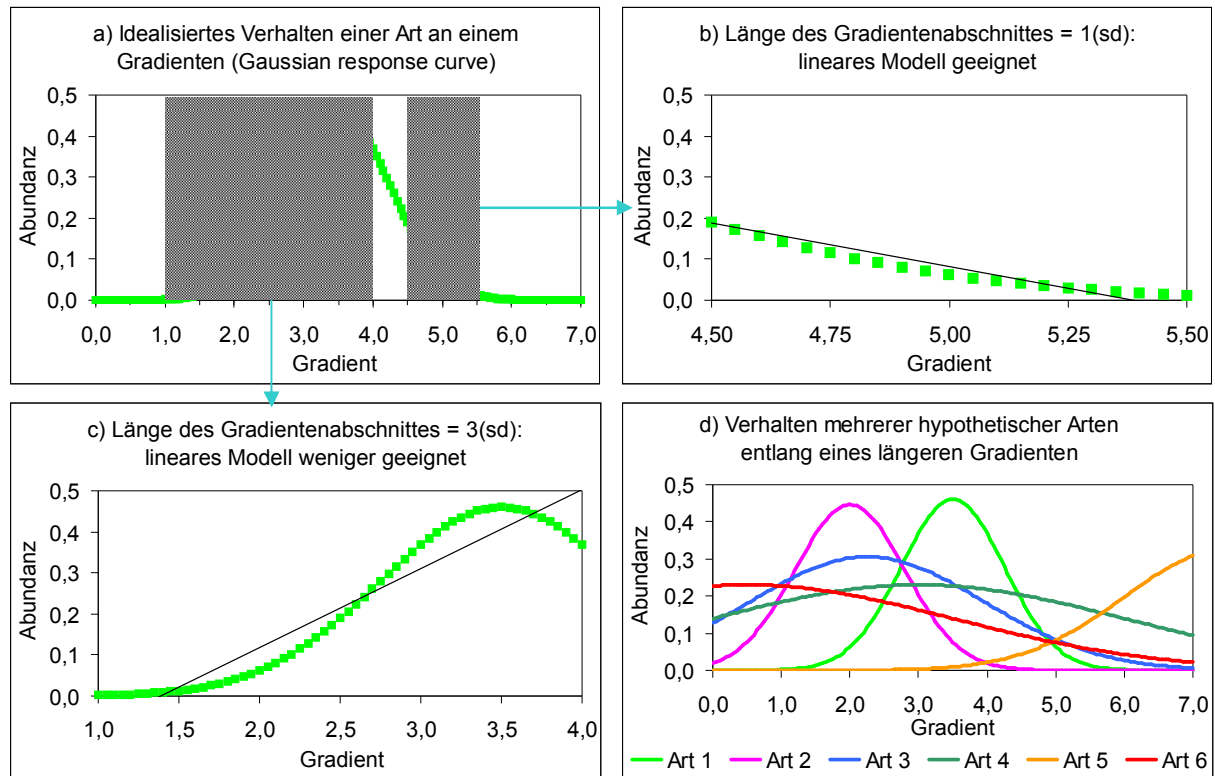


Abbildung 23: Verhalten von Arten entlang ökologischer Gradienten

Die von den Stationen in Abbildung 22 entlang der ersten DCA-Achse abgedeckte Gradientenlänge von 3,4(sd) ist etwas kürzer. Daraus ergeben sich für die weitere Auswertung mehrere Schlussfolgerungen:

- Die β -Diversität entlang des von den Stationen abgedeckten Gradientenabschnittes ist nicht so groß, dass ein vollständiger Faunenwechsel zwischen den Endpunkten dieses Gradientenabschnittes (also den im Ordinationsraum am weitesten voneinander entfernten Stationen) auftritt.
- Es ist eine Anzahl „Grund-Arten“ vorhanden, die an vielen der im Datensatz enthaltenen Stationen auftreten (wie Art 3 und 4 in Abbildung 23d).
- Für etliche Arten ist zu erwarten, dass unimodale, nichtlineare Reaktionen entlang des untersuchten Gradientenabschnittes gegeben sind (wie Art 1, 2 und 3 in Abbildung 23d). Multivariate Analysen, die auf einem linearen Modell beruhen (PCA, RDA), können mit diesem Datensatz kritisch sein (Abbildung 23c).

In die Randbereiche der von den Stationen abgedeckten Gradientenabschnitte strahlen Arten ein, deren Modus (Optimum) am Rand oder deutlich außerhalb dieser Abschnitte liegt (z. B. *Siphonurus lacustris* und *Capnia vidua* am Beginn bzw. *Caenis beskidensis/macrura/rivulorum* am Ende der Achse 1 von Abbildung 22). Dieses Verhalten entspricht den hypothetischen Arten 6 und 5 in Abbildung 23d. Auch seltene Arten liegen in

extremen Randpositionen, so z. B. *Leuctra major*, *Amphinemura triangularis* oder *Siphonurus aestivalis* an Achse 2 von Abbildung 22.

Entweder präferieren Arten in Randlage extreme Ausbildungen des der Achse zugrundeliegenden Umweltgradienten, oder die wenigen Fundpunkte liegen zufällig in einem solchen Bereich. Eine Unterscheidung ist hierbei aber allein aus der DCA heraus nicht möglich. In beiden Fällen ist die Reaktion der Arten entlang des Gradienten „scheinbar monoton“ oder „quasi-linear“, da sich der besammelte Gradient nur mit einem lateralen Abschnitt der Gauss-Kurve überlagert (Abbildung 23a, rechter blauer Block). Nur bei Untersuchung derart kurzer Gradientenabschnitte ist ein lineares Modell angemessen (Abbildung 23b). Erreicht oder übersteigt die Länge des erfassten Gradienten 3 sd-Einheiten (Abbildung 23a, linker blauer Block), ist ein lineares Modell nicht mehr geeignet (Abbildung 23b). Deshalb wird für die direkte Gradientenanalyse in der vorliegenden Arbeit die auf einem unimodalen Modell beruhende kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) genutzt.

5.1.4 Diskussion

Bislang sind aus dem gesamten Harz 45 Arten der Ephemeroptera und 51 Arten der Plecoptera sicher nachgewiesen (HAASE & SCHINDEHÜTTE 2000, HAASE & REUSCH 1999, HOHMANN & BÖHME 1999, BÖHME 2004). Mit der vorliegenden Untersuchung wurden demnach an den 46 Stationen des engeren Untersuchungsgebietes 84,4% (38) des potenziellen Artenspektrums der Ephemeroptera und 88,2% (45) dessen der Plecoptera erfasst. Unter Berücksichtigung der hier vorliegenden Ergebnisse sind 3 bzw. 4 Arten bislang nur im niedersächsischen Harzanteil gefunden worden.

Die mit der vorliegenden Untersuchung erreichte Erfassungstiefe ist durch Vergleich mit anderen, auf qualitativ vollständige Artenlisten ausgerichteten Erhebungen an deutschen Mittelgebirgsbächen beurteilbar. Die in Tabelle 20 zusammengestellten Artenzahlen aus Westharz, Thüringer Wald, Kaufunger Wald, Rhön und Knüll-Gebirge beruhen auf deutlich intensiveren Erfassungen (häufigere Begehungen und/oder Emergenzfänge) als die Ostharzdaten der vorliegenden Untersuchung.

Tabelle 20: Artenzahlen der Ephemeroptera (Eph) und Plecoptera (Plec) in Einzelgewässern deutscher Mittelgebirge

Gewässer	Epirhithral		Metarhithral		Autoren
	Plec	Eph	Plec	Eph	
Alte Riefensbeek (Westharz)	25	9			LEHMANN (1993)
Söse (Westharz)	23	3			
Gr. Steinau (Westharz)	23/16	11/11			SCHINDEHÜTTE (2000)
Gr. Uferbach (Westharz)	23/21	12/14			SCHINDEHÜTTE (2000)
Spitter (Thüringer Wald)		18		10/13	JOOST et al. (1985)
Vesser (Thüringer Wald)	23	16	24	12	ZIMMERMANN (1986, 1998), JOOST et al. (1984)

Gewässer	Epirhithral		Metarhithral		Autoren
	Plec	Eph	Plec	Eph	
Emse (Thüringer Wald)	29/27	9/11			JOOST (1996, Untersuchungspunkte P1, P5), BELLSTEDT et al. (2004, Untersuchungspunkte 1, 2)
Fuchshüttengrund (Thüringer Wald)	10	9			BELLSTEDT et al. (2004, Untersuchungspunkt 6)
Otterbach (Thüringer Wald)	11	9			BELLSTEDT et al. (2004, Untersuchungspunkt 12)
Sembach (Thüringer Wald)	18	4			BELLSTEDT et al. (2004, Untersuchungspunkt 13)
Schweina (Thüringer Wald)	14/14	4/8	19	12	BREITTFELD & BELLSTEDT (2003)
Goldene Lauter (Thüringer Wald)	39	16			BREITTFELD (2005)
Nieste (Kaufunger Wald)			30	14	MEINEL et al. (1997) ²⁹
Wengebach (Kaufunger Wald)			31	20	
Geisbach (Knüll-Gebirge)	14	7			WERNER & WERNER (1968) ³⁰
Feldbach (Rhön)	26		27		ECKSTEIN (1994)
Grumbach (Rhön)	26				ECKSTEIN (1994)
Fulda (Rhön)	37				ECKSTEIN (1994)
Ulster (Rhön)	21				ECKSTEIN (1994)
Breitenbach (Rhön)	19	19			http://www.mpil-schlitz.mpg.de/mpilfs.htm
Gebiet	Artenzahl je Station: min/ mittel /max				
Ostharz	7/ 14,3 /22	0/ 7,7 /16	6/ 16,5 /31	0/ 9,9 /22	BÖHME (vorliegende Untersuchung, ER: n=17, MR: n=19)
Westharz	16/ 21,8 /35	3/ 10,0 /14	-	-	
sonstige Mittelgebirge (Thüringer Wald / Kaufunger Wald / Rhön)	10/ 21,9 /39	4/ 10,8 /19	19/ 26,2 /31	10/ 13,5 /20	

Die hier gewählte Sammelmethode reicht demnach noch nicht aus, um ein qualitativ komplettes Bild für jede Einzelstation zu liefern (α -Diversität). Die Ephemeroptera sind - bedingt durch die bessere Bestimmbarkeit der Larven - bei gleichem Erfassungsaufwand

²⁹ Artenzahlen nur aus der eigenen Erfassung der Autoren 1996/97, d. h. ohne ältere, nicht wieder angetroffene Arten aus Literaturangaben. Längszonale Differenzierung, da hierzu in der Originalarbeit keine Angaben gemacht werden, nur anhand der Artenlisten möglich und daher unsicher.

³⁰ Hier nur die nach Beschreibung der Autoren unverschmutzte Probenstelle 1 im Oberlauf berücksichtigt

offenbar besser repräsentiert als die Plecoptera. Jedoch werden Einschränkungen der Sammelintensität bzw. Begehungshäufigkeit durch die Zahl der Sammelpunkte weitgehend kompensiert, wenn der regionale Artenpool betrachtet wird (γ -Diversität, vergleiche Tabelle 15).

Bei synökologischen Felduntersuchungen ist eine höhere taxonomische Auflösung zwangsläufig mit einer Zunahme des Anteils von Arten mit geringer Konstanz in der Matrix Y verbunden. Eine geringe Konstanz kann auf folgende Sachverhalte zurückzuführen sein (NIJBOER & SCHMIDT-KLOIBER 2004):

- sehr geringe Individuendichte der betreffenden Art, d. h. geringe Wahrscheinlichkeit der Erfassung am Gewässer auch bei Anwesenheit im gesamten Untersuchungsgebiet,
- räumlich eng beschränktes Verbreitungsgebiet, d. h. an der Mehrzahl der untersuchten Gewässer tatsächlich nicht vorkommend, oder
- gleichzeitiges Vorliegen von (1) und (2).

Diese in der biostatistischen Literatur gemeinhin unter dem Sammelbegriff „rare species“ zusammengefassten Taxa entstammen oft artenreichen Gattungen. In der vorliegenden Untersuchung betrifft dies bei den Plecoptera z. B. die Gattungen *Leuctra* und *Nemoura*. So differenziert die Operationelle Taxaliste für PERLODES/AQEM (HAASE et al. 2006b) bei *Leuctra* nur zwischen den larval immer sicher bestimmbar Arten *Leuctra nigra* und *L. braueri*. Alle weiteren *Leuctra*-Funde werden dem Sammeltaxon *Leuctra* spp. zugeordnet. Eine völlig anderes Konstanzmuster ergibt sich bei der Auswertung auf Artniveau. Aus dem im vorliegenden Datensatz mit 100% Konstanz vertretenen AQEM-Sammeltaxon „*Leuctra* spp. excl. *L. nigra* et *L. braueri*“ (Taxon Nr. 1 in der Abszisse von Abbildung 24) werden 12 Taxa mit Konstanzwerten zwischen 2,3% und 91,3%.

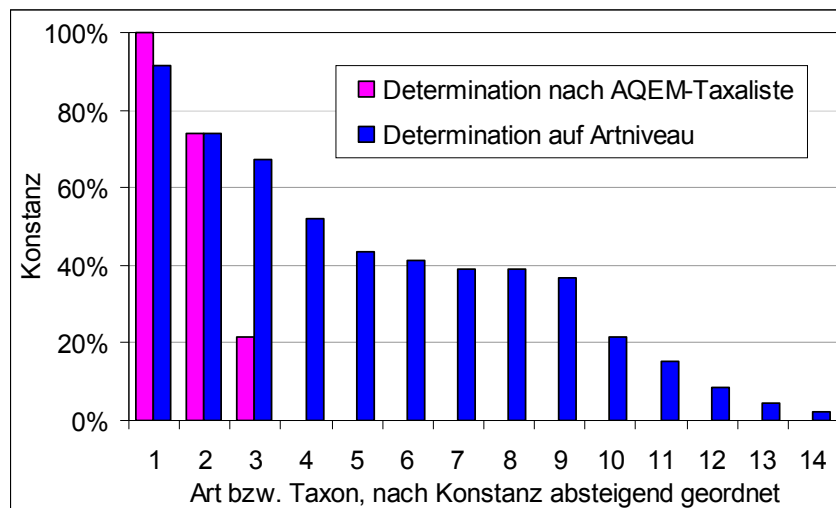


Abbildung 24:
Konstanzwerte für *Leuctra*
spp. in Abhängigkeit von der
taxonomischen Auflösung

In der einschlägigen Literatur wird für multivariate Analysen das Weglassen oder das Heruntergewichten der seltenen Taxa praktiziert und diskutiert (z. B. FEMINELLA 2000, HAWKINS & VINSON 2000, ARSCOTT et al. 2006). Dabei wird angeführt, dass

- die abundanten Arten in der Regel eng mit den wesentlichen Umweltgradienten assoziiert sind, die deshalb in multivariaten Analysen eben dieses Teil-Artenbestandes auch hinreichend erkannt werden können,

- durch die Berücksichtigung seltener Taxa zusätzliche, kaum interpretierbare Variabilität („noise“) produziert wird oder
- im besten Falle Information, die bereits mit höheren Sammeltaxa und/oder dominanten Taxa zugänglich ist, unnötig redundant aufgebläht wird.

Zwar sind diese Aspekte für die Auswertung funktionaler Indices, z. B. zur summarischen Beschreibung von Ressourcenutzung und Produktivität einer Lebensgemeinschaft, im Einzelfall durchaus zutreffend. Jedoch findet sich in der Literatur auch Kritik an der damit verbundenen Vereinfachung (CAO et al. 2001, LENAT & RESH 2001). So können die in einer Gattung vereinigten Arten sehr unterschiedliche Reaktionen gegenüber einzelnen Umweltfaktoren haben (RESH 1979, NIJBOER & SCHMIDT-KLOIBER 2004, TIXIER & GUÉROLD 2005). Seltene Taxa reagieren häufig auf Störungen und bieten daher zusätzliche Information über Umweltfaktoren, deren Relevanz bei bloßer Berücksichtigung der Massentaxa verdeckt bliebe. Ihre Einbeziehung könnte daher Präzision und Empfindlichkeit von Prognosemodellen für Referenzzönosen verbessern (HAWKINS et al. 2000a). Zudem tragen verbreitungsbedingt seltene Arten zur regionalen Repräsentativität eines Befundes bei (FAITH & NORRIS 1989). Auch das Fehlen von Arten ist von bioindikatorischem Wert (MCGEOCH & CHOWN 1998).

Deshalb wurden alle weiteren Auswertungen in der vorliegenden Arbeit auf Artniveau und ohne Weglassen oder Herabgewichten seltener Arten durchgeführt.

Die Clusteranalysen führten zur faunistischen Abgrenzung derjenigen Stationen, die im Bereich der Granitmassive Brocken und Ramberg liegen (Clustergruppe B). Aus den Ergebnissen der Indikatorarten-Analyse (Tabelle 18) kann auf einen deutlichen Säureeinfluss geschlossen werden, der das hier vorkommende Artenspektrum begrenzt (Abschnitt 5.1.3.2).

Ist es gerechtfertigt, diesen Stationen Referenzcharakter oder zumindest Referenznähe zuzubilligen? Immerhin gilt die Versauerung von Böden und Gewässern auch in Mitteleuropa und im Harz als wesentliche anthropogene Beeinträchtigung des Naturhaushaltes (LENHART & STEINBERG 1984, MATSCHULLAT et al. 1994, BRAUKMANN 2000).

Versauerung ist definiert als Verlust an Säureneutralisationskapazität (SNK, LENHART & STEINBERG 1984). Der Komplex der möglichen Ursachen und prozessfördernden Umstände umfasst natürliche und anthropogene Komponenten.

Anthropogene Komponenten sind die Deposition starker Säurebildner aus Industrie- und Verkehrsemissionen („saurer Regen“), die Abflussbeschleunigung bei Moorentwässerung und die flächenhafte Pflanzung von Nadelhölzern außerhalb natürlicher Nadelwaldstandorte. Der zeitliche Horizont dieser Wirkfaktoren ist für die europäischen Mittelgebirge relativ kurz (10^2 Jahre). Er begann lokal mit der frühkapitalistischen Intensivierung des Berg- und Hüttenwesens und dauert bis heute an, wobei in der 2. Hälfte des 20. Jhd. ein Maximum der fernwirkenden Industrieemissionen erreicht wurde (MATSCHULLAT et al. 1994, VRBA et al. 2003, LAUDON et al. 2005b). Zu den natürlichen Faktoren gehören basen- und nährstoffarme Ausgangsgesteine der Bodenbildung, hohe jährliche Niederschlagsmengen und eine eng daran gebundene natürliche Vegetation mit Mooren und Nadelwäldern. Der SNK-Verlust ist unter dem Wirken natürlicher Faktoren ein langfristiger Prozess (10^3 bis 10^5 Jahre). Dieser Prozess dürfte im Harz seit dem Nachlassen der spätweichselzeitlichen Lössseinwehungen und der postglazialen Zunahme der Niederschläge wirken (BEUG et al. 1999).

Saure Gewässer können deshalb auch unter dem Einwirken ausschließlich natürlicher Ursachen entstehen, wie inzwischen zahlreiche Untersuchungen aus Skandinavien zeigen (COLLIER et al. 1990, BISHOP et al. 2000, 2001, DANGLES et al. 2004, 2007, PETRIN et al. 2007). ENGSTROM et al. (2000) beschreiben Alkalitätsverlust und pH-Rückgang als Bestandteile der natürlichen Primärsukzession borealer Seen im Gletscher-Rückzugsgebiet der Glacier Bay (Alaska). Die Existenz natürlich saurer Gewässer in den Hochlagen des Harzes vermuten LANGHEINRICH et al. (2002) sowie LÜDERITZ et al. (2006). Anthropogene Versauerung umfasst daher

- den über das natürliche Maß hinausgehenden Verlust an SNK in natürlich sauren Gewässern und
- den Verlust von SNK in natürlich nicht sauren, aber elektrolyt- und basenarmen Gewässern.

Für die Beschreibung natürlicher Referenzbedingungen ergibt sich daraus das Problem der Unterscheidung zwischen natürlich sauren und anthropogen versauerten Gewässern, wenn keine Langzeitmessungen verfügbar sind.

BISHOP et al. (2000) haben das Boreal Dilution Model (BDM) vorgeschlagen, mit dem zwischen dem natürlichen Säurestatus und der anthropogenen Versauerung quantitativ unterschieden werden kann. Dafür sind Ganglinien der zur Alkalinitätsberechnung notwendigen mineralischen Anionen und Kationen (vgl. Kap. 4.1.7, Tabelle 5) einschließlich der zum Ausgleich der Ionenbilanz fehlenden Glieder wie Hydrogencarbonat und organische Säuren erforderlich, die während episodischer Säureschübe (z. B. Schneeschmelze, abflusswirksame Starkniederschläge) aufzunehmen sind. Jedoch war im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine chemische Analytik möglich. Die für saure Harzgewässer veröffentlichten Messwerte (z. B. LEBMANN 1993, MATSCHULLAT et al. 1994) beinhalten nach zeitlicher Auflösung und/oder Parameterumfang nicht die für die Anwendung des BDM notwendigen Daten. Deshalb sind andere Indizien und ggf. Analogien zu den Ergebnissen der oben genannten skandinavischen Arbeiten zu finden.

Die meisten Moorkerne des Harzes bildeten sich seit der Pleistozän/Holozän-Grenze vor ca. 11 500 Jahren. Die horizontale Ausdehnung der harzer Moorflächen war bereits im älteren Subatlantikum weitgehend abgeschlossen. Damit sind seit mehr als 2 700 Jahren im Harz Moore in annähernd heutiger Ausdehnung vorhanden (BEUG et al. 1999). Ein Vergleich mit skandinavischen Mooren ist naheliegend. Das Bodenwasser der hier wie dort vorhandenen Vegetationsbestände der Ordnungen Scheuchzerietalia und Sphagnetalia hat in den selbstverständlich als natürlich beurteilten skandinavischen Mooren pH-Werte, die mit Intervallen zwischen 4 und 6 bzw. 3,3 und 5,3 weit im sauren Bereich liegen (DIERSEN 1996). DANGLES et al. (2004) sowie LAUDON et al. (2005a) beschreiben natürlich saure Gewässer in Nordschweden mit pH-Minima zwischen 3,97 und 4,26 sowie Amplituden zwischen 1,3 und 2,4 pH-Einheiten während längerer (≥ 1 Jahr) Monitoring-Perioden. Auch MCKIE et al. (2006) weisen in ihrer Untersuchung zu den Auswirkungen unkritisch eingesetzter Kompensationskalkungen ausdrücklich auf den natürlichen sauren Charakter organisch geprägter Gewässer im nördlichen Schweden hin. Das Netz kleiner und kleinster Fließgewässer kann aber auch in ungestörten borealen Einzugsgebieten sehr heterogen sein in Bezug auf einzelne Parameter des Säurezustandes wie pH, DOC, SNK usw. (BUFFAM et al. 2008). Für die Populationen der hier vorkommenden Arten bestand und besteht somit auch ohne anthropogene Zusatzbelastung die Möglichkeit und Notwendigkeit der Entwicklung von Säuretoleranz, die DANGLES et al. (2004) und PETRIN et al. (2007) anhand von Befunden aus natürlich sauren Gewässersystem in unterschiedlichen Regionen Schwedens diskutieren.

Zumindest episodisch stark saure Gewässer sind auch ohne anthropogene Einflüsse nicht auf moorgeprägte Einzugsgebiete beschränkt. LAUDON et al. (2005b) beschreiben die Anwendung des BDM in Verbindung mit einem hydrogeochemischen Langzeit-Modell (MAGIC) für ein montanes Einzugsgebiet im westlichen Böhmerwald. Die Bodendecke besteht hier überwiegend aus podsolierten Braunerden über Granit mit nur kleinflächigen Anteilen von Stagnogley und Moor. Während das pH-Minimum im Jahr 1999 bedingt durch die Schneeschmelze auf 3,99 zurückging, ist das für dieselbe Situation modellierte vordindustrielle, d. h. auf natürliche Versauerung zurückzuführende pH-Minimum 4,39. Der derzeit gemessene Zustand wäre als „permanent sauer“ (Klasse IV nach BRAUKMANN 2000) zu beurteilen, der modellierte vorindustrielle zumindest als „periodisch sauer“ (Klasse III).

Wegen der ähnlichen postglazialen Entstehungsgeschichte und des ebenso vorhandenen Urgestein-Untergrundes sind solche Verhältnisse auch für die elektrolytarmen Einzugsgebiete und Moore der Harzhochlagen und die von ihnen beeinflussten Fließgewässer als natürlich anzunehmen. Es handelt sich um Extrem-Lebensräume im Sinne des zweiten biozönotischen Grundgesetzes (THIENEMANN 1950). Sie dienen für (heute) boreo-montan verbreitete Lebensgemeinschaften als relativ konkurrenzarme Habitate. Azidotolerante Elemente peri- und postglazialer Reliktfaunen konnten hier über holozäne Klimaänderungen hinweg überdauern. Deshalb ist es plausibel, hier Lebensgemeinschaften zu erwarten, die strukturell und funktional denen in natürlich sauren Gewässern in Skandinavien ähnlich sind.

Wesentliche Merkmale solcher natürlich sauren Fließgewässer in Nordschweden sind nach DANGLES et al. (2004) u.a. das weitgehende Fehlen der Ephemeroptera und bei den Plecoptera eine Dominanzverschiebung zugunsten der Gattungen *Leuctra* und *Nemoura*. Die Artenzahl bleibt bei den Plecoptera und Trichoptera auf ähnlichem Niveau wie in den dortigen unversauerten Gewässern, das jedoch insgesamt deutlich niedriger liegt als in den mittel- und zentraleuropäischen Gebirgen (ILLIES 1978).

ZIMMERMANN & ZIEMANN (1991) beschreiben das natürliche Fehlen der Ephemeroptera im Oberlauf des geogen elektrolytarmen Kernwassers im Thüringer Wald. Im Quervergleich zwischen 1962 und 1990 hatten sich hier weder die hydrochemischen Verhältnisse noch das Besiedlungsbild erkennbar verändert. Für den Schwarzwald fiel bereits BORNHAUSER (1912, zitiert bei EIDEL 1933) ein unterschiedlicher Grad der Artenarmut in den Kinzig-Quellbächen und den Quellbächen der Elz auf. Das Quellgebiet der Kinzig im Buntsandstein ist geogen noch elektrolytärmer als das granitgeprägte Quellgebiet der Elz (BRAUKMANN 2000) – offensichtlich war dieser Umstand schon weit vor der Phase der massiven anthropogenen Säureeinträge begrenzend für die Artenausstattung. Interessant ist in diesem Zusammenhang ein Blick zu dem ebenfalls relativ isoliert liegenden Granitmassiv des Riesengebirges in Tschechien. Bei WINKLER (1979) finden sich Hinweise auf eine bereits in den 1950er wie 1970er Jahren (also sowohl vor als auch während der Phase der maximalen anthropogenen Säureeinträge 1960-1990) auffallende Artenarmut der Ephemeroptera in den dortigen Fließgewässern. SOLDAN (2000) fand im gesamten Riesengebirge nur 30 Ephemeroptera-Arten³¹ und vermutete, dass das steil aufragende Gebirge schlechtere Voraussetzungen für die Besiedlung durch Arten geringer Vagilität habe als andere Gebirge mit größeren Übergangszonen vom kollinen zum montanen Bereich, z. B. der Böhmerwald. Dann müßte dieser Effekt aber auch bei den noch weniger vagilen Plecoptera auftreten, die offensichtlich beide von SOLDAN betrachteten Gebirge in großer Artenzahl besiedeln.

Nun tritt aber im Riesengebirge eine boreomontane Ephemeroptera-Gruppe mit *Arthroplea congener*, *Siphonurus alternatus*, *Leptophlebia vespertina* und *Ameletus inopinatus* auf (SOLDAN 2000). Die drei letztgenannten Arten gehörten auch zur Lebensgemeinschaft der Standgewässer des Böhmerwaldes vor Einsetzen der massiven anthropogenen Versauerungsschübe (VRBA et al. 2003). Im subalpinen Øvre Heimdalsvatn (Norwegen) bilden *Leptophlebia vespertina*, *Siphonurus lacustris/aestivalis* und *Ameletus inopinatus* mit 60,4% der Emergenz neben nur vier weiteren Arten einen wesentlichen Anteil der Ephemeroptera-Bestandes (BRITTAIN 1978). BAUERNFEIND & MOOG (2000) verweisen auf extrem artenarme Ephemeroptera-Gemeinschaften in natürlich sauren Moorabläufen und nennen ebenfalls *Leptophlebia vespertina*, *Ameletus inopinatus* sowie (mit der Einschränkung bisher noch nicht vollständig erkannter ökologischer Amplituden) *Leptophlebia marginata*, *Baetis niger* und *B. buceratus*. Die Arten dieser Gruppe kennzeichnet mindestens eine deutliche Toleranz, z. T. Präferenz lenitischer Verhältnisse (HAYBACH 1998). Sie gehören darüber hinaus zu den säuretolerantesten Arten dieser Ordnung (BRAUKMANN 2000, BRAUKMANN & BISS 2004).

³¹ in der Originalarbeit 31 unter Einschluss des nicht mehr als Art akzeptierten *Ecdyonurus forcipula*

Auch der Harz gehört zum Areal von *Leptophlebia vespertina*, *Ameletus inopinatus* und *Arthroplea congener*. Die Fundpunkte der beiden erstgenannten Arten konzentrieren sich im Ober- und Hochharz. Die Stellung von *Siphonurus alternatus*, der im Harz bisher nicht nachgewiesen ist, wird hier möglicherweise durch den ökologisch ähnlichen *Siphonurus lacustris* übernommen.

Unter den Plecoptera sind *Capnia vidua*, *Diura bicaudata*, *Leuctra pseudocingulata*, *L. nigra*, *L. rauscheri*, *Nemoura cinerea* und *Protonemura auberti* im Harz wie in anderen Mittelgebirgen die charakteristischen Elemente kalter elektrolytarmer und saurer Gewässer. Das Fehlen von *Leuctra rauscheri* und von *Ameletus inopinatus* differenziert das wesentlich niedrigere Rambergmassiv gegenüber dem Hochharz. Vermutlich sind beide Bereiche Reste eines größeren geschlossenen Verbreitungsgebietes der Gemeinschaft unter postglazialen Bedingungen im Harz. Darauf deutet auch das isolierte "Zwischenvorkommen" von *Capnia vidua* im oberen Selkegebiet hin (Abbildung 12).

Zu den Biozönosen der saueren Hochharzgewässer gehören auch boreomontane Elemente weiterer Tiergruppen, so z. B. Alpen- und Arktische Smaragdlibelle (*Somatochlora alpestris*, *S. arctica*, FÖRSTER 1997, LANGHEINRICH et al. 2002) und die Wasserkäfer *Hydroporus longulus* Muls., *H. ferrugineus* Steph. und *H. longicornis* Sharp) in den Tümpeln und Ablaufgräben der Hochharzmoore (SPITZENBERG 1994).

Die o.g. Befunde legen den Schluss nahe, dass in diesen Bereichen nicht nur durch anthropogene Einflüsse geschädigte und verarmte Bergbach-Biozönosen vorhanden sind. Mit größerer Wahrscheinlichkeit handelt es sich dabei auch um eigenständige Lebensgemeinschaften fließender bis stagnierender, elektrolytarmer und kalter Gewässer mit Mooreinfluss. Diese Lebensgemeinschaften behaupten sich hier mit ausgedünntem Artenspektrum in Restposten eines peri- und postglaziär größeren geschlossenen Verbreitungsgebietes. Daher wird hier für das von den Stationen der Gruppe B, insbesondere B1 und B3/B4 in Abbildung 20, repräsentierte Besiedlungsbild die Arbeitshypothese einer Gemeinschaft der *sauren* aber nicht notwendig anthropogen *versauerten* Bäche des Harzes formuliert.³²

Fraglich ist im Bearbeitungsgebiet nur die Reichweite, mit der diese hauptsächlich im Hypokrenal bzw. Epirhithral zu erwartende Gemeinschaft in die anschließenden Längszonen ausstrahlt. Der Übergang zu den „normalen“ artenreichen Gemeinschaften silikatischer Bergbäche (Gruppe A in den Clusteranalysen) kann durchaus aufgrund zusätzlicher anthropogener Säureinträge flussab verschoben sein. Das weitgehende Fehlen der wenigen säuretoleranten Ephemeroptera-Arten in den Bachoberläufen der Granitmassive ist aber nicht zwingend in diesem Sinne zu interpretieren. Da die oben genannten Ephemeroptera-Arten lenitische Habitate bevorzugen, könnte in den steilen Bachoberläufen an Brocken und Ramberg auch das zeitlich stark variierende hydraulische Milieu mit häufig intensiv bewegtem scharfkantigem Granitgrus zum begrenzenden Faktor werden.

Somit gibt es für eine grundlegende Annahme der vorliegenden Arbeit – die Existenz natürlich saurer Gewässer im Harz – zwar keine eindeutigen Beweise, aber immerhin plausible Indizien und Analogieschlüsse. Dem offiziellen deutschen System der Gewässerbewertung PERLODES/AQEM liegt hingegen eine Fließgewässer-Typologie zugrunde (HALLE & POTTGIEßER 2003), die die Möglichkeit natürlich saurer Gewässer im Mittelgebirgsbereich vollständig ausblendet. Die Ergänzung dieser Typologie um einen natürlich sauren (Sub?-) Typ der silikatischen, grobmaterialreichen Mittelgebirgsbäche ist ökologisch gerechtfertigt und für die wasserwirtschaftliche Praxis dringend zu empfehlen. Ansonsten besteht das Risiko, hier durch das Fehlen säuresensitiver Taxa bei Metrics wie

³² In seiner nach Redaktionsschluss erschienenen Arbeit interpretiert HOHMANN (2011) das weitgehende Verschwinden der säuresensitiven *Rhyacophila tristis* Pictet, 1834 (Trichoptera) aus Hochharz-Gewässern mit Altnachweisen vom Anfang des 20. Jhs. als sicheres Indiz anthropogener Versauerung.

Dominanzanteil der EPT-Fraktion, Versauerungsindex oder Deutscher Fauna-Index (BRAUKMANN 2000, MEIER et al. 2006b, LORENZ et al. 2004) eine unzutreffend schlechte Gesamtbewertung in PERLODES zu erreichen, auf deren Grundlage dann z. B. über teure, aber zwecklose bzw. sogar ökologisch nachteilige Gegenmaßnahmen wie Kalkung des Einzugsgebietes befunden würde (BISHOP et al. 2001, MCKIE et al. 2006).

Mit den Clusteranalysen wurden ähnlich besiedelte Stationen in hierarchisch gegliederten Gruppen zusammengefasst und in Dendrogrammen dargestellt. In beiden Clusteransätzen ist die Grundform der Dendrogramme ähnlich. Der Anteil identisch zugeordneter Stationen beträgt 76%. Die gefundene Gruppenstruktur kann daher als praktikables Abbild der biotönotischen Differenzierung der Harzbäche angesehen werden. Die wesentlichen Clustergruppen sind durch charakteristische Arten bzw. Artenkombinationen gekennzeichnet, die mit IndVal identifiziert werden konnten (Tabelle 18). Eine konsequente Attributierung dieser charakteristischen Arten als Charakter-, Leit- bzw. Begleitarten im Sinne von BRAUKMANN (1987, 2003) ist beim vorliegenden Datensatz nicht zweckmäßig. BRAUKMANNs deutschlandweiter Ansatz bildet mit dem größeren Bezugsraum, größerer taxonomischer Breite und (besonders bei den Plecoptera) geringerer taxonomischer Auflösung eine andere Bezugsebene als der hier genutzte Datensatz.

Eine nähere Betrachtung der mit IndVal gefundenen Indikatorarten und ihrer ökologischen Zuordnung ergab bereits deutliche Hinweise darauf, dass mehrere Komplexe von Umweltfaktoren für die Strukturierung von Y eine Rolle spielen: zumindest ein längszonaler und ein hydrochemischer Gradient sind wesentlich beteiligt. Die Zahl der Arten mit hohem und signifikantem Indikatorwert ist jedoch relativ gering. Deshalb ist es zweifelhaft, ob die Annahme diskreter, durch charakteristische Artenkombinationen unterscheidbarer Gemeinschaften den natürlichen Verhältnissen gerecht wird. Innerhalb der Clustergruppen A und B ist der faunistische Befund auch gut mit dem Konzept eines kontinuierlichen Wandels der Lebensgemeinschaft entlang natürlicher Gradienten erklärbar.

Die Auswahl geeigneter Prognosemodelle für Referenzzönosen ist abhängig von der Entscheidung für eines der beiden Konzepte. Umgekehrt ist die Entscheidung für eines der beiden Konzepte möglich, indem untersucht wird, mit welchem Modelltyp die Artenzusammensetzung besser vorhersagbar ist. Zuvor sind jedoch die Beziehungen zwischen den biotischen Befunden und den abiotischen Umweltparametern zu klären.

5.2 Abiotische Parameter

Für die 46 Stationen des engeren Untersuchungsgebietes wurden 31 kardinal, ordinal und nominal skalierte Größen als Primärvariablen erfasst sowie die maximale Summe der Wärmeeinstrahlung eines wolkenfreien Hochsommertages (01.08.) als synthetische Variable berechnet. Übersichten zur Ausprägung der einzelnen Parameter und deren Einordnung in die Teil-Matrices X_{local} (auf lokaler Maßstabsebene variierende Umweltparameter), X_{sub} (die Substratzusammensetzung der Gewässersohle beschreibende Umweltparameter), X_{long} (längszonal differenzierende Umweltparameter) und X_{CCA} (in der CCA einbezogener Satz der Umweltparameter, nach Entfernung der am meisten mit Multikollinearität³³ behafteten Variablen) enthalten Tabelle 21 und Tabelle 22 auf den Folgeseiten. In Tabelle 10 im Methodenteil war bereits die Verwendung der o.g. Teilmatrices für die einzelnen Analyseschritte angezeigt. Die Gesamtmatrix X mit den Einzelwerten findet sich im Anhang B-1.

³³ Liegt vor, wenn zwei oder mehr erklärende Variablen auch untereinander sehr stark korreliert sind, und bedingt Probleme in der Regressionsanalyse und darauf aufbauenden Verfahren.

Tabelle 21: Abiotische Stationsparameter – kardinal und ordinal skalierte Variablen

Variable	Min	Mittel	Max	sd	X_{local}	X_{sub}	X_{long}	X_{CCA}	W
Rechtswert [m]	4 405 222	4 427 314,3	4 457 612	13 672,3					X
Hochwert [m]	5 707 944	5 728 560,6	5 750 845	10 462,4					X
Höhe [m]	180	370,9	845	149,6	X			X	
Gefälle [m/m]	0,0023	0,0310	0,1545	0,0291	X		(log10)	X	
Quellentfernung [km]	0,5	9,50	63,0	13,43	X		(log10)	X	
Gewässer-OZ	0	2,22	5	1,32	X		(log10)	X	
Breite [m]	0,6	3,64	20,0	4,45	X		(log10)		
Tiefe max. [m]	0,10	0,53	1,80	0,28	X			X	
Tiefe mittel [m]	0,06	0,17	0,65	0,11	X			X	
Fels	0%	1%	20%	0,04	X	X		X	
Blöcke	0%	9%	60%	0,14	X	X		X	
Steine	0%	19%	70%	0,16	X	X		X	
Schotter	0%	25%	70%	0,17	X	X			
Kies	5%	28%	70%	0,17	X	X		X	
Sand	0%	7%	40%	0,09	X	X		X	
Lehm/Ton	0%	5%	30%	0,07	X	X		X	
Schlamm	0%	5%	30%	0,10	X	X		X	
Phytal	0%	2%	20%	0,05	X	X		X	
Lithophytal	0%	8%	40%	0,10	X	X		X	
CPOM	0%	7%	30%	0,07	X	X		X	
FPOM	0%	6%	40%	0,01	X	X		X	
Wärmeeinstrahlung [W/m²*d]	5,3	50,0	210,0	52,8	X			X	
EZG [km²]	0,7	39,9	345,2	85,2	X			X	

Tabelle 22: Abiotische Stationsparameter – nominal skalierte Variablen

Variable	Kategorien	Belegung der Kategorien				X_{local}	X_{sub}	X_{long}	X_{CCA}
		Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4				
Flussgebiet	4 (Oker, Bode, Wipper, Helme)	3	31	4	8				X
Landschaftseinheit	4 (Oberharz, Hochharz, Unterharz, Östliche Harzabdachung)	6	4	28	8				X
Höhenstufe	3 (montan, submontan-kollin, kollin)	19	21	6					X

Variable	Kategorien	Belegung der Kategorien				X_{local}	X_{sub}	X_{long}	X_{CCA}
		Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4				
Gestein EZG	3 (Vulkanite, Metamorphite, Sedimentite)	11	12	23		X			X
Hydrogeologie EZG	2 (Silikattyp A+Moor, Silikattyp B)	10	36			X			X
Ausgangssubstrat der Bettbildung	3 (Festgestein, holozäne fluviale Sedimente, periglaziale Deckschichten)	6	7	33		X			X
Talform	3 (Kerbtal, Kerbsohlental, Muldental)	17	12	17		X			X
Talrichtung	3 (N/S, NW/SO bzw. NO/SW, O/W)	15	23	8		X			
Linienführung	3 (gestreckt, gewunden, mäandrierend)	6	24	16		X			X

5.2.1 Ordination des Gesamtdatensatzes

Als erster multivariater Ansatz für die Umweltdaten wurde eine Hauptkoordinatenanalyse (PCoA) der Umweltdaten-Matrix X_{local} unter Nutzung des Distanzkoeffizienten nach GOWER durchgeführt. Wie bei anderen Ordinationsverfahren wird auch hier die Variation des Gesamtdatensatzes auf möglichst wenigen, nicht miteinander korrelierten Achsen konzentriert. Die PCoA liefert bei 46 Stationen eine ebenso große Anzahl synthetischer Achsen, deren jeweiliger Erklärungsbeitrag für die Distanzstruktur schnell abnimmt. Mit der PCoA können also die Distanzen zwischen Objekten (= Stationen) aus einem vieldimensionalen System in eine 2... 3-dimensionale und somit visuell erfassbare Darstellung überführt werden, ohne die ursprünglichen Distanzbeziehungen der Stationspunkte übermäßig zu verzerren. Kumulativ werden bis einschließlich der 3. Achse 37,5% und bis zur 8. Achse 63,9 % der Distanzstruktur erklärt (Tabelle 23).

Tabelle 23: PCoA, Eigenwerte der Achsen 1-8

PCoA	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4	Achse 5	Achse 6	Achse 7	Achse 8
Eigenwert λ	2,047	1,653	1,053	0,902	0,754	0,611	0,584	0,499
%	16,1	13,0	8,3	7,1	5,9	4,8	4,6	3,9
% kumulativ	16,1	29,2	37,5	44,6	50,5	55,4	60,0	63,9

Alle 38 folgenden Achsen haben Eigenwerte $< 0,5$. Da dieser Wert kleiner ist als das Mittel der Eigenwerte aller Achsen, ist der Beitrag der neunten und aller folgenden Achsen zur Erklärung der Distanzstruktur des Datensatzes nicht mehr sinnvoll auswertbar. Die Lagekoordinaten der Stationspunkte auf den Achsen 1-8 (Site scores) werden jedoch für weitere Analysen vorgehalten. Bereits die Projektion der Stationen in ein von den Achsen 1-3 gebildetes Koordinatensystem ergibt ein interpretationsfähiges Muster (Abbildung 25). Die Zugehörigkeit der Stationen zu den einzelnen Landschaftseinheiten ist farbig gekennzeichnet.

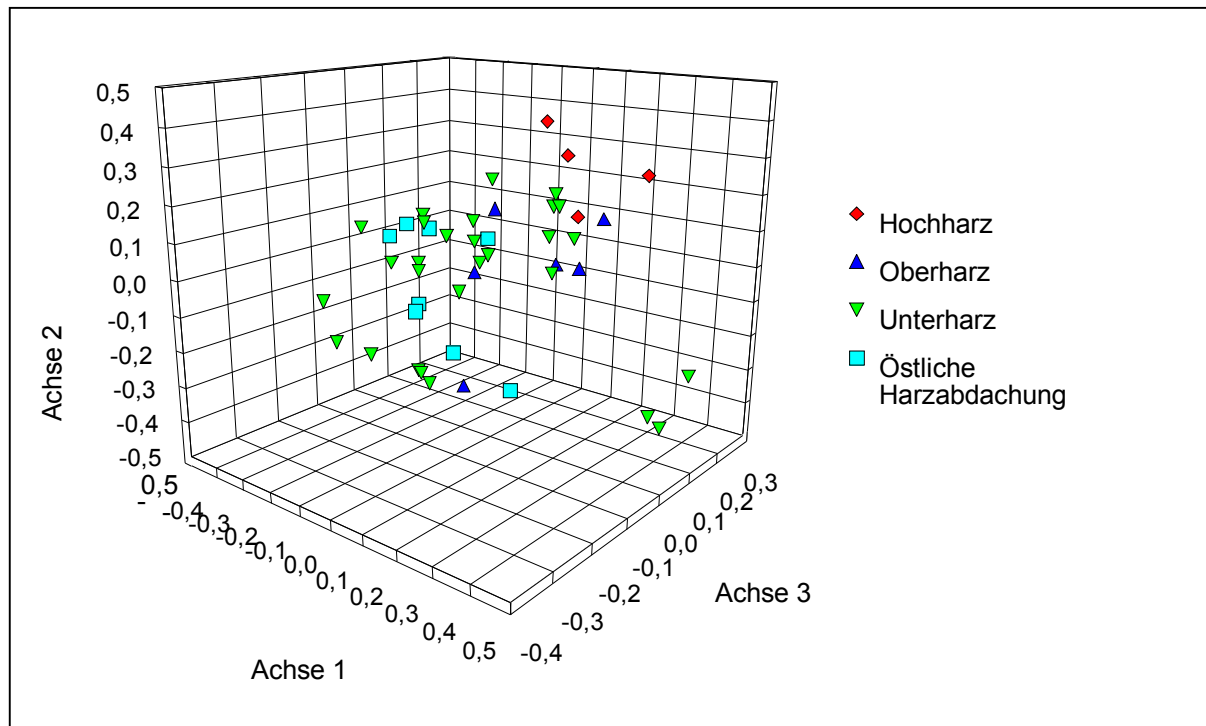


Abbildung 25: PCoA der Matrix X_I , Lage der Stationen im Ordinationsraum der Achsen 1 bis 3

Die Stationen des Unterharz bilden in Abbildung 25 die ausgedehnteste Punktwolke. Diese Punktwolke schließt die Stationen der Östlichen Harzabdachung und des Oberharzes weitgehend ein. Die Hochharz-Stationen sind deutlich von denen der Östlichen Harzabdachung separiert. Beide Punktwolken überlagern sich teilweise mit der Punktwolke der Oberharz-Stationen. Die exponierteren Landschaftseinheiten decken also deutlich kürzere Teilabschnitte der von den Achsen repräsentierten synthetischen Umweltgradienten ab. Die Hochharz-Stationen verlängern aufgrund ihrer peripheren Lage im Ordinationsraum den von Achse 2 repräsentierten Gradienten. Drei Stationspunkte aus dem Unterharz fallen durch isolierte Lage am rechten Rand der Abbildung im Bereich hoher Werte der Achsen 1 und 3 auf. Dies sind die drei quellfernstesten Stationen boe28, boe29 und boe53 an der Bode. Sie kennzeichnen die Richtung des mit den Untersuchungsstationen abgedeckten longitudinalen Gradienten.

Die Separation der Stationen allein nach Landschaftseinheiten ist jedoch noch kein befriedigender Ansatz für die weitere typologische Differenzierung der Fließgewässer im größten Teil des Untersuchungsgebietes. Dies rechtfertigt die Extraktion von Teildatensätzen, die typologisch relevante Einzelgradienten beschreiben, und deren separate Untersuchung auf Musterbildung und die dazu wesentlich beitragenden Einzelvariablen.

5.2.2 Ordination von Teildatensätzen

5.2.2.1 Substratfraktionen

Aus dem Abiota-Datensatz wurde der Teildatensatz der Substratfraktionen-Deckungsanteile X_{SD} (10 Variablen x 46 Stationen) extrahiert und einer Clusteranalyse unterzogen

(Clusterverfahren: UPGMA, Distanzmaß: Euklidische Distanz). Das Ergebnis ist in Abbildung 26 als Dendrogramm dargestellt.

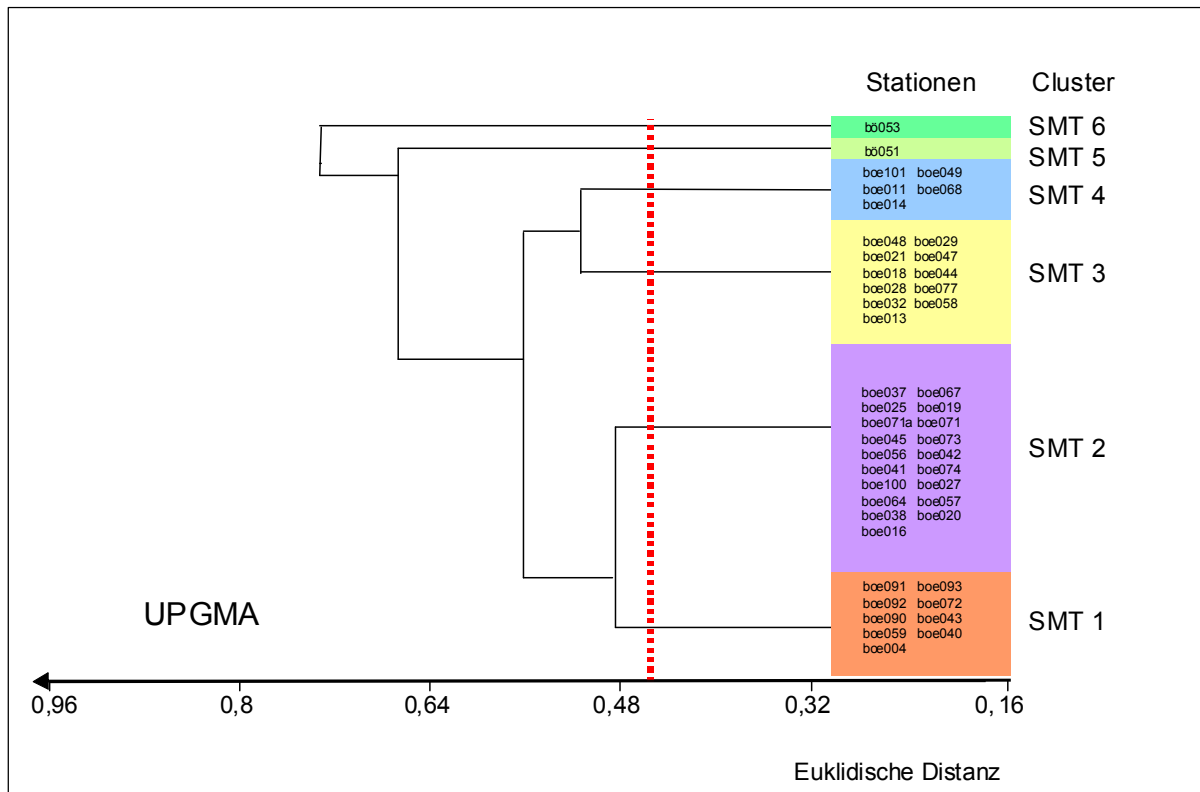


Abbildung 26: Dendrogramm der Clusteranalyse Substratfraktionen-Deckungsanteile

Rote Strichellinie: Distanz = 0,50

Es sind vier Cluster mit ≥ 5 Stationen zu erkennen. Zwei offensichtlich stärker abweichende Stationen (boe051, boe053) bilden jeweils ein eigenes Cluster. Diese insgesamt 6 Cluster können als unterschiedliche Substratmosaiktypen (SMT) interpretiert werden. Für weitere Analysen werden alle Stationen mit ihrem SMT als a-priori-Klassifikation attribuiert

Zur Interpretation der Clusterbildung wurde anschließend der Teildatensatz einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen. Damit können die typdifferenzierenden Substratfraktionen erkannt werden.

Die Eigenwerte λ betragen 0,050 (35,2%) für die erste, 0,041 (29,2%) für die zweite und 0,022 (15,4%) für die dritte extrahierte Achse. Kumulativ erklären die ersten beiden Achsen 64,4% der Gesamtvarianz des Datensatzes - damit ist das Ergebnis der Analyse bereits auf Grundlage der Faktorladungen dieser beiden Achsen (Tabelle 24) sowie der Lage der Stationen und Umweltvariablen im Biplot (Abbildung 27 auf der Folgeseite) sehr gut interpretierbar.

Tabelle 24: PCA Sohlsubstrate, Faktorladungen der Achsen 1-3

PCA Faktorladungen	Substratklassifizierung: 10 Variablen x 46 Stationen		
Variable	Achse 1	Achse 2	Achse 3
Fels	-0,045	-0,009	-0,023
Blöcke	0,119	-0,587	0,248
Steine	-0,490	-0,443	-0,090
Schotter	-0,514	0,480	0,543
Kies	0,672	0,122	0,438
Sand	0,132	0,097	-0,388
Lehm/Ton	0,068	0,140	-0,284
Schlamm	0,061	0,194	-0,438
Phytal	-0,025	-0,033	-0,065
Lithophytal	0,048	-0,382	0,125

Achse 1 ist durch eine hohe Faktorladung für Kies gekennzeichnet, während die Schotter- und Steinfraktion negativ auf diese Achse lädt. Achse 2 ist hingegen durch die Schotterfraktion bei gleichzeitiger negativer Ladung von groben Blöcken und Steinen mit Lithophytal gekennzeichnet. Achse 3 weist hohe Faktorladungen der beweglichen Hartsubstrate Kies und Schotter auf, während die Feinsubstratfraktionen Sand, Lehm/Ton und Schlamm negativ auf diese Achse laden. Die Variablen Fels und Phytal haben nur geringe Bedeutung für die Differenzierung der Substratmosaiktypen

Die Stationen sind in Abbildung 27 entsprechend den Ergebnissen der Clusteranalyse (Abbildung 26) als SMT attribuiert. Die Variablen mit den höchsten Faktorladungen (Tabelle 24) sind als Pfeile eingezeichnet.

In den nächsten Abschnitten werden Ergebnisse von Ordinationsverfahren (PCA, CCA) wiederholt in Form solcher Biplots präsentiert. Für die Interpretation dieser Darstellungsform gelten folgende Grundsätze:

- Die Bedeutung einer Variablen für die Gruppierung der Stationen im Biplot ist proportional der Länge des dieser Variablen zugeordneten Pfeils.
- Die Beziehung einer Variablen zu einer Achse oder zu einer anderen Variablen ergibt sich aus dem Winkel zwischen Variablen-Pfeil und Achse bzw. zwischen beiden Variablen-Pfeilen ($\alpha < 90^\circ$ positiv korreliert, $\alpha > 90^\circ$ negativ korreliert, $\alpha = 90^\circ$ unkorreliert).
- Zur Beurteilung der Stationen in Bezug auf eine Variable denke man sich den Variablen-Pfeil durch eine gleichgerichtete Gerade ersetzt, die durch die gesamte Punktwolke der Stationen verläuft. Nun fälle man von allen Stationspunkten das Lot auf diese Gerade. Die Reihenfolge der Schnittpunkte der einzelnen Lotrechten mit der Geraden entspricht der Rangfolge der Stationen in Bezug auf die betrachtete Umweltvariable.

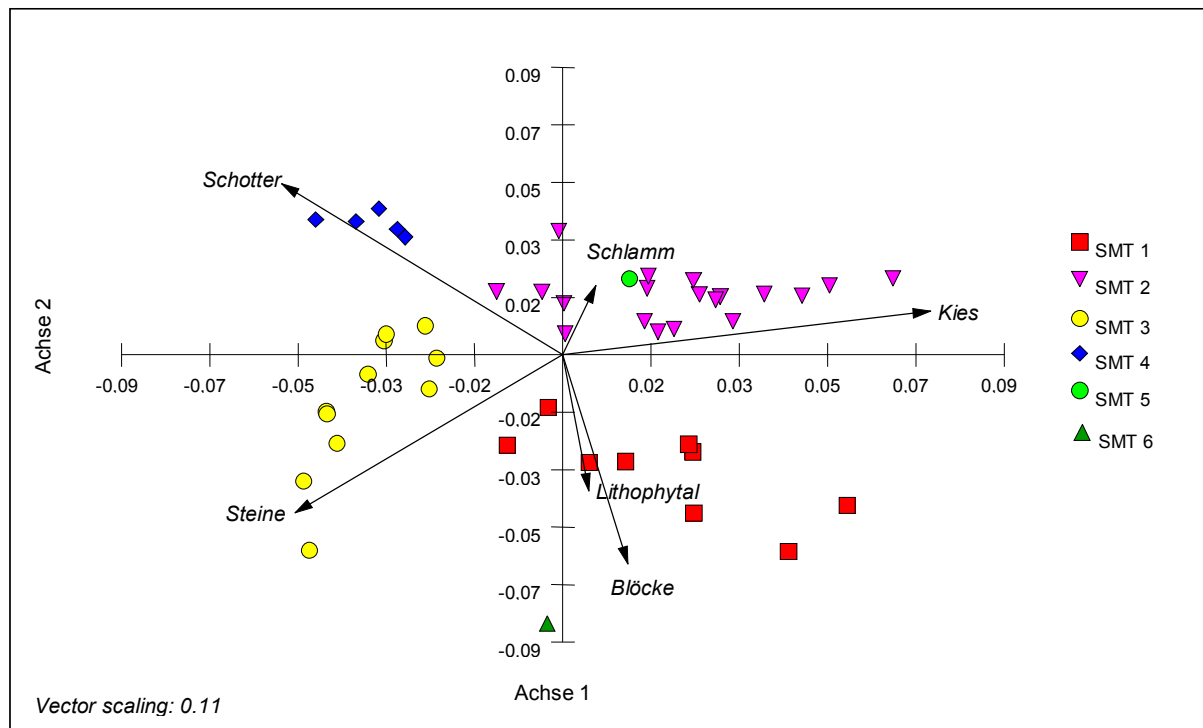


Abbildung 27: PCA Substratfraktionen-Deckungsanteile: Biplot der Stationen und der wesentlichen Variablen.

Dargestellt sind die 1. und 2. Achse. Die einzelnen Stationen wurden wegen besserer Übersichtlichkeit nicht beschriftet. SMT = Substratmosaiktyp.

Deutlich sind die Punktwolken der Substratmosaiktypen 1, 2, 3 und 4 differenziert. Die Zuordnung aller Stationen dieser Typen ist mit dem Ergebnis der oben erläuterten Clusteranalysen identisch. Die abweichende Station boe051 (SMT 5) schließt sich auch hier dem Substrattyp 2 an, während boe053 (SMT 6) als Einzelstation zwar keinem der genannten Substratmosaiktypen anzuschließen ist, aber am ehesten noch Ähnlichkeiten mit den SMT 1 und 3 aufweist. Die Station boe051 liegt in der auffallend feindsedimentreichen Mittelschluff bei Möllendorf im Bereich der oberkarbonischen Mansfelder Schichten. Sie kann auch als Extremfall der im Substratmosaiktyp 2 zusammengefaßten Untersuchungsstationen mit erhöhtem Feinsedimentanteil interpretiert werden. Bei boe053 handelt es sich um die Bode im cañon-artigen Durchbruchstal oberhalb der Stadt Thale. Diese Gewässerstrecke, die sich in ähnlicher Struktur bis in das Harzinnere bei Treseburg erstreckt, ist im Wesentlichen von Blöcken und Steinen als Hauptsubstrat geprägt. Sie ist eine Singularität innerhalb des Untersuchungsgebietes.

5.2.2.2 Längszonierung

Als nächster Schritt wurde der Teildatensatz „längszonal differenzierende Parameter“ X_{long} (4 Variablen x 46 Stationen: Gefälle, Quellentfernung, Gewässerordnungszahl, Gewässerbreite) extrahiert, wegen der heterogenen Skalierung der einzelnen Variablen $\log(10)$ -transformiert und ebenfalls einer Clusteranalyse unterzogen (Clusterverfahren: UPGMA, Distanzmaß: Euklidische Distanz). Im Ergebnis dieser Analyse (Abbildung 28) können 2 scharf abgegrenzte Blöcke differenziert werden. Diese beinhalten 2 bzw. 3 relativ kompakte Cluster, die als abiotisch bestimmte Längszonen interpretiert werden.

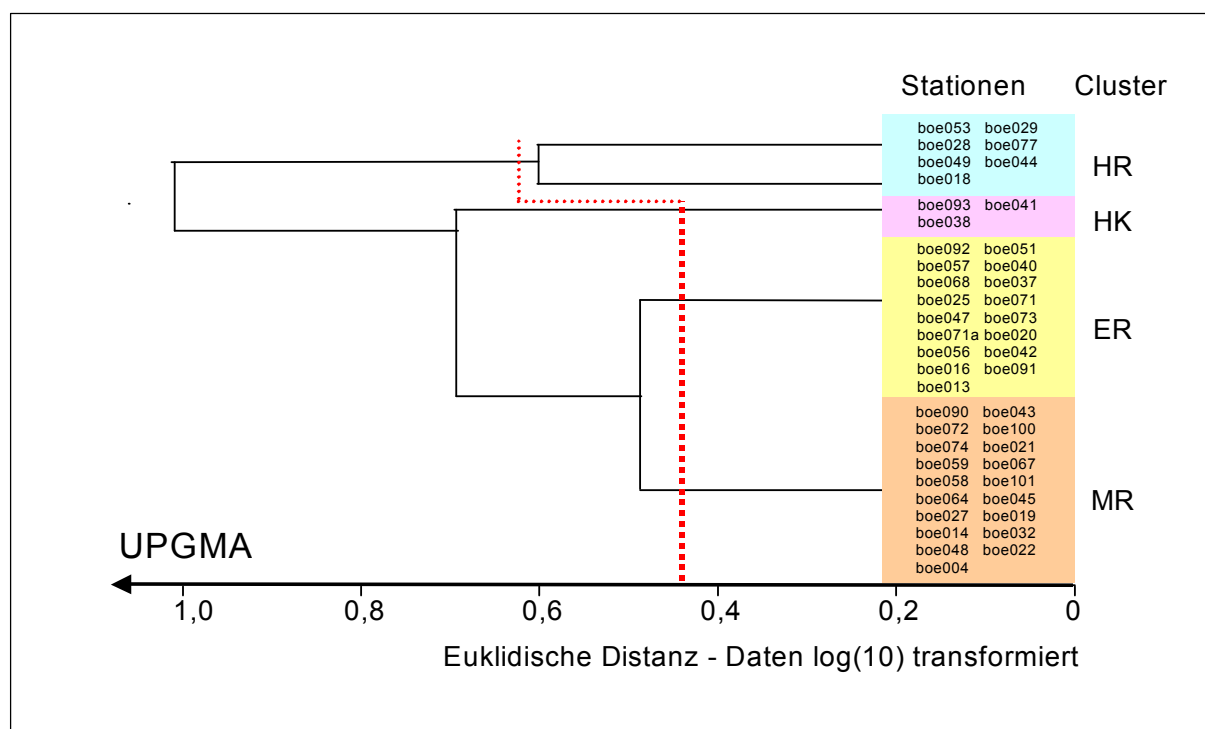


Abbildung 28: Dendrogramm der Clusteranalyse Längszonierung

Kürzel der Längszonen: HR = Hyporhithral, HK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral. Rote Strichellinie: Distanz = 0,50 mit Ausnahme der Clustergruppe HR (siehe Text)

Bei Anwendung der ILLIES'schen Nomenklatur auf die erkannten Cluster muss von der Tatsache ausgegangen werden, dass in der Gesamtheit der betrachteten Stationen per definitionem kein Eukrenal vertreten ist. Außerdem existieren im Harz keine Gewässer, die nach Erscheinungsbild (vgl. LAWA-Typensteckbriefe, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008) und Fischbestand (KAMMERAD et al. 1997, WÜSTEMANN & KAMMERAD 1991) bereits dem Epipotamal zuzuordnen wären. Somit stehen vier zonale Zuordnungen zwischen Hypokrenal und Hyporhithral zur Verfügung. Daher ist die Zuordnung der berechneten Cluster zu den vier in Frage kommenden Gewässerzonen eindeutig (HK, ER, MR, HR).

Die Binnengliederung des HR-Clusters zeigt auf dem vorgewählten Trennungsniveau (Distanz = 0,5) allerdings noch zwei Gruppen. Die drei Stationen der Bode zwischen Altenbrak und Thale (boe053, boe028, boe029) stehen einer Gruppe mit den anderen großen Bachunterläufen gegenüber (Selke, Wipper, Warme Bode, Ecker). Hier wird eine Sonderstellung der Bode mit der für das Bearbeitungsgebiet maximalen Flussordnungszahl und Quellentfernung deutlich, die eine Verschiebung des Distanzkriteriums rechtfertigt. Für weitere Analysen werden alle Stationen mit ihrer in Abbildung 28 dargestellten zonalen Zuordnung als a-priori-Klassifikation attribuiert.

Zur Ermittlung der zur Beschreibung des längszonalen Gradienten am besten geeigneten, zonendifferenzierenden Variablen wurde anschließend der Teildatensatz einer Hauptkomponentenanalyse³⁴ unterzogen. Die Eigenwerte λ betragen 2,842 (71,0 %) für die erste und 0,796 (19,9 %) für die zweite extrahierte Achse, d. h. kumulativ erklären die ersten beiden Achsen 90,9 % der Gesamtvarianz des Datensatzes. Damit ist das Ergebnis der Analyse im Biplot sehr gut interpretierbar (Tabelle 25, Abbildung 29).

³⁴ wegen ungleicher Skalierung der Einzelvariablen log10-transformation und Standardisierung auf Mittelwert 0 und Varianz 1, d. h. Korrelationsmatrix-PCA

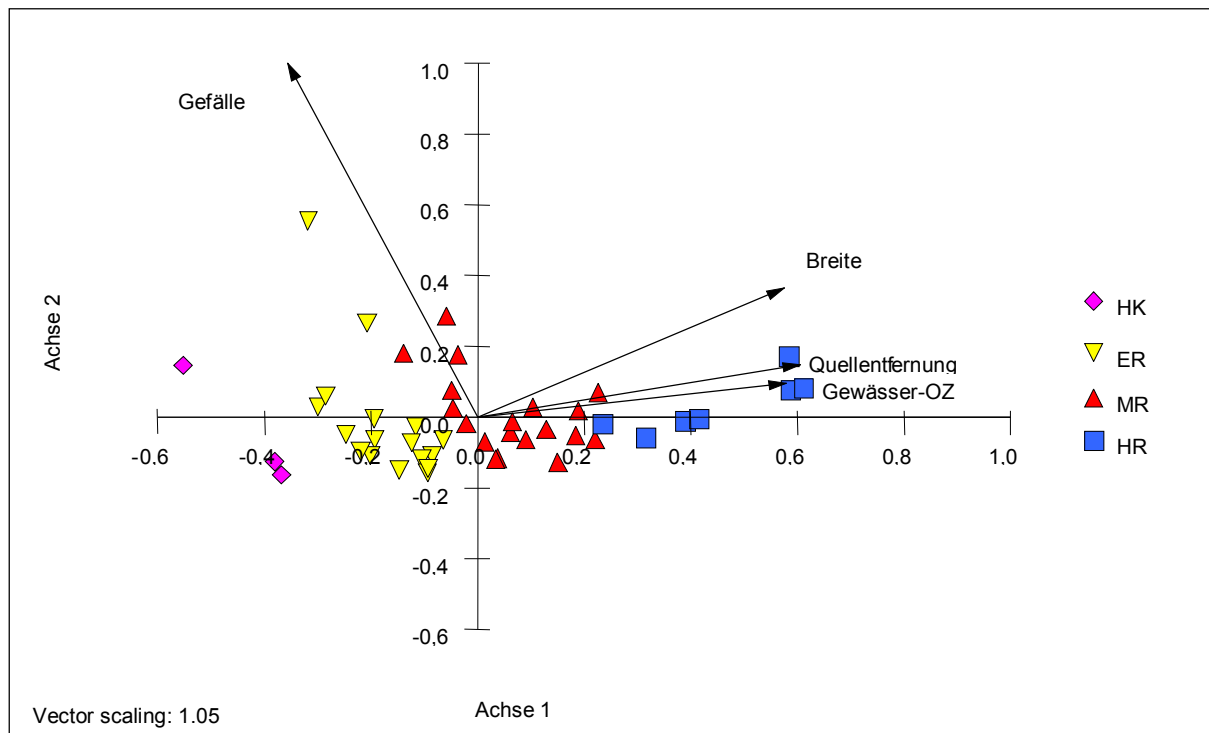


Abbildung 29: PCA Längszonierung: Biplot der Stationen und der wesentlichen Variablen.

Dargestellt sind die 1. und 2. Achse. Die einzelnen Stationen wurden wegen besserer Übersichtlichkeit nicht beschriftet. Kürzel der Längszonen: HR = Hyporhithral, HK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral.

Die Stationen sind entsprechend den Ergebnissen der Clusteranalyse (Abbildung 28) mit den Längszonen attribuiert. Die Variablen mit den höchsten Faktorladungen nach Tabelle 25 sind als Pfeile eingezeichnet.

Tabelle 25: PCA Längszonierung, Faktorladungen der Achsen 1 und 2

PCA Faktorladungen	Längszonierung: 5 Variablen x 46 Stationen, log(10)-transformiert	
Variable	Achse 1	Achse 2
Gefälle	-0,331	0,927
Quellentfernung	0,562	0,138
Gewässer-OZ	0,538	0,090
Breite	0,534	0,338

Die Punktwolken der Gewässerzonen sind im wesentlichen an Achse 1 gruppiert. Die höchste Faktorladung hat hier die Variable Quellentfernung (0,562); auch Gewässerordnungszahl und Gerinnebreite sind ähnlich orientiert. Achse 2 wird im wesentlichen vom Gefälle bestimmt (0,927). Bei den hellblau als HR gekennzeichneten Stationen sind eine im rechten Teil des Biplots isolierte Subgruppe sowie 4 näher zu MR gelegene Stationen erkennbar – analog zur Zweiteilung des HR-Clusters im Dendrogramm der Clusteranalyse (Abbildung 28). Es handelt sich bei den drei isoliert liegenden Punkten um die Stationen an der Bode zwischen Altenbrak und Thale. Diese erreichen das Maximum der im Harz physiographisch möglichen längszonalen Entwicklung. Die verbleibenden HR-

Punkte sind die quellfernen Stationen von Selke, Rappbode, Ecker und Wipper. Die folgende Abbildung 30 stellt die Ausprägung der wesentlichen physiographischen Parameter in den einzelnen Längszonen zusammen.

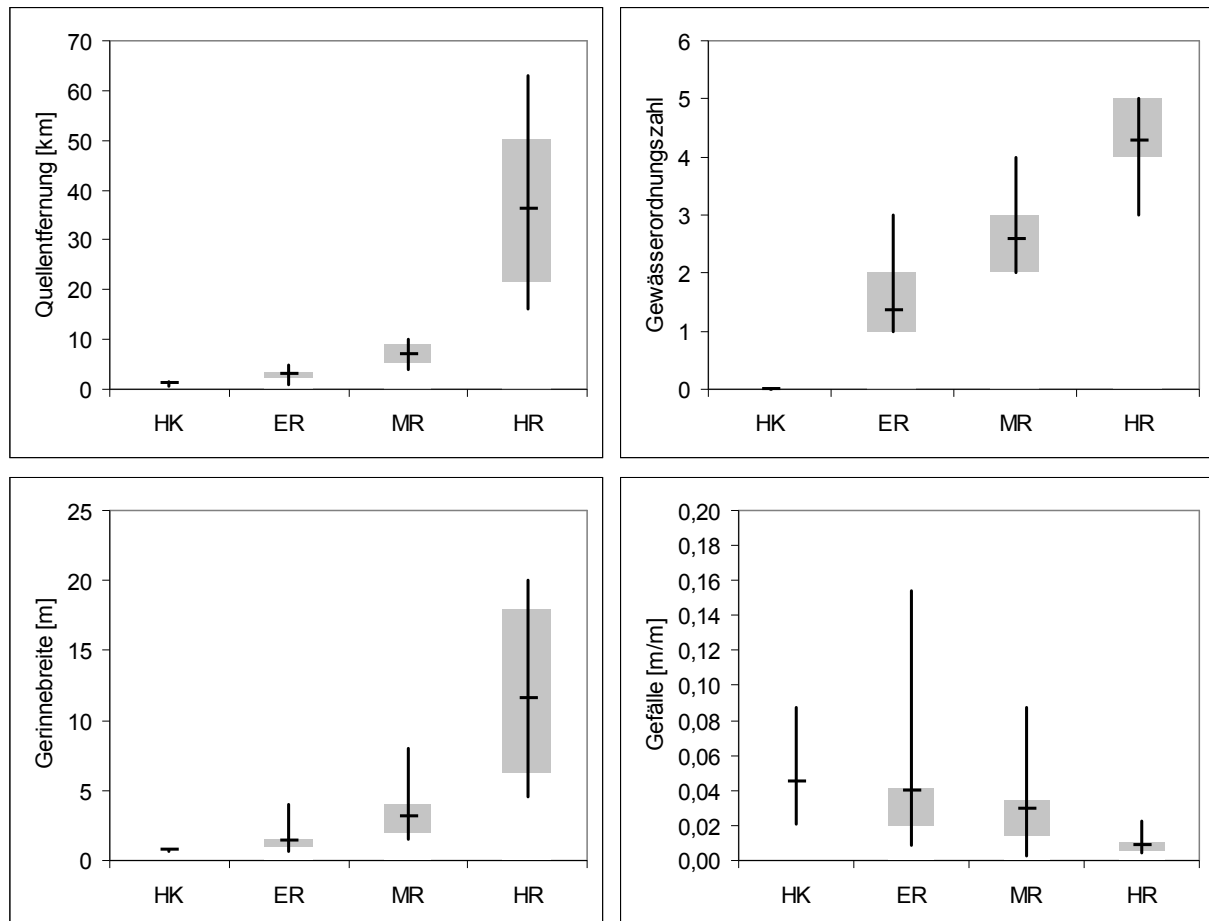
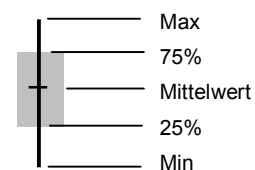


Abbildung 30: Längszonierung und physiographische Einzelparameter

Kürzel der Längszonen: HR = Hyporhithral, HK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral



5.2.3 Diskussion

In Abschnitt 5.2.2.1 wurden die Ergebnisse einer numerischen Extraktion von **Substratmosaiktypen** (SMT) dargestellt. Diese SMT sind in Tabelle 26 näher beschrieben. Die in den Beschreibungen gegebenen Informationen gehen über die Anteile einzelner Substratfraktionen hinaus und beziehen die visuell schnell erfassbare morphologische Struktur des Tales und des Gewässerbettes ein.

Tabelle 26: Beschreibung der Substratmosaiktypen

SMT	1	2	3	4	5	6
Bezeichnung	Block-Moos-Grus-Typ	Kies-Feinsubstrat-Typ	Stein-Grobschotter-Typ	Schotter-Typ	Sandlehm-Typ	Block-Stein-Typ
Überwiegende Substratfraktionen	Blöcke mit Bachmoos-Aufwuchs	Kiese und feiner	Steine (und Schotter)	Schotter (und Steine)	Feinsand und Lehm	Blöcke und Steine
Struktur	step-pool-Struktur: kaskadenartig liegende Blöcke und Steine mit Bachmoos-Aufwuchs und relativ gleichförmigem Grus in den pools	riffle-pool-Struktur und Längsbankbildungen, z. T. mit steilen Prallhanganschnitten und Lehm/Ton als lateral bettbildendem Substrat	riffle-pool-Struktur, ufernahe Längsbänke	riffle-pool-Struktur	mäandrierend mit sehr schwacher riffle-pool-Struktur	gewunden in steilem Kerbtal, kaum ausgeprägte riffle-pool-Struktur
Querprofil	oft kastenförmige Profile der Pools, deren Profiltiefe die Profilbreite erreichen und im Extremfall übersteigen kann	ausgeprägte Prall- und Gleithang-Differenzierung, wobei am Gleitufer und flach geneigten Übergangsstrecken regelmäßig Rohrglanzgras-Röhrchichte auftreten	flachmuldige Querprofile mit z. T. ausgedehnten Pestwurz-Fluren auf Längsbänken	mittel- bis flachmuldige Querprofile mit großer Strukturvielfalt und Vorkommen der für Typ 2 und 3 beschriebenen Strukturen; Poolbildung oft durch Totholzablagerungen	flache trapez- bis muldenförmige Querprofile, Prall- und Gleithang-Differenzierung, randlich Detritus- und Schlammablagerungen	muldenförmige Querprofile mit zahlreichen regellos angeordneten Großblöcken
Ausgangsmaterial der Bettbildung	Skelettreiches, z. T. soliflukktiv umgelagertes Verwitterungsmaterial der unterschiedlichen Granitformationen	Talfüllungen aus fluvialen Aulehm-Kies-Wechselagerungen oder periglazialen, durch Sulifluktion umgelagerten Deckschichten mit Braun- und Graulehmhorizonten	Geschiebe entsprechend der geologischen Struktur des Einzugsgebietes und Verwitterungsprodukte des an Gewässersohle und (Kerb-) Talhängen anstehenden Festgesteins (bei kleinen Gewässern dieses Typs überwiegend)	Gemisch aus den bei Typ 2 und 3 genannten Substraten, je nach deren Anteil an den Zuflüssen im Einzugsgebiet	Talfüllung aus periglazialen, durch Solifluktion umgelagertem Erosionsmaterial der Mansfelder Schichten	mäßig gerundete Steine und Blöcke der anstehenden Granit- und Gneisformationen
Zahl der zugeordneten Stationen	9	19	11	5	1	1

Allein auf Grundlage dieser Substratmosaiktypen ist im Harz beim LAWA-Gewässertyp 5 („Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“) eine Differenzierung möglich, die deutlich über die Informationen im Typen-Steckbrief (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008) hinausgeht. In wieweit diese Differenzierung auch biozönotisch relevant ist, wird im Abschnitt 5.4.2 näher untersucht.

Die **längszonale Zuordnung** eines Gewässerabschnittes orientiert sich an dem von ILLIES & BOTOSANEANU (1963) allgemeingültig zusammengefassten Rhithron-Potamon-Konzept.

Dieses Konzept integriert hydrographische und biozönotische Aspekte und bietet eine breit akzeptierte sowie praktisch bewährte Grundlage zum Quervergleich von Fließgewässer-Ökosystemen über taxonomische und geographische Grenzen hinweg. Das River Continuum Concept (VANNOTE et al. 1980) liefert die ökologisch-funktionale Grundlage für die Interpretation der im Gewässerlängsschnitt wechselnden Struktur der Biozönose.

SCHMEDTJE et al. (2001) unterscheiden in einem WRRL-konformen Typensystem für kleinere bis mittelgroße Fließgewässer nur „Bäche“ und „Kleine Flüsse“, wobei als trennendes Kriterium die Einzugsgebietsgröße ($< > 100 \text{ km}^2$) dient. Demnach müssten folgende Harzer Gewässerabschnitte als Flüsse bezeichnet werden:

- Wipper ab Mündung Schmale Wipper oh. Wippra (ca. 18 km bis zum Harzrand),
- Warme Bode/Bode ab Mündung Spielbach oh. Königshütte (ca. 28,5 km bis zum Harzrand ohne Talsperren),
- Selke uh. Harzgerode (ca. 15,5 km bis zum Harzrand),
- Eine ab Alterode (ca. 2 km bis zum Harzrand),
- Oker ab Goslar-Oker (am Harzrand),
- Oder ab Bad Lauterberg (am Harzrand).

Soweit dies in der Literatur untersucht wurde (z. B. Oder: GRASHOF 1972, HEITKAMP & CORING 1997, Bode/Selke: KLOTZEK 1971, Selke: ECKERT 1998), ist an den o.g. Gewässerabschnitten aber kein potamales Artenspektrum anzutreffen. Die Gebirgssituation prägt diesen Gewässern eine starke rhithrale Komponente auf, die sich durch einige hyporhithrale Faunenelemente von der Mehrzahl der Harzgewässer unterscheidet. Die insgesamt ca. 65-70 km Harz“flüsse“ sind also aus faunistischer Sicht noch Bäche. Die Trennung zwischen Bach (Rhithron) und Fluss (Potamon) anhand des 100 km^2 -Kriteriums der LAWA-Typologie ist also zumindest in Bezug auf den Harz, wahrscheinlich aber auch für andere höher gelegene Gebirgsregionen nicht zielführend.

Diesen Schluss legen auch andere Arbeiten nahe. Schon BRIEM (2002) zog den Trennstrich zwischen Bach und Fluss bereits aus rein geomorphologischer Sicht weiter unterhalb und unter Betrachtung mehrerer Kriterien: Breite ($< /> 12 \text{ m}$), Abfluß ($\text{MQ} < /> 3 \text{ m}^3/\text{s}$) und Einzugsgebietsfläche ($A_e < /> 150 \text{ km}^2$).

Bei einer biologischen Längsschnittuntersuchung an der Holtemme im nördlichen Harzvorland fanden sich erst nahe der Mündung in die Bode ab einer EZG-Größe $> 265 \text{ km}^2$ Anzeichen für den vermutlichen Übergang Rhithral/Potamal (OFFINGER & BRAUNS 2000, BRAUNS & OFFINGER 2002). Die aus dem Südostharz gespeiste Helme gilt ab Heringen (LK Nordhausen, Thüringen) aus fischereibiologischer Sicht als Barbengewässer, zählt also ab dort zum Potamal. Die ihr zufließenden Harzgewässer wie Zorge, Thyra oder Gonna erreichen an ihren jeweiligen Mündungen EZG-Flächen in der Größenordnung zwischen 100 und 350 km^2 , sind jedoch sämtlich der Äschenregion, also dem Rhithral, zuzuordnen (KAMMERAD & WÜSTEMANN 1990, WÜSTEMANN & KAMMERAD 1991, KAMMERAD et al. 1997, DR. G. EBEL pers. Mitt.).

Die Talsperren im Ostharz führen zu lokalen Störungen von Längsdurchgängigkeit, Stoffhaushalt und thermischen Verhältnissen der gestauten Gewässer, bleiben aber offensichtlich ohne Einfluss auf den oben beschriebenen Übergang Rhithron-Potamon. So dominiert 0,7 km flussab des größten TS-Systems (Rappbodesystem) an der Station boe026³⁵ die Feindetrussammlerin *Amphinemura sulcicollis*. *Leuctra fusca*, *Baetis rhodani* und *Serratella ignita* treten zahlreich auf, während das Artenspektrum der Plecoptera

³⁵ nicht als Referenzstation genutzt

insgesamt qualitativ deutlich ausgedünnt ist. Ca. 4,1 km flussab sind an Station boe029 wie auch weiter flussab keine Auffälligkeiten des Besiedlungsbildes mehr festzustellen. Nach Logger-Messungen hochsommerlicher Ganglinien der Wassertemperatur im August 1997 (Abbildung 31) ließ sich die thermische Störung (Abgabe der TS Wendefurt damals konstant 14,5°C aus dem Meta-/Hypolimnion) in Treseburg (9 km flussab der TS) nicht mehr erkennen. Dort wie auch am Harzrand bei Thale (18 km flussab der TS) wurden völlig normale Ganglinien aufgenommen, deren Amplitude allein aus Strahlungsexposition und meteorologischen Daten nachvollziehbar ist.

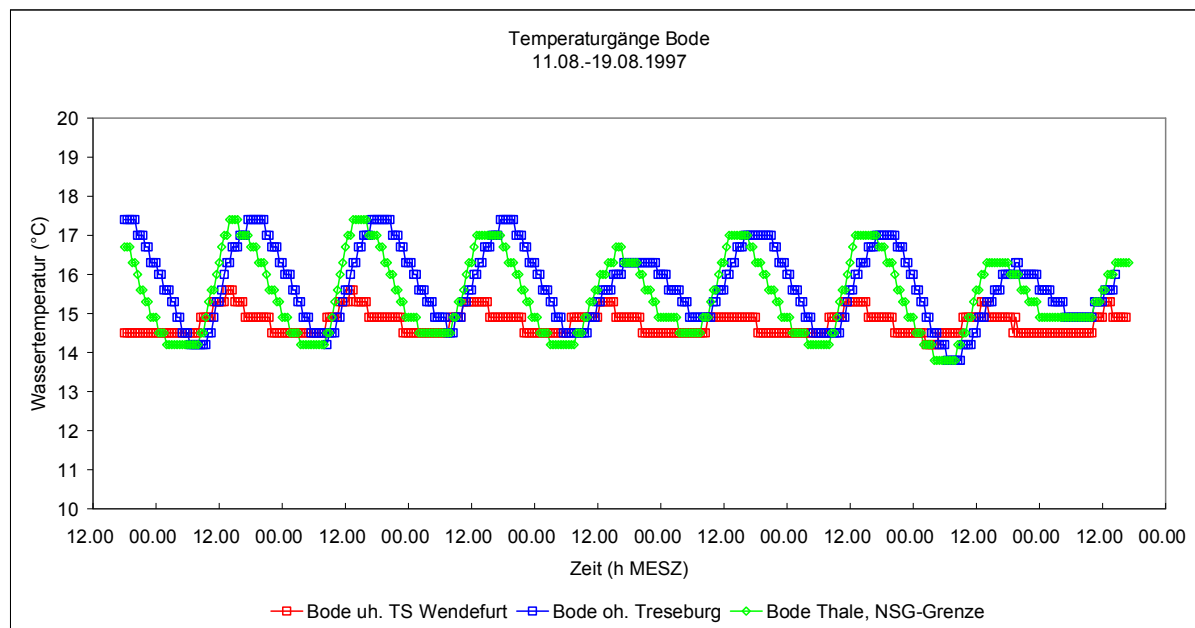


Abbildung 31: Temperaturganglinien der Bode unterhalb der TS Wendefurt (Rappbodesystem) aus einer Dekade hochsommerlicher Strahlungstage im August 1997 (Daten BÖHME, unveröff.)

Die von REHFELDT (1987) beschriebenen Verhältnisse im Ablauf der Innerste-TS im Westharz ähneln dem oben genannten Befund aus der Bode bei Wendefurt. Auch er kommt zu dem Schluss, dass die TS-bedingten Veränderungen für die Benthoszönose nur lokal relevant sind. Die Reichweite dieser Störung war damals flussab jedoch nicht von den Wirkungen industrieller Abwassereinleitungen trennbar. Als bedeutsamer beurteilte REHFELDT allerdings die indirekten Wirkungen des Hochwasserrückhaltes auf die überflutungsabhängigen Auenökosysteme außerhalb des Harzes. Diese Sichtweise kann nach den hier vorgestellten Kenntnissen auch für das Flussgebiet der Bode übernommen werden.

Im Ergebnis der Clusteranalyse und PCA längszonal differenzierender Parameter (Abschnitt 5.2.2.2) konnten die Untersuchungsstationen mit einer längszonalen Zuordnung attribuiert werden, die über die Mindestforderungen nach WRRL hinausgeht. Abbildung 32 auf der nächsten Seite zeigt diese Zuordnung als farbige Kennzeichnung der Stationen in einem Koordinatensystem von Gewässerbreite und Gefälle. Damit wird das allgemeine Zonierungsschema von HUET (1949) für das Untersuchungsgebiet angewendet. Wie auch in Abbildung 33 sind die Wertebereiche der einzelnen Längszonen durch graue Linien voneinander getrennt.

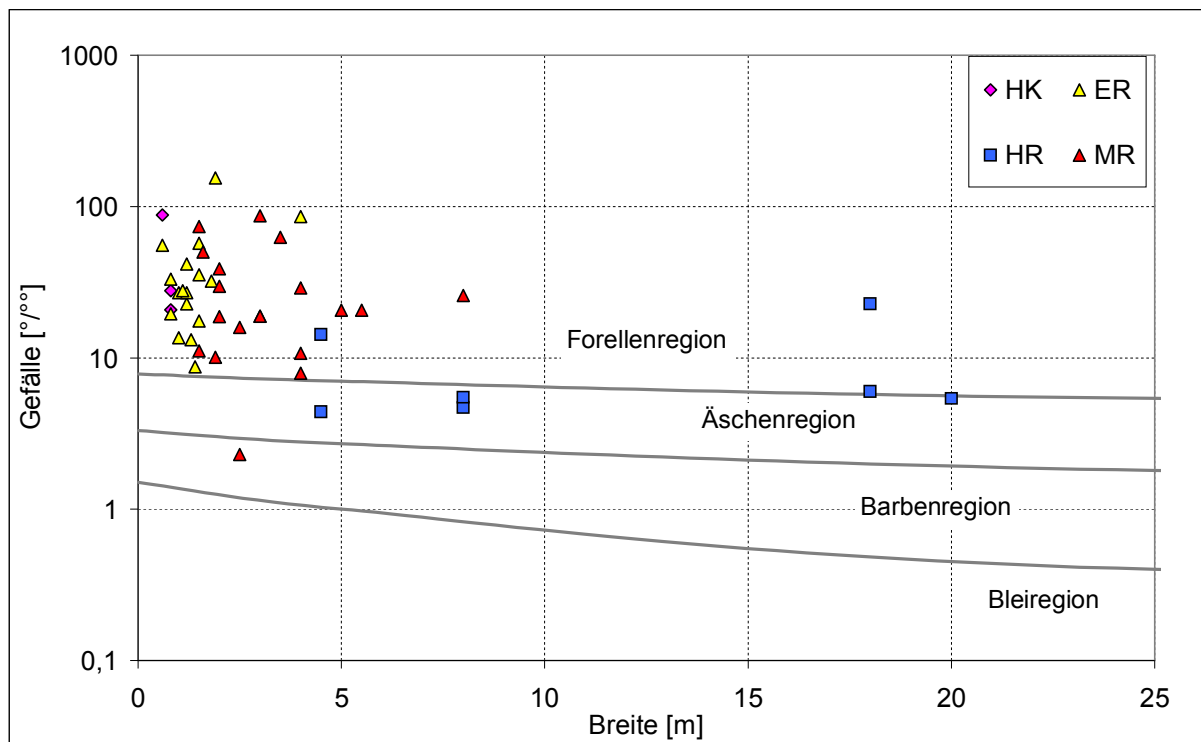


Abbildung 32: Einordnung der Hauptuntersuchungsstationen in das Zonierungsschema der Fischregionen von HUET (1949) nach Gewässerbreite und Gefälle

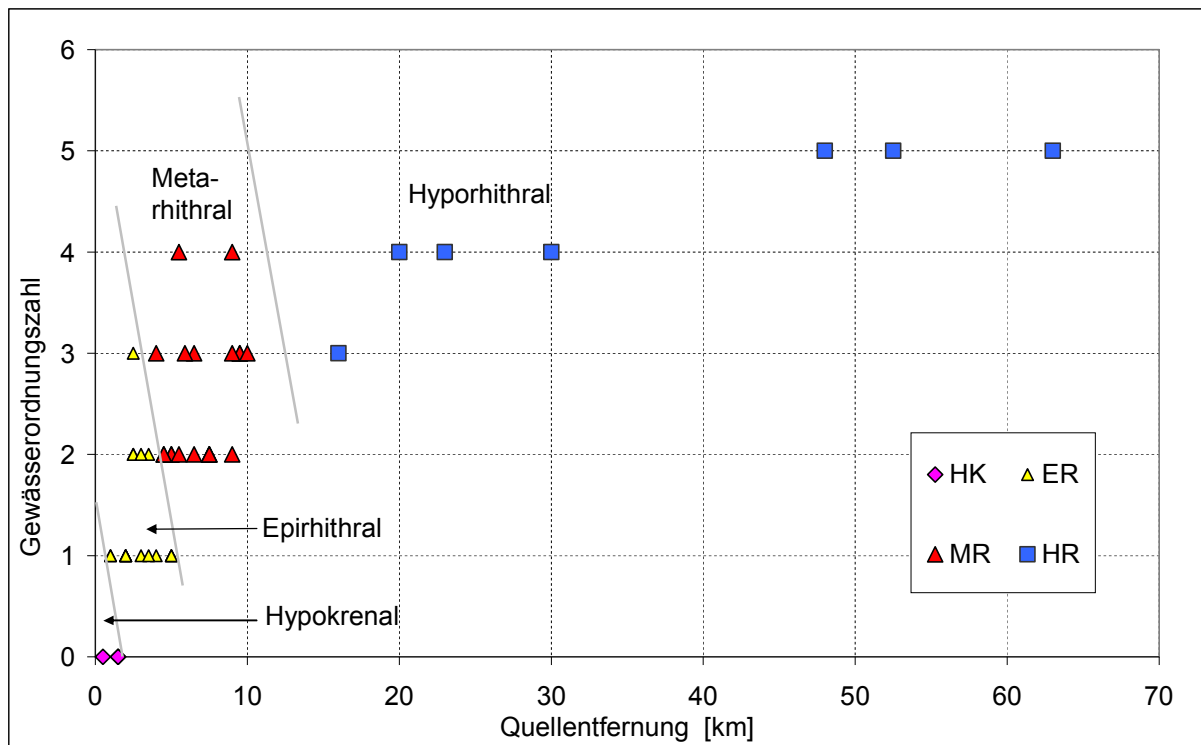


Abbildung 33: Einordnung der Hauptuntersuchungsstationen in ein auf Quellentfernung und Gewässerordnungszahl beruhendes Zonierungsschema entsprechend den Verhältnissen im Untersuchungsgebiet

Kürzel der Längszonen in beiden Abbildungen: HR = Hyporhithral, HK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral

Der Lageschwerpunkt der vier für das Untersuchungsgebiet festgestellten Längszonen in Relation zu den Gewässerbreite und Gefälle ist gut zu erkennen. Die Trennung zwischen den einzelnen Zonen ist – verglichen mit der idealisierten Darstellung HUETS – unscharf und in mehreren Fällen unzutreffend. Die Projektion der Stationen in ein Koordinatensystem aus den beiden am stärksten auf die PCA-Achsen 1 und 2 ladenden Variablen Quellentfernung und Gefälle führt bereits zu besserer Differenzierung. Für die praktische Anwendung ist jedoch am ehesten eine Darstellung der Stationen in einem von Quellentfernung und Gewässerordnungszahl gebildeten Koordinatensystem geeignet (Abbildung 33), die im Gegensatz zu anderen (hier nicht nicht gezeigten) Ansätzen eine gute Trennung der längszonalen Einheiten ermöglicht. In wieweit diese Differenzierung auch biozönotisch relevant ist, wird in den Abschnitten 5.3.2 und 5.4.3 näher untersucht

Auch die allgemeine längszonale Gliederung nach Gewässerordnungszahlen (ILLIES & BOTOSANEANU 1963) ist für den Harz zu präzisieren (Tabelle 27). Die Kürzel der Längszonen im Tabellenbereich „Längszonen-Harz“ stehen in der Zeile, welche dem Mittelwert der jeweils festgestellten Gewässerordnungszahl entspricht.

Tabelle 27: Bachformationen und Längsgliederung im Vergleich

Kürzel der Längszonen: HR = Hyporhithral, HK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral

Bachformation	Längszonen					Gewässer- ordnungszahl
ILLIES & BOTOSANEANU 1963 ³⁶	Harz					
	EK					
0'	HK	HK				0'
1'	ER		ER			1'
2'	MR			MR		2'
3'	HR				HR	3'
k.A. (>3')	(EP?)					4'
						5'

Für den Harz ist in Fließrichtung eine Verschiebung der längszonalen Einheiten zu höheren Bachformationen erkennbar, d. h. der Quell- bzw. Bergbachcharakter wird über mehrere Bachformationen hinweg talwärts weitergeführt. Die einzelnen Längszonen unterhalb des Hypokrenal können zudem in sich überschneidenden Formationsbereichen auftreten. Die im Abschnitt 4.1.9 für die Vegetationszonierung erläuterten Verschiebungen am steil abfallenden Gebirgsrand sind also analog auch für die Hydrographie der Harzgewässer gegeben.

5.3 Beziehungen zwischen Umweltfaktoren und Taxozönose

5.3.1 Einfluss der räumlichen Struktur des Untersuchungsgebietes

Bereits bei der Betrachtung der Diversität in Abhängigkeit von den Landschaftseinheiten (Seite 74) deutete sich an, dass mesoskalige räumliche Effekte für das Besiedlungsbild relevant sind. Die Erklärungsbeiträge der lokalen Umweltvariablen und der geographischen

³⁶ k.A. = keine Angabe

Lage der Stationen für die Zusammensetzung der Biozönose wurden daher durch „Variance partitioning“ isoliert.

Als Umweltvariablen (Matrix X) wurden die in der PCoA von X_{loc} (siehe 5.2.1) ermittelten Site scores der Stationen für die Achsen 1 bis 8 genutzt. Zur Beschreibung der räumlichen Lage der Stationen (Matrix W) dienten 5 Variablen, die aus den 9 Einzeltermen einer auf den geographischen Stationskoordinaten (Rechtswert x , Hochwert y) beruhenden kubischen Trendoberfläche selektiert wurden (BORCARD et al. 1992). Vier dieser koordinatenbasierten Variablen mussten von der Analyse ausgeschlossen werden, da sie untereinander hoch korreliert sind³⁷. Es verbleiben x , x^2y , y^2x , x^3 und y^3 . Alle Berechnungen wurden für Ephemeroptera (Teilmatrix Y_{Eph}), Plecoptera (Teilmatrix Y_{Plec}) und für beide Ordnungen gemeinsam (Gesamtmatrix Y) ausgeführt. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse des Variance partitioning gibt Abbildung 34.

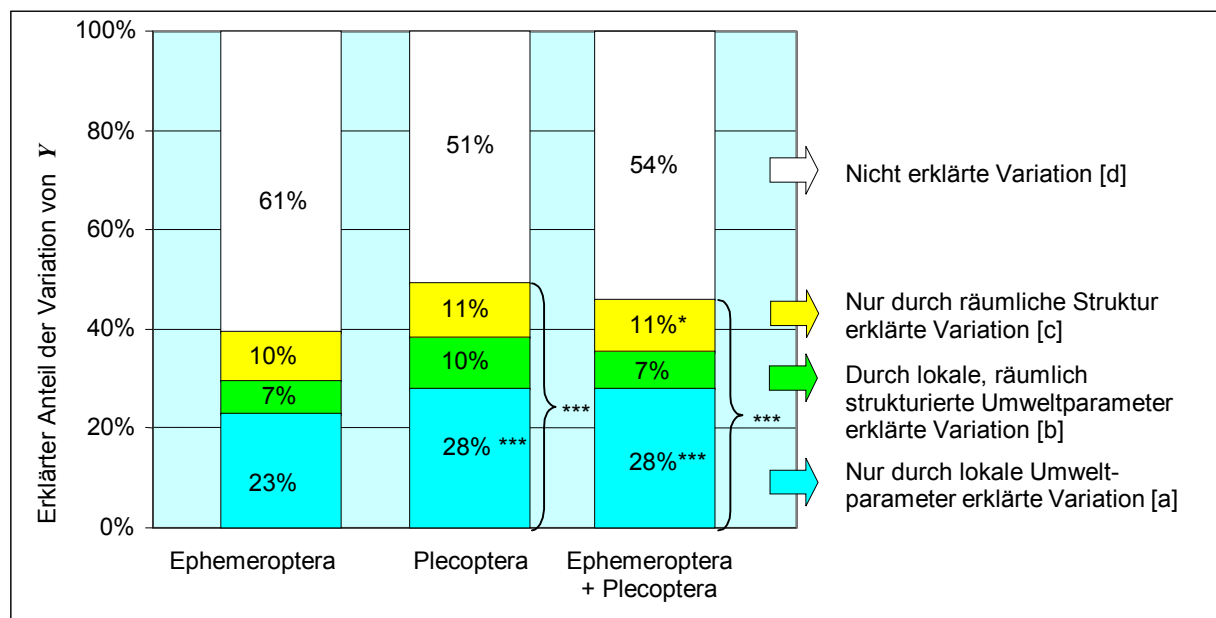


Abbildung 34: Variance partitioning – Zusammenfassung der Ergebnisse

Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* 0,05 < p < 0,01; ** 0,01 ≤ p < 0,001; *** p ≤ 0,001)

In Tabelle 28 auf der nächsten Seite sind die numerischen Ergebnisse dieser drei Einzelansätze dokumentiert. Die für die in Abbildung 34 schematisch dargestellte Fraktionierung maßgeblichen Tabellenfelder sind in den Farben der Diagrammsäulen hinterlegt.

³⁷ VIF = Variance Inflation Faktor, Maß für die Korrelation der erklärenden Variablen untereinander. VIF ≥ 50 für y , xy , x^2 , y^2

Tabelle 28: Variance partitioning - Numerische Ergebnisse der CCA bzw. pCCA

Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* $0,05 < p > 0,01$; ** $0,01 \leq p > 0,001$; *** $p \leq 0,001$)

Taxa	Erklärende Variablen in der CCA	Kovariablen in der CCA	Fraktionen der Gesamtvariation von Y nach Abbildung 7	F	p^{38}	Eigenwerte	
Ephemeroptera ³⁹ (Y_{Eph})	X und W	-	$[a+b+c]$	1,2163	0,1296	1,30	39,2%
	X	W	$[a]$	1,2915	0,0789	0,75	22,6%
	W	X	$[c]$	0,8964	0,5859	0,33	9,9%
	Indirekte Berechnung		$[b] = [a+b+c]-[a]-[c]$				6,6%
			$[d] = 1-[a+b+c]$				60,8%
	Gesamtvariation von Y_{Eph}		$[a+b+c]+[d]$			3,32	100%
Plecoptera (Y_{Plec})	X und W	-	$[a+b+c]$	2,0726	0,0001 ***	1,00	49,0%
	X	W	$[a]$	2,0521	0,0001 ***	0,57	27,9%
	W	X	$[c]$	1,2604	0,0524	0,22	10,8%
	Indirekte Berechnung		$[b] = [a+b+c]-[a]-[c]$				10,3%
			$[d] = 1-[a+b+c]$				51,0%
	Gesamtvariation von Y_{Plec}		$[a+b+c]+[d]$			2,04	100%
Ephemeroptera und Plecoptera (Y)	X und W	-	$[a+b+c]$	1,9844	0,0001 ***	1,08	45,8%
	X	W	$[a]$	2,0163	0,0001 ***	0,66	28,0%
	W	X	$[c]$	1,2445	0,0211 *	0,25	10,6%
	Indirekte Berechnung		$[b] = [a+b+c]-[a]-[c]$				7,2%
			$[d] = 1-[a+b+c]$				54,2%
	Gesamtvariation von Y		$[a+b+c]+[d]$			2,36	100%

Bei den Ephemeroptera wird die Signifikanzschwelle weder mit der CCA zur Ermittlung von $[a+b+c]$ noch mit den beiden pCCA-Ansätzen zur Ermittlung von $[a]$ und $[c]$ erreicht. Da jedoch für $[a+b+c]$ und für $[a]$ $p < 0,5$ ist, können hier nichtzufällige Effekte als wahrscheinlichere Arbeitshypothese beibehalten werden. Die Existenz einer Fraktion $[c]$ für die Ephemeroptera ist wegen $p=0,5859$ sehr fraglich.

Für die Plecoptera sind die CCA zur Ermittlung von $[a+b+c]$ und die pCCA zur Bestimmung von $[a]$ hochsignifikant. Für die zweite pCCA (zur Berechnung von $[c]$) ist $p < 0,5$, so das auch hier ein nichtzufälliger Effekt als wahrscheinlichere Arbeitshypothese beibehalten wird. Zudem fällt auf, daß die Gesamtvariation der Ephemeroptera (3,31) deutlich höher ist und in geringerem Umfang erklärt wird als die der Plecoptera (2,04).

Bei gemeinsamer Betrachtung beider Ordnungen sind die CCA und beide pCCA-Ansätze signifikant. Die Gesamtvariation der Taxozönose insgesamt (2,36) liegt näher zum Wert der

³⁸ Monte-Carlo-Permutationstest, 9999 Wiederholungen

³⁹ Berechnung mit 44 Stationen (boe040 und boe043 entfernt, da hier keine Ephemeroptera gefunden wurden)

Plecoptera (2,04) als zu dem der Ephemeroptera (3,32). Durch Einbeziehung der mesoskaligen räumlichen Komponente wird der durch die Umweltvariablen erklärte Anteil der Variation um knapp 1/3 vergrößert. Die Matrix W wirkt deshalb als synthetischer Deskriptor nicht direkt erfasster Strukturen bzw. Prozesse, die den biotischen Befund beeinflussen.

Die nicht erklärten Anteile mögen mit 51% bis 61% der Gesamtvariation relativ hoch erscheinen, liegen aber für kanonische Analysen natürlicher Biozönosen durchaus im Bereich des Normalen (OKLAND 1999). Wesentlicher ist das Verhältnis der Fraktionen [a], [b] und [c] untereinander. Die größten Erklärungsanteile liefert in jedem Fall die lokale, nicht mesoskalig strukturierte Fraktion der Umweltparameter [a]. Danach folgen die anteiligen Erklärungsbeiträge der räumlichen Lage ohne Bezug zum lokalen Umweltvariablensatz [c] und der räumlich strukturierten Komponente der Umweltvariablen [b].

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die räumliche Lage der Stationen auf mesoskaliger Ebene neben den lokalen Umweltvariablen einen beträchtlichen zusätzlichen Erklärungsbeitrag für das Besiedlungsbild liefert. Deshalb ist die Einbeziehung von realen (z. B. Flussgebiet) oder synthetischen mesoskaligen Gliederungssystemen (Landschaftseinheit, bioklimatische Höhenstufe) in den Umweltdatensatz X ein naheliegender Ansatz für weitere Analysen.

5.3.2 Erklärungswert mesoskaliger a-priori-Klassifikationen

Wie schon im Abschnitt 5.1.3.1 angedeutet, fallen mehrfach Bindungen von Clustern (= Taxozönosen) aus Y an einzelne Landschaftseinheiten auf. Zunächst werden in Tabelle 29 die Cluster aus Abbildung 20 nach Landschaftseinheiten aufgegliedert.

Tabelle 29: Landschaftsräumliche Bindung der Taxozönosen

Cluster Nr.	Anzahl der Stationen nach Landschaftseinheiten				
	Oberharz	Hochharz	Unterharz	Östliche Harzabdachung	Summe
A1	3		17	2	22
A2	1		5	2	8
A3				2	2
A4				2	2
B1		3			3
B2			2		2
B3	2	1			3
B4			4		4
Summe Stationen/ Landschaftseinheit	6	4	28	8	46
Anzahl definierter Cluster/ Landschaftseinheit	3	2	4	4	

Unterzieht man die der Tabelle 29 zugrundeliegenden Daten einem χ^2 -Test, so ist die Unabhängigkeit der kategorialen Variablen „Landschaftseinheit“ und „Cluster“ signifikant abzulehnen ($p = 3,333E^{-7}$ ***). Ein sicherer Schluss von der Lage der Station auf deren Zugehörigkeit zu einer Taxozönose gelingt hingegen kaum; eine gewisse Orientierung ist immerhin möglich. So gehören die Stationen der östlichen Harzabdachung in keinem Fall zur

Gruppe B, während Stationen des Hochharzes ausschließlich dieser Gruppe zuzuordnen sind. Offensichtlich beruht das herkömmliche System der Landschaftsgliederung auch auf Umweltvariablen, die direkt oder indirekt für die Besiedlung der jeweiligen Fließgewässer relevant sind.

Diese Relevanz wurde durch Ähnlichkeitsvergleiche mittels Mean Similarity Analysis (MSA) untersucht. Tabelle 30 fasst die Ergebnisse der MSA für die Landschaftseinheiten des Harzes und 4 weitere a-priori-Klassifikationssysteme (Flussgebiete, Höhenzonen, Fließgewässertypen, Längszonierung) zusammen. Die Terminologie der Ergebnisdarstellung folgt der Originalquelle der Verfahrenbeschreibung (MEANSIM6, VAN SICKLE 1997). Die relative Klassifikationsstärke (CS_{relativ}) kennzeichnet das Verhältnis von absoluter Klassifikationsstärke des einzelnen Klassifikationssystems zur maximal möglichen absoluten Klassifikationsstärke bei gleicher Klassen- und Stationszahl. Als Schätzgröße dieses Maximalwertes wurde CS_{absolut} für die jeweiligen Klassen- und Stationszahlen entsprechend dem Ergebnis von Clusteranalysen von Y (analog zu Abbildung 20) berechnet. Diese Werte sind in Kursivdruck im unteren Teil von Tabelle 30 angegeben.

Tabelle 30: Mean Similarity Analysis – Ergebnisse

Tabellenkopf: W = Mittlere Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen, B = Mittlere Ähnlichkeit zwischen den Gruppen, CS = Klassifikationsstärke, $CS_{\text{relativ}} = (CS_{\text{absolut}} \text{ für den Klassifizierungsansatz}) / (CS_{\text{absolut}} \text{ für die Clusterlösung mit gleicher Gruppenzahl})$. Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* $0,05 < p > 0,01$; ** $0,01 \leq p > 0,001$; *** $p \leq 0,001$)

MSA S = 1-D_(Bray-Curtis) Klassifizierungsansatz	Klassen- zahl⁴⁰	n	W	B	M [=B/W]	p_M	CS_{absolut} [=W-B]	p_{CS}	CS_{relativ} [%]
Landschaftseinheiten (Anhang A, Karte 1)	4	44	0,491	0,398	0,810	*** < 0,0001	0,0932	*** < 0,0001	53,3%
Längszonierung (siehe Kap. 5.2.2.2, Abbildung 28)	4	44	0,464	0,416	0,897	*** 0,0009	0,0478	*** 0,0009	27,3%
Flussgebiet Helme/ Wipper/ Bode/Oker (Anhang A, Karte 2)	4	44	0,454	0,427	0,941	0,0620	0,0270	0,0577	15,4%
LAWA-Typologie ⁴¹ (siehe Kap. 2.1, Tabelle 1)	3	44	0,437	0,413	0,945	* 0,0267	0,0239	* 0,0255	11,2%
Höhenzonen ⁴² (Anhang A, Karte 6)	3	44	0,436	0,424	0,974	0,1124	0,0112	0,1119	5,2%
<i>Clusteranalyse UPGMA</i>	3	44	0,524	0,310	0,592	*** < 0,0001	0,2140	*** < 0,0001	-
	4	44	0,543	0,367	0,677	*** < 0,0001	0,1750	*** < 0,0001	-

Die Klassifikationsstärke CS wird als Erklärungswert der Klassifikation für die vorgefundenen Besiedlungsunterschiede interpretiert. Die Gliederung der Stationen des UG nach herkömmlichen Landschaftseinheiten hat eine wesentlich höhere und statistisch besser

⁴⁰ MEANSIM-Berechnungen sind für Klassen < 3 Elemente nicht möglich, daher müssen sowohl bei den a-priori-Klassifikationen als auch bei den a-posteriori erstellten Clusteranalysen die Stationen solcher Klassen vor der Analyse entfernt werden (boe051 und boe056), deshalb auch $n < 46$

⁴¹ Typ Nr. 5, Nr. 9 und Nr. 5 mit $A_{E0} < 10 \text{ km}^2$, d. h. außerhalb System B WRRL

⁴² Höhenkomponente der von HUNDT (1964) vorgeschlagenen Gliederung des Harzes in Grünlandwuchsgebiete

abgesicherte Klassifikationsstärke für die untersuchten Taxozönosen als die „offizielle“ deutsche LAWA-Typologie. Die regional angepasste Längszonierung auf Grundlage von Gewässerordnungszahl, Quellentfernung, Gefälle und Gewässerbreite (vgl. Kap. 5.2.2.2) hat ebenfalls eine höhere Klassifikationsstärke als die Typologie nach WRRL System B. Auch die Anbindung der Harzegewässer an unterschiedliche Flussgebiete des Elbe- bzw. Wesersystems kann ebenfalls noch relevante Erklärungsbeiträge liefern. Allerdings wird das Signifikanzniveau $p < 0,05$ für M und CS_{absolut} bei der Flussgebietszuordnung knapp verfehlt. Am geringsten ist die Klassifikationsstärke der Höhenzonierung des Mittelgebirges.

In der Klassifikation der Längszonen sind nur Primärvariablen enthalten, die ohnehin Bestandteil von X sind. Deshalb ist die zusätzliche Einbeziehung der längszonalen Zuordnung als nominaler oder ordinaler Parameter in den nächsten Analyseschritt nicht erforderlich. Die Klassifizierung der Stationen nach Landschaftseinheiten, Einzugsgebieten und Höhenzonen wird hingegen in X aufgenommen. Dies mag für die Höhenzonen inkonsequent erscheinen, da auch die Meereshöhe der Stationen bereits als Primärvariable in X enthalten ist. Jedoch sind die Höhenzonen aus einer vegetationskundlich orientierten Gebietsgliederung entnommen (HUNDT 1964). Sie beschreiben die Reaktion der Gründlandvegetation auf einen mesoskaligen bioklimatischen Gradienten, der mehr Information integriert als die reine lokale Meereshöhe oder die mit ihrer Hilfe berechnete maximale Wärmestrahlung. Hier sind auch Luv-Lee-Effekte der Niederschlagsverteilung und ein Kontinentalitätsgefälle enthalten, die mit Stichtagsmessungen an den Gewässern in Tallage kaum erfassbar wären. Außerdem werden im Rahmen der CCA alle Variablen in X auf Multikollinearität geprüft. Deshalb ist davon auszugehen, dass keine Variable „versteckt“ mehrfach angesetzt wird.

5.3.3 Erklärungswert einzelner Umweltgradienten und –variablen

Die dem Besiedlungsbild zugrundeliegenden Umweltgradienten und die zu deren Beschreibung geeigneten Variablen wurden mit einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) identifiziert. Im ersten Programmdurchlauf wurden 35 Umweltvariablen (einschließlich binärer „Dummies“ für nominal skalierte Größen) berücksichtigt. Diese Zahl entspricht dem Gesamtsatz der lokalen Variablen und mesoskaligen a-priori-Klassifizierungen nach Entfernung der am stärksten mit Multikollinearität behafteten Variablen. Als Kriterium für die Aussonderung solcher Variablen dient ein VIF (Variance inflation factor) > 50 . Die Gesamtergebnisse dieses Rechenlaufes sind im Anhang C-1 dokumentiert. Der Variablensatz wurde anschließend auf 12 Variablen reduziert, die im Ergebnis einer automatisierten Variablenselektion⁴³ folgende Bedingungen in Bezug auf Konditionaleffekt (KE) und Signifikanz (p) erfüllen:

$$[KE \geq 0,1] \text{ ODER } [0,05 \leq KE < 0,1 \text{ UND } p \leq 0,1] \text{ ODER } [KE < 0,05 \text{ UND } p \leq 0,05]$$

Mit dieser in Tabelle 31 wiedergegebenen Variablenauswahl wurde die CCA wiederholt. Außerdem ist diese Variablenauswahl Grundlage des Modellaufbaus für die Prognose von Referenzbiozönosen in Kap. 5.5.

⁴³ Forward selection: Methode zur Reduzierung der Zahl der Umweltvariablen. In einer Folge von mehreren CCA wird sukzessive immer diejenige der verbleibenden Variablen einbezogen, welche den Erklärungswert des Modells am meisten erhöht.

Tabelle 31: CCA – Ergebnisse: Variablenselektion durch Forward selection, Sortierung nach Konditionaleffekt.

VIF, Marginal- und Konditionaleffekt, F und p sind für den ersten Rechenlauf mit insgesamt 35 Variablen angegeben. Marginaleffekte: Eigenwerte der Einzelvariablen absolut und in % der Eigenwertsumme aller Variablen im Ergebnis einer CCA mit allen Variablen. Konditionaleffekt: Erhöhung der Summe der Eigenwerte nach Hinzunahme der jeweiligen Variablen im Zuge der Forward Selection, beginnend bei der Einzelvariablen mit dem höchsten Erklärungswert. F: Teststatistik Monte-Carlo-Permutationstest, 9 999 Wiederholungen. Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* 0,05 < p > 0,01; ** 0,01 ≤ p > 0,001; *** p ≤ 0,001)

Variablen	VIF	Marginaleffekte		Konditionaleffekte	F	p
Hochharz	36,25	0,28	14,2%	0,28	5,855	** 0,001
Quellentfernung	11,02	0,17	8,7%	0,16	3,507	** 0,001
Silikattyp A	11,47	0,24	12,2%	0,11	2,634	** 0,001
Schlamm	15,45	0,10	4,8%	0,10	1,244	0,140
Lehm + Ton	5,46	0,11	5,3%	0,08	2,169	** 0,001
Sedimentite	7,75	0,12	6,2%	0,07	1,837	** 0,001
Blöcke	9,52	0,17	8,4%	0,07	1,625	* 0,010
Muldental	17,12	0,12	6,1%	0,06	1,914	** 0,002
Helme-EZG	4,60	0,09	4,3%	0,06	1,416	* 0,029
Oberharz	10,83	0,09	4,4%	0,05	1,558	** 0,009
Festgestein	17,02	0,21	10,7%	0,05	1,496	* 0,023
Sand	5,16	0,08	3,8%	0,04	1,558	* 0,011

Die VIF dieser Variablen betragen im zweiten Rechenlauf, d. h. nach Entfernung der 23 weniger bedeutenden Einzelvariablen, nur noch zwischen 5,67 (Festgestein) und 1,61 (Muldental). Sie liegen damit weit im Bereich der Empfehlung von TER BRAAK & ŠMILAUER (1998), die zur Entfernung von Variablen mit VIF > 20 raten. Die CCA-Ergebnisse des zweiten Rechenlaufes sind für die Achsen 1 bis 5 in Tabelle 32 zusammengefasst.

Tabelle 32: CCA –Ergebnisse: Eigenwerte der Achsen 1 bis 5

Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* 0,05 < p > 0,01; ** 0,01 ≤ p > 0,001; *** p ≤ 0,001)

CCA	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4	Achse 5
Eigenwerte λ	0,355	0,159	0,136	0,101	0,069
%	15,06	6,76	5,79	4,27	2,94
% kumulativ	15,06	21,82	27,61	31,88	34,83
Eigenwerte als % der Summe aller kanonischen Eigenwerte (1,16 = 100%)	30,58	13,71	11,76	8,68	5,98
% kumulativ	30,58	44,29	56,05	64,72	70,70
Gesamtvariation (Summe aller Eigenwerte)	2,36				
Summe aller kanonischen Eigenwerte (2,36 = 100%)	1,16 (= 49,2% der Gesamtvariation)				
F (Monte-Carlo-Permutationstest, 9 999 Wiederholungen)	2,5368 *** (p=0,0001)				

Die CCA-Achsen beschreiben komplexe Umweltgradienten als Linearkombinationen der Umweltvariablen. Höchstens 49,2% der Gesamtvariation einer unbeschränkten CA können mit dem aus 12 Achsen bestehenden Umweltgradienten-Modell der CCA erklärt werden. Die Achsen 1 bis 5 repräsentieren rund 71% und die Achsen 1 bis 3 rund 56% dieses erklärten Anteils der Gesamtvariation.

Für die Achsen 1 bis 3 wurden die Ergebnisse grafisch in Form von Biplots aufbereitet (Abbildung 35 bis Abbildung 37). Ein Biplot überlagert die biotischen Befunde mit den maßgeblichen Umweltparametern. Die von der Artenzusammensetzung bestimmte Lage der Stationen im Ordinationsraum ist mit dunkelblauen Rauten markiert. Blaue Vektorpfeile illustrieren die Lage der intervallskalierten Umweltvariablen zum Achsensystem. Rote Variablenbezeichnungen (ohne Pfeil) kennzeichnen die Zentroide der binär codierten nominalen Umweltvariablen. Das Koordinatensystem des Diagramms mit den Achsen 2 und 3 (Abbildung 37) wurde wegen besserer Erkennbarkeit der einzelnen Elemente abweichend skaliert.

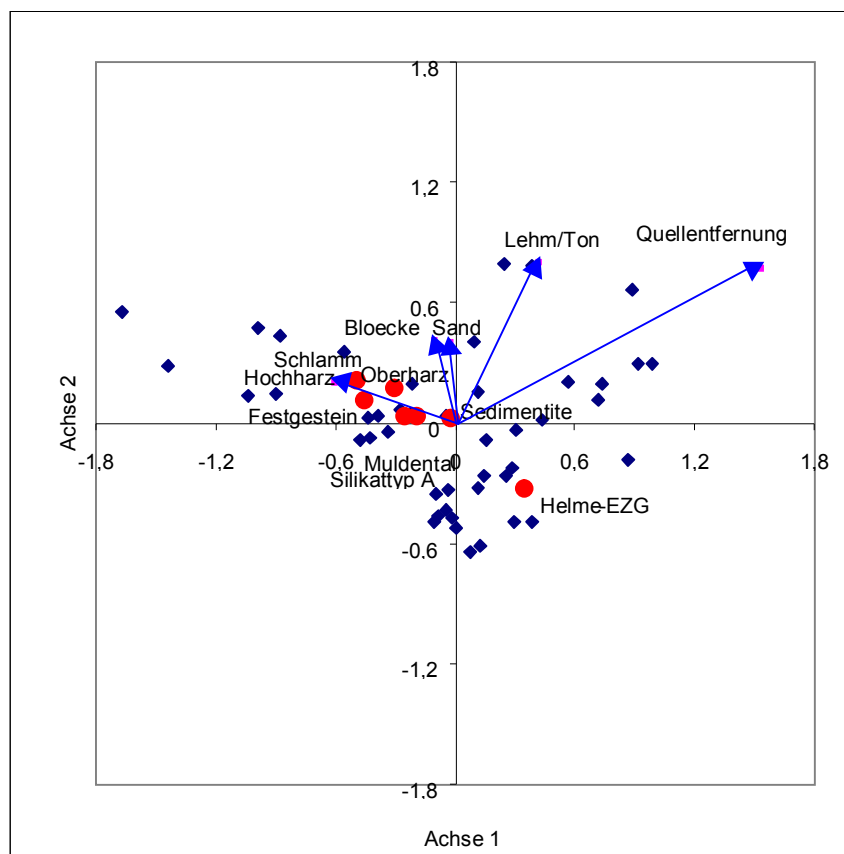
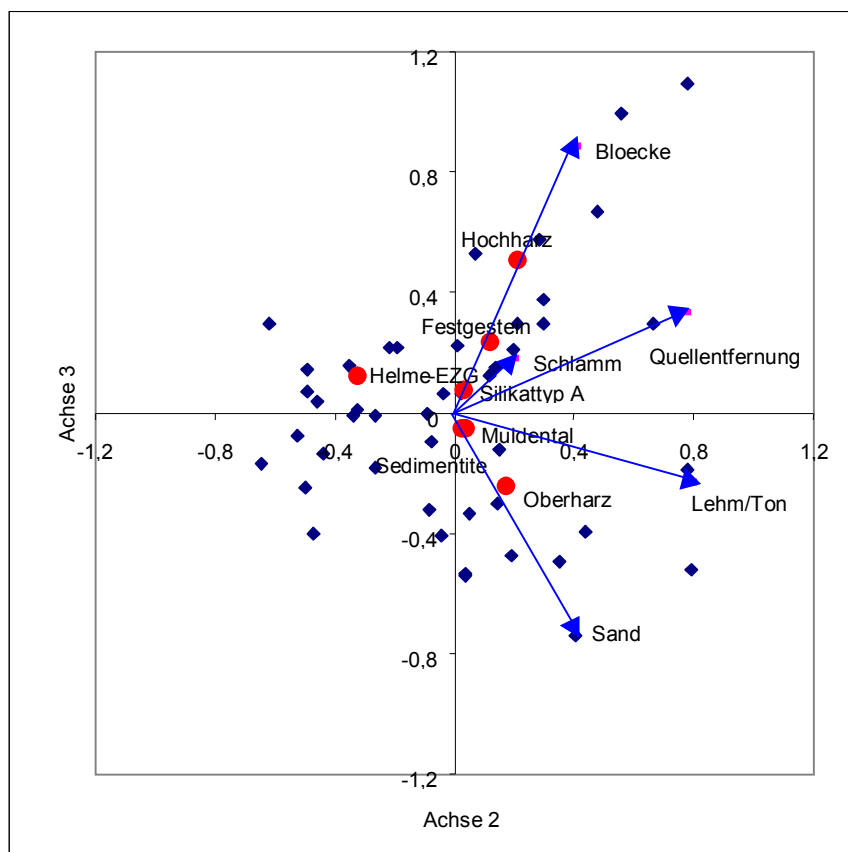
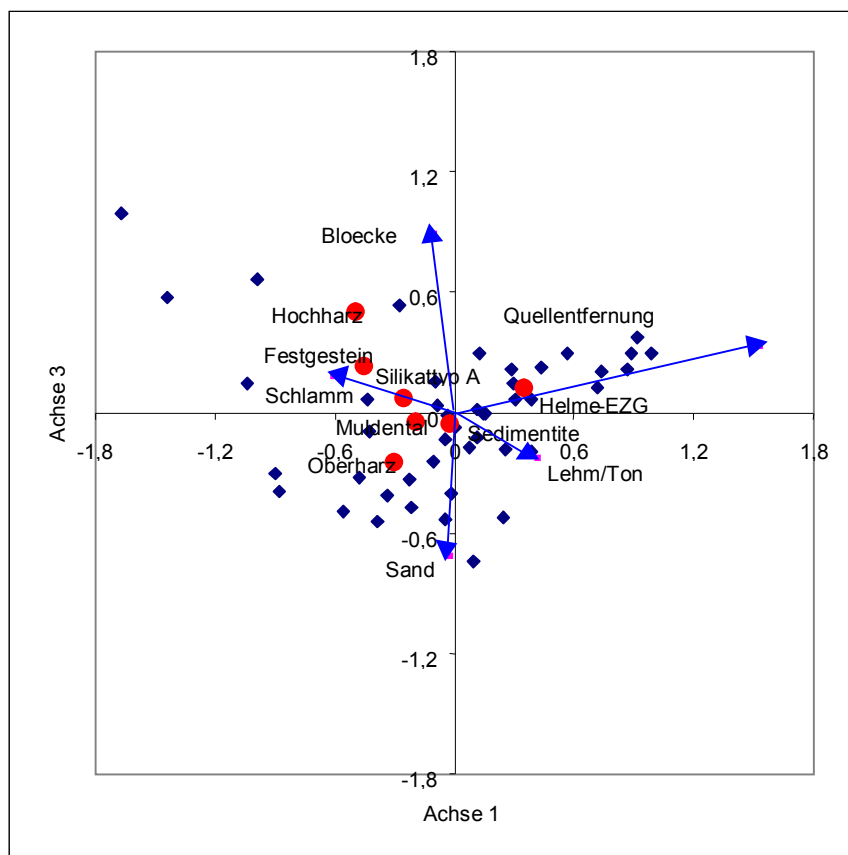


Abbildung 35: CCA – Biplot der Achsen 1 und 2



Die lineare Korrelation der Umweltvariablen mit den Achsenwerten der Stationen (Intraset-Korrelation, Tabelle 33) erlaubt Schlussfolgerungen über Ausrichtung und Intensität der Wirkung einzelner Variablen im Ordinationsraum. Über diese Intraset-Korrelationen sind die CCA-Achsen interpretierbar. Die Werte von Variablen mit positiven Vorzeichen des Korrelationskoeffizienten nehmen entlang der jeweiligen Achse zu, mit negativem Vorzeichen ab. Variablen mit höheren Beträgen des Korrelationskoeffizienten bestimmen die Lage der Stationspunkten zur jeweiligen Achse in größerem Maße als solche mit geringeren Beträgen. Die für die Achsen 1-3 wesentlichen Korrelationen, also solche mit überdurchschnittlich hohen Beträgen der Korrelationskoeffizienten, sind in Tabelle 33 durch **Fett**druck der jeweiligen Koeffizienten gekennzeichnet.

Tabelle 33: CCA – Ergebnisse: Intraset-Korrelationen

Lineare Korrelationskoeffizienten der Umweltvariablen mit den Achsenwerten der Stationen für die Achsen 1 bis 3

Variablen	Achse 1	Achse 2	Achse 3
Oberharz	-0,05	0,13	0,12
Hochharz	-0,41	-0,15	0,04
Sedimentite	0,26	-0,02	-0,12
Silikattyp A	-0,43	0,00	0,08
Festgestein	-0,39	-0,05	0,09
Muldental	-0,17	0,01	-0,23
Quellentfernung	0,27	-0,29	0,09
Blöcke	-0,27	-0,16	0,15
Sand	-0,08	0,06	-0,17
Lehm, Ton	0,10	0,01	-0,25
Schlamm	0,02	-0,02	-0,24
Helme-EZG	0,15	0,08	0,12

Achse 1 beschreibt einen räumlich von den Urgesteinsmassiven (- Hochharz, - Silikattyp A, + Sedimentite) und von den steilen Kerbtälern (- Festgestein, - Blöcke) zur Peripherie des Gebietes (Südrand des Harzes: + Helme-EZG) orientierten geochemischen bzw. geologischen Gradienten. Dieser Gradient überlagert sich mit einer starken longitudinalen Komponente (+ Quellentfernung), weil die Stationen mit den größten Quellentfernungen zwangsläufig am Gebietsrand liegen, nicht aber im zentralen Teil des Gebirges oder an den über die Rumpfflächen herausragenden Granit-Härtlingen.

Achse 2 ist primär longitudinal bestimmt und beschreibt einen entgegen der Fließrichtung (- Quellentfernung) in das Gebirgsinnere (+ Oberharz) gerichteten Gradienten für diejenigen Gewässersysteme, in deren Oberläufen der Einfluss des Hochharzes nicht gegeben oder tendenziell gering ist (- Hochharz). Da nur im Granit der Block-Moos-Grus-Substratmosaiktyp verbreitet ist, fällt auch die tendenzielle Abnahme der dort verbreiteten Blockfraktion auf (- Blöcke).

Der von Achse 3 beschriebene Gradient ist orographisch und gewässermorphologisch bestimmt. Die Struktur der Muldentäler verliert entlang des Gradienten an Einfluss (- Muldental, also anteilige Zunahme der Kerb- und Kerbsohlentäler). Damit verbunden ist auch die Abnahme von gerinnebildenden Feinsubstraten dieser meist gefällearmen Talform (- Lehm/Ton, - Schlamm, - Sand). Zwangsläufig müssen die Blockfraktion (+ Blöcke) sowie die nicht im Variablensatz enthaltenen sonstigen Substratfraktionen (Steine, Schotter, Kies)

die abnehmenden Feinsubstrate wieder zu 100% Gesamtdeckung ergänzen. Solche an mobilen Grobsubstraten reiche Gewässerabschnitte sind mehrfach am südlichen Teil des Gebietes, aber auch im Oberharz gelegen (+ Helme-EZG, + Oberharz).

5.3.4 Diskussion

Die Gliederung größerer Bezugsräume in Ökoregionen („Ecoregions“, Ausdehnung $\approx 10^5 \dots 10^6 \text{ km}^2$) hat zweifellos einen hohen Erklärungswert für die Verbreitung aquatischer Lebensgemeinschaften. Dies ist bereits ohne EDV-gestützte Analysen klar erkennbar und fand seinen Niederschlag in den tiergeographischen Regionen der „Limnofauna Europaea“ von ILLIES (1978). Auch die weitere Untergliederung solcher Ökoregionen in Sub-Regionen, Fließgewässerlandschaften, Flußgebiete, geologische Formationen usw. (Ausdehnung $\approx 10^3 \dots 10^5 \text{ km}^2$) führt zu a-priori-Kategorien mit substanziellem Erklärungswert sowohl für die physischen Habitateigenschaften (COHEN et al. 1998, BRIEM 2003, DAVIES et al. 2000, MUGODO et al. 2006) als auch für die aquatischen Biozönosen (AROVITA 2009, CARLISLE et al. 2008, DAVIES et al. 2000, FEMINELLA 2000, GERRITSEN et al. 2000, HEINO et al. 2002, JOHNSON & GOEDKOOP 2000, LORENZ 2004, MOOG et al. 2004, MYKRÄ 2006, SANDIN & JOHNSON 2000, VAN SICKLE 2000).

Der Harz insgesamt wie auch das engere Untersuchungsgebiet dieser Arbeit erreicht eine Ausdehnung von $\approx 10^3 \text{ km}^2$. Seine Größenordnung entspricht damit einer der o.g. Sub-Regionen, und jede Binnengliederung ist mindestens eine Maßstabsebene tiefer anzusetzen. Auch für diesen Maßstab wurde zunächst durch Variance partitioning bestätigt, dass die räumliche Struktur des Untersuchungsgebiets einen nicht zu vernachlässigenden Beitrag zur Erklärung der biotischen Variation leisten kann (Kap. 5.3.1). Dabei scheinen offensichtlich eigenständige geographisch zu fassende Faktoren gegenüber der räumlichen Autokorrelation lokaler Umweltparameter zu überwiegen (Fraktion [c] bzw. Fraktion [b] in Abbildung 34).

In Kap. 5.3.2 der vorliegenden Untersuchung wurde der Erklärungswert von einzelnen mesoskaligen a-priori-Klassifikationen ($\approx 10^1 \dots 10^2 \text{ km}^2$) geprüft und bestätigt. Die Klassifikationsstärke der Landschaftseinheiten (CS_{absolut}) erreicht dabei mit 0,09 eine Größenordnung, wie sie in der Literatur für Ökoregionen, also eine höhere Ebene der Landschaftsgliederung, berichtet werden (LORENZ 2004: $CS \leq 0,11$; VAN SICKLE & HUGHES 2000: $0,07 \leq CS \leq 1,3$, GERRITSEN et al. 2000: $CS < 0,14$). Das Problem derartiger Vergleiche besteht aber in der Regel darin, dass die zugrundeliegenden Primärdaten mit unterschiedlicher Zielstellung und Methodik erhoben wurden (HAWKINS & NORRIS 2000). Es fand sich keine Arbeit, in der ausschließlich Referenzgewässer berücksichtigt wurden UND deren Sammelstrategie eine annähernde Vollständigkeit des Artenspektrums der Ephemeroptera und Plecoptera erwarten ließ. Jedoch ist es in geologisch, morphologisch und klimatisch sehr heterogenen Regionen wie dem Harz plausibel, auch für räumlich feiner auflösende Klassifikationssysteme eine biozönotische Relevanz festzustellen und diese bei der Prognose vor Referenzbedingungen zu nutzen.

Obwohl einzelne mesoskalig räumlich strukturierte Klassifikationen einen beachtlichen Beitrag zur Erklärung der biotischen Variation leisten können (Tabelle 30), so ist aber doch im Ergebnis des Variance partitioning (Tabelle 28) die Gesamtheit der lokalen Umweltvariablen von größerer Bedeutung. Weder makro- noch mesoskalige Klassifikationssysteme allein sind also ausreichend für eine lokale oder gar stationsspezifische Prognose der Zönosezusammensetzung (AROVITA 2006, HAWKINS & VINSON 2000, SNELDER et al. 2004), weil wesentliche Habitateigenschaften erst auf relativ niedrigen Ebenen der räumlichen Hierarchie homogen ausgeprägt sind und damit differenzierend wirken (PARSONS et al. 2003). Jedoch wäre die Nichtberücksichtigung mesoskaliger Variationsanteile bei derartigen Fragestellungen mit einem Informationsverlust verbunden – immerhin wurde hier als Einzelvariable mit dem größtem Erklärungsbeitrag für

die biotische Variation die Zuordnung zur Landschaftseinheit „Hochharz“ gefunden (Tabelle 31). Nach der Variablenselektion der CCA verblieben außerdem „Oberharz“ und „Helme-Einzugsgebiet“ als potenziell relevante erklärende Variablen (Tabelle 31).

Ökoregionen, Sub-Regionen, Biogeographische Regionen, Großlandschaften, Landschaftseinheiten etc. existieren weder real noch als weltweit vergleichbar definierte Klassifikationssysteme. Sie wurden und werden – in Abhängigkeit vom Zweck der Klassifikation, vom Zeitpunkt der Bearbeitung, von der fachlichen Tradition im Herkunftsland etc. - nach unterschiedlichsten Methoden und Kriterien abgegrenzt. Die Spannweite geht hier von traditioneller manuell-kartographischer Überlagerung landschaftsökologischer Themenkarten zur Abgrenzung von +/- homogenen Landschaften anhand ihrer Grenzgürtel (SCHULTZE 1955) bis zur numerischen Klassifikation auf Basis fester geographischer Erhebungsraster mit einheitlichen Variablensätzen (DUFRÈNE & LEGENDRE 1991). Die räumliche Ausdehnung der einzelnen Klassifikationseinheit ist jedoch in jedem Fall vom Grad der räumlichen Autokorrelation der betrachteten Umweltvariablen abhängig. Theoretisch lassen sich deshalb für alle räumlich autokorrelierten Umweltvariablen geographisch definierte Ersatzparameter finden - im allgemeinsten Fall sogar nur auf Basis geographischer Koordinaten. Solche Ersatzparameter werden ähnliche statistische Zusammenhänge mit der betrachteten Biozönose aufweisen wie die eigentlich ökologisch bzw. physiologisch relevanten Originalvariablen. Somit ist zu fragen, welche Umweltparameter durch die o.g. geographischen Ersatzparameter „Hochharz“, „Oberharz“ und „Helme-Einzugsgebiet“ repräsentiert werden können.

Als kausale Ursachen räumlich differenzierter und autokorrelierter Verbreitungs- und Gemeinschaftsmuster aquatischer Organismen kommen in Frage (ILLIES 1953, JACKSON & HARVEY 1989, RAUŠER 1962, SNELDER ET AL. 2004, THIENEMANN 1950, WAGNER & FORTIN 2005):

- (a) Biotische Prozesse wie intra- und interspezifische Interaktionen, Reproduktionsstrategie und Dispersionsvermögen,
- (b) räumliche Variation rezenter abiotischer Einzelgrößen, Prozesse und Strukturen, von deren Ausprägung die einzelnen Arten abhängig sind,
- (c) Verbreitungsgeschichte als Ergebnis der Überlagerung von 1 und 2, wobei aber auch die historische Variation der abiotischen Bedingungen einschließlich der Besiedlungswege (z. B. Gewässernetzstruktur) noch nachwirkt.

Der Neutralhypothese (HUBBELL 2001) folgend wäre für (a) nach rein biotischen Prozessen zu suchen, welche die ansonsten zufällige Variation von Abundanz und Gemeinschaftsstruktur beeinflussen und auf diese Weise in der Maßstabebene der Landschaftseinheit räumliche Autokorrelation bewirken. Denkbar sind hier z. B. eingeschränkte Dispersions- und Kolonisationsmöglichkeiten durch geographische Isolation wegen der „Insellage“ des Harzes und/oder oder die physiologisch bzw. morphologisch begrenzte Mobilität der Arten.

SANDERSON et al. (2005) fanden im Verbreitungsbild der Ephemeroptera ihres Untersuchungsgebietes eine deutlich höhere räumliche Autokorrelation als bei den Plecoptera und erklären dies mit geringerem Dispersionsvermögen. So argumentiert auch SOLDAN (2000) in Bezug auf die relative Artenarmut der Ephemeroptera-Fauna des Riesengebirges. Allerdings ist der Befund von SOLDAN alternativ auch unter Rückgriff auf das in Anstrich (b) fallende klassische „Environmental control model“ (WHITTAKER 1956, BRAY & CURTIS 1957, HUTCHINSON 1957) in Verbindung mit besiedlungsgeschichtlichen Aspekten nach Anstrich (c) erklärbar: Variation von Abundanz und Gemeinschaftsstruktur wird primär durch externe abiotische Umweltgrößen bestimmt, die geographisch strukturiert sind und auf diese Weise auch in der Maßstabebene der Landschaftseinheit räumliche Autokorrelation von Artvorkommen bewirken können. Bei großräumiger Änderung externer Faktoren lässt die

lokale Existenz von Extremhabitaten in Verbindung mit verzögertem Aussterben und behinderter Einwanderung von neuen Arten Relikt-Gemeinschaften weiter bestehen (vgl. Diskussion saure Gewässer in Kap. 5.1.4). Auf derartigen Effekten könnte der Erklärungsbeitrag der Landschaftseinheiten Ober- und Hochharz für die untersuchte Taxozönose beruhen, da hier in den höheren Teilen des Gebirgsmassivs boreale Verhältnisse konserviert und im Hochharz extrem ausgeprägt sind. Differenzierend wirkt die Tatsache, dass jeweils über- bzw. unterdurchschnittlich artenreiche Stationen die Landschaftseinheiten Ober- und Hochharz repräsentieren (siehe Tabelle 17). Ein direkter Nachweis besiedlungsgeschichtlicher Prozesse über einen Zeithorizont von $10^3 \dots 10^4$ Jahren ist aber für die hier behandelten Insektenordnungen unmöglich, da (im Gegensatz z. B. zu Chitinresten von Chironomiden-Larven in Standgewässersedimenten, HOFMANN 1988, WALKER 1995) kein hinreichendes fossiles oder subfossiles Material bekannt ist.

Das Helmeinzugsgebiet entwässert hingegen den südlichen Teil des Untersuchungsraumes von der Unterharzhochfläche bis zum Harzrand zur Unstrut. Der geologische Aufbau dieses Bereiches ist in sich heterogener als die o.g. Landschaftseinheiten. Das in West-Ost-Richtung langgestreckte Gebiet am Südrand des Harzes (Teileinzugsgebiete von Bere, Thyra, Leine und Gonna, vgl. Karte 2 im Anhang A) deckt auch ein entsprechendes Kontinentalitätsgefälle ab. Es existiert keine einzige Art, die exklusiv im Helmeinzugsgebiet nachgewiesen und in anderen Harzteilen bisher nicht gefunden wurde. *Rhithrogena hercynia* ist zwar in *Y* nur für die Bere angegeben, kommt tatsächlich aber auch im nördlichen Teil des Harzes vor (HÖXTER 1997) – außerhalb des engeren Untersuchungsraumes der vorliegenden Arbeit. Jedoch sind einige aus den Einzugsgebieten von Bode und Oker bekannte und auch in *Y* präsente Arten bisher noch nicht am südlichen Harzrand gefunden worden. Hierzu gehören u.a. ökologisch sehr unterschiedliche Arten wie *Leptophlebia marginata*, *Capnia vidua*, *Leuctra major* und *Perla burmeisteriana*. Insgesamt ergibt sich deshalb aus den verfügbaren Daten noch keine kausale Erklärung für den Einfluss des geographische Ersatzparameters „Helmeinzugsgebiet“. Letztendlich bedarf es zur detaillierten Untersuchung des Geflechtes von räumlichen physischen Strukturen und räumlicher Autokorrelation der biotischen Variablen gezielt ausgearbeiteter Probennahmestrategien und statistischer Analyseverfahren (DORMANN et al. 2007, JONES et al. 2008), die den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

Mit der CCA in Kap. 5.3.3 konnten komplexe Umweltgradienten erkannt werden, deren wesentliche Einzelparameter sich aus den Biplots (Abbildung 35 bis Abbildung 37) und den Intraset-Korrelationen (Tabelle 33) ergeben. Diese Gradienten umfassen longitudinale, geochemische bzw. geologische und orographische bzw. gewässermorphologische Komponenten, die teils durch direkt erfassbare lokale Variablen, teils durch mesoskalig strukturierte geographische Ersatzparameter indiziert werden. Prinzipiell entspricht dies den Annahmen eines gradientenbasierten Konzeptes der Landschafts- und Biozönosestruktur (MCGARIGAL & CUSHMAN 2005). Bei den lokalen Einzelvariablen bestätigte sich insbesondere die wesentliche Bedeutung der Quellentfernung, d. h. der longitudinalen Differenzierung des aquatischen Lebensraumes, und der geochemischen Verhältnisse (Silikattyp A). Dies entspricht auch den Erkenntnissen zur Differenzierung des Makrozoobenthos in größeren Bezugsräumen (BRAUKMANN 1987, WAITE et al. 2000, LORENZ 2004). Die als wesentlich erkannten Gradienten sind plausibel, da fast alle zugrundeliegenden Einzelvariablen sowohl in ihrer ökologischen Relevanz als auch in ihrem geographischen Kontext nachvollziehbar sind. Unsicherheiten bestehen insbesondere bei der kausalen Interpretation der Relevanz des Helme-EZG, welches damit quasi ein „black box - Parameter“ bleibt. Dies ist zwar unbefriedigend in Bezug auf den Anspruch größtmöglicher Kausalität in der Modellbildung, aber unschädlich in Bezug auf das Hauptziel der Arbeit, die statistische Modellierung von Referenzzönosen. Im Grunde genommen ist die Einbeziehung von geographischen Lageinformationen sowohl bei multivariaten als auch bei multimetrischen Ansätzen eine häufig geübte Praxis. Entweder geschieht dies direkt durch Einbeziehung der Ortskoordinaten (z.B. KOKEŠ et al. 2006, WRIGHT 2000), oder indirekt durch Aufstellung

separater Modelle bzw. Referenzbeschreibungen für jede der zu berücksichtigenden geographischen Einheiten (z.B. POTTGIESSER & HALLE 2004, LINKE et al. 2005, MYKRÄ et al. 2008). Die Nutzung der Lage einer Station in einem bestimmten geographisch definierten Bezugsraum als unabhängiger Modellparameter in einem multivariaten Ansatz widerspricht somit nicht dem bislang erreichten methodischen Standard.

5.4 Bioindikation komplexer Umweltvariablen

Komplexe Umweltfaktoren werden in der Ökologie durch synthetische Indexwerte oder durch nominale Variablen mit mehreren Ausprägungsstufen abgebildet (siehe Kap. 4.3.2, Tabelle 9). Im Detail sollen in diesem Abschnitt die strukturelle Diversität des Lebensraumes, die Längszonierung des Gewässers und der Gebirgscharakter in Bezug auf die Existenz von charakteristischen Arten bzw. Artengruppen für die einzelnen Ausprägungsstufen untersucht werden.

5.4.1 Strukturelle Diversität

Viele Arten des Makrozoobenthos besiedeln bestimmte Substrate oder benötigen unterschiedliche Strukturen für Nahrungssuche, Eiablage, verschiedene Phasen der Larvalentwicklung, Schlupf etc. (BUFFAGNI et al. 1995, RESH & ROSENBERG 1993, SCHÖNBORN 1992). Die strukturelle Vielfalt des benthischen Lebensraumes wird daher von BEISEL et al. (2004) als Voraussetzung taxonomischer Vielfalt diskutiert. Im Umkehrschluss kommt deshalb bei auffallender taxonomischer Verarmung eines Gewässers als Ursache auch der z. B. durch Gewässerausbau und -unterhaltung verursachte Strukturverlust im Gewässer in Frage. Beide Größen sind mit einfachen Parametern quantifizierbar (Artenzahl n und Shannon-Wiener-Diversitätsindex $H'(\ln)$ der Sohlsubstrate) und wurden einer Korrelationsbetrachtung⁴⁴ unterzogen.

Ephemeroptera:	$r = -0,304^*$ ($H_0: r = 0$, $H_1: r < 0$, $p = 0,0199$ einseitig)
Plecoptera:	$r = -0,010$ ($H_0: r = 0$, $H_1: r \neq 0$, $p = 0,5100$ zweiseitig)
Ephemeroptera+Plecoptera:	$r = -0,274^*$ ($H_0: r = 0$, $H_1: r < 0$, $p = 0,0328$ einseitig)

Überraschenderweise besteht keine positive Korrelation zwischen Strukturdiversität und Artenzahl, weder für beide Ordnungen einzeln noch insgesamt. Der negative Korrelationskoeffizient ist für Ephemeroptera und Gesamtartenzahl sogar statistisch signifikant. Dieser Effekt ist nicht sinnvoll zu interpretieren – es handelt sich um eine Inhomogenitäts-Korrelation durch gemeinsame Auswertung aller Substratmosaiktypen (SMT). Diese bilden separate Gruppierungen in den Punktwolken, wie die farbliche Differenzierung am Beispiel der Ephemeroptera (Abbildung 38) zeigt.

Deutlich voneinander gestrennt sind z. B. SMT 1 und 3 sowie SMT 1 und 4. Auch SMT 2 und 4 überschneiden sich nur teilweise mit deutlich verschobenen Schwerpunkten. Bemerkenswert sind dennoch die breite Aufspreizung der Taxazahlen im Bereich mittlerer Strukturdiversität (2,5...3,0) sowie die auch innerhalb des SMT 2 bei den Ephemeroptera noch auffällige, allerdings nicht signifikante negative Korrelation zwischen Artenzahl und Strukturdiversität ($n = 19$, $r = -0,349$ $H_0: r = 0$, $H_1: r < 0$, $p = 0,07147$ einseitig).

⁴⁴ PEARSON'sche Produktmoment-Korrelation, da beide Größen annähernd normalverteilt sind

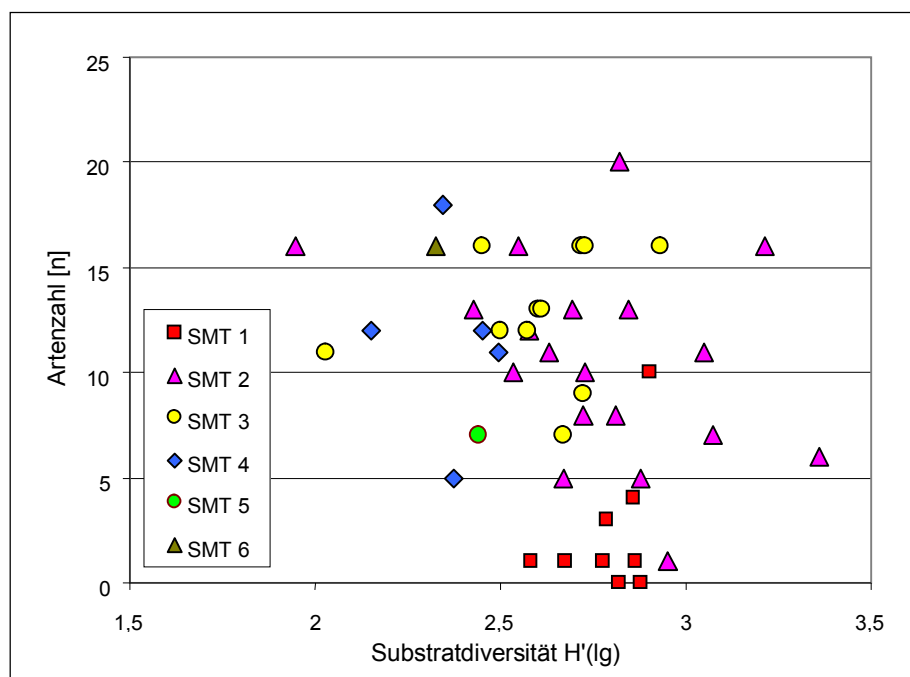


Abbildung 38:
Substratdiversität
 $H'(\ln)$ und Artenzahl
der Ephemeroptera,
differenziert nach
Substrat-Mosaiktypen
(SMT)

Detaillierte Beschreibung der
SMT siehe Tabelle 26, S.
100

5.4.2 Substrat-Mosaiktypen

Die Existenz charakteristischer Arten(gruppen) für die einzelnen Substratmosaiktypen (SMT) war nach den in Kap. 5.4.1 dargestellten Ergebnissen zu vermuten und wurde mit IndVal nach DUFRENE & LEGENDRE (1997) geprüft. Weil SMT 5 und SMT 6 nur mit jeweils einer Einzelstation vertreten sind, wurden die Stationen boe051 und boe053 von der Analyse ausgeschlossen. Die Ergebnisse sind Tabelle 35 zu entnehmen.

Tabelle 34: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Substratmosaiktypen (SMT) mit IndVal

Indikatorwerte „IndVal_{max}“ im Ergebnis eines Permutationstests mit 9 999 Wiederholungen statistisch abgesichert. Die Signifikanz in Spalte „p“: * $0,05 < p < 0,01$; ** $0,01 \leq p < 0,001$; *** $p \leq 0,001$; (*) $p \approx 0,05$ ggf. durch programminterne -formal korrekte-Abundanz von Nachkommastellen. Die Zuordnung der einzelnen Arten als Indikatoren für bestimmte SMT ist durch Fettdruck und Schattierung des betreffenden Tabellenfeldes gekennzeichnet. Im Normaldruck sind Nebenvorkommen angegeben. Aus dem untersuchten Gesamt-Artenbestand sind in der Tabelle nur Arten bis $p \leq 0,05$ und/oder IndVal $\geq 50\%$ zusammengestellt. Detaillierte Beschreibung der SMT siehe Tabelle 26, S. 100

Species	IndVal _{max}	p	SMT 1	SMT 2	SMT 3	SMT 4
Leu_rau	44,44	**	X			
Sil_lac	33,33	*	X			
Cap_vid	68,88	***	X	X		
Pro_mey	44,16	*	X	X	X	
Nea_pic	51,67	**	X	X	X	
Leu_psc	53,02	**	X	X	X	X
Leu_nig	48,99	***	X	X	X	X
Pro_aub	45,25	**	X	X	X	X
Leu_ine	44,66	*	X	X	X	X

Species	IndVal _{max}	p	SMT 1	SMT 2	SMT 3	SMT 4
Amp_sul	36,82	*	X	X	X	X
Ser_ign	41,12	*	X	X	X	X
Leu_fus	36,11	*	X	X	X	X
Bae_lut	22,86	(*)		X	X	
Hab_con	40,96	**		X	X	X
Bae_mut	37,14	*		X	X	X
Rhi_sem	35,39	*		X	X	X
Nem_cin	50,55	***	X	X	X	X
Pes_mic	40,63	*	X	X	X	X
Bae_rho	35,80	*	X	X	X	X
Din_cep	31,69	*		X	X	X
Per_mar	31,04	(*)		X	X	X
Iso_dif	30,14	*		X	X	X
Per_bur	34,74	*			X	X
Rhi_her	20,00	(*)				X

Am deutlichsten ist SMT1 durch einen Satz Indikatorarten gekennzeichnet (u.a. *Capnia vidua*, *Leuctra rauscheri*, *L. pseudocingulata*, *L. nigra*, *Nemurella picteti* und *Protonemura auberti*). Auch für die Stationen des SMT4 ist eine überwiegend hier konzentrierte Artengruppe erkennbar (u.a. mit *Perla burmeisteriana*, *Isoperla difformis* und *Dinocras cephalotes*). Für SMT2 wurde keine Indikatorarten gefunden. SMT3 fällt nicht durch exklusiv hier siedelnde Arten auf sondern vielmehr durch eine Konzentration von Ephemeroptera (*Baetis muticus*, *Rhithrogena semicolorata*, *Serratella ignita*, *Baetis lutheri*).

5.4.3 Längszonierung

Mit IndVal nach DUFRENE & LEGENDRE (1997) wurde geprüft, ob und wie gut die durch Clusteranalyse gefundenen Gewässerzonen (siehe Kap. 5.2.2.2) durch charakteristische Artengruppen gekennzeichnet sind. Die Ergebnisse sind Tabelle 35 zu entnehmen.

Tabelle 35: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse für die Längszonierung mit IndVal

Indikatorwerte „IndVal_{max}“ im Ergebnis eines Permutationstests mit 9 999 Wiederholungen statistisch abgesichert. Die Signifikanz in Spalte „p“: * 0,05 < p < 0,01; ** 0,01 ≤ p < 0,001; *** p ≤ 0,001; (*) p ≈ 0,05 ggf. durch programminterne -formal korrekte-Abrundung von Nachkommastellen. Die Zuordnung der einzelnen Arten als Indikatoren für bestimmte längszonale Einheiten ist durch Fettdruck und Schattierung des betreffenden Tabellenfeldes gekennzeichnet. Im Normaldruck sind Nebenvorkommen angegeben. Aus dem untersuchten Gesamt-Artenbestand sind in der Tabelle nur Arten bis p ≤ 0,05 und/oder IndVal ≥ 50% zusammengestellt.

Species	IndVal _{max}	p	Hypokrenal	Epirhital	Metarhital	Hyporhital
Diu_bic	87,92	**	X	X	X	
Cap_vid	41,41	*	X	X	X	
Sil_lac	28,56	*	X	X	X	
Leu_nig	39,92	*	X	X	X	X
Bra_ris	39,69	(*)		X	X	X

Species	IndVal _{max}	p	Hypokrenal	Epirhithral	Metarhithral	Hyporhithral
Nem_fle	58,30	***	X	X	X	X
Rhi_sem	58,06	**	X	X	X	X
Leu_fus	55,64	***	X	X	X	X
Bae_rho	37,20	**	X	X	X	X
Ser_ign	59,39	***		X	X	X
Bae_lut	52,32	*		X	X	X
Ecd_tor	48,74	*		X	X	X
Chl_tri	48,25	*		X	X	X
Bae_sca	36,55	(*)		X	X	X
Cen_lut	35,80	(*)		X	X	X
Per_mar	34,52	(*)		X	X	X
Tor_maj	52,20	**			X	X
Per_bur	34,41	*			X	X
Ecd_dis	42,86	**				X
Cae_riv	28,57	(*)				X

Das Hypokrenal ist mit *Diura bicaudata*, *Capnia vidua*, *Siphonurus lacustris* und *Leuctra nigra* durch vier Indikatorarten gekennzeichnet, die gleichzeitig auch dem SMT 1 zuzuordnen sind. Das Hyporhithral ist mit einer erheblichen Zahl von Indikatorarten belegt, wobei die Ephemeroptera deutlich überwiegen. Bei zwei HR-Indikatorarten (*Perla marginata*, *P. burmeisteriana*) besteht eine Koinzidenz mit dem SMT4. Für die dazwischen liegenden Zonen fehlen brauchbare Indikatorarten weitgehend – nur *Brachyptera risi* im Metarhithral bildet hier eine Ausnahme.

5.4.4 Höhenzonierung

Der Gebirgscharakter der in die Untersuchung einbezogenen Gebietsteile wird über die Höhenkomponente der von HUNDT (1964) vorgeschlagenen Gliederung des Harzes in Grünlandwuchsgebiete abgebildet. Mit IndVal wurde geprüft, ob und wie gut die einzelnen Höhenzonen durch charakteristische Artengruppen gekennzeichnet sind. Die Ergebnisse sind in Tabelle 36 zusammengestellt.

Tabelle 36: Ergebnisse der Indikatorarten-Analyse „Höhenzonierung“ mit IndVal

Indikatorwerte „IndVal_{max}“ im Ergebnis eines Permutationstests mit 9 999 Wiederholungen statistisch abgesichert. Die Signifikanz in Spalte „p“: * $0,05 < p < 0,01$; ** $0,01 \leq p < 0,001$; *** $p \leq 0,001$; (*) $p \approx 0,05$ ggf. durch programminterne -formal korrekte-Abrundung von Nachkommastellen. Die Zuordnung der einzelnen Arten als Indikatoren für bestimmte Höhenstufen ist durch Fettdruck und Schattierung des betreffenden Tabellenfeldes gekennzeichnet. Im Normaldruck sind Nebenvorkommen angegeben. Aus dem untersuchten Gesamt-Artenbestand sind in der Tabelle nur Arten bis $p \leq 0,05$ und/oder IndVal $\geq 50\%$ zusammengestellt.

Species	IndVal _{max}	p	montan	submontan-kollin	kollin
Diu_bic	31,58	*	X		
Leu_rau	21,05	(*)	X		
Leu_ine	40,94	*	X	X	

Species	IndVal _{max}	p	montan	submontan-kollin	kollin
Cap_vid	30,92	(*)	X	X	
Leu_nig	44,80	*	X	X	X
Leu_hip	42,12	**	X	X	X
Bae_mut	46,46	**	X	X	X
Rhi_pic	43,94	*	X	X	X
Ecd_dis	29,17	*		X	X

Die montane Zone ist durch 5 Plecoptera-Arten charakterisiert, von denen drei (*Capnia vidua*, *Diura bicaudata*, *Leuctra nigra*) gleichzeitig als Indikatorarten für das Hypokrenal bzw. vier (*Capnia vidua*, *Leuctra rauscheri*, *L. nigra*, *L. inermis*) für den SMT 1 erkannt wurden. Der submontan-kolline Bereich hat Übergangscharakter. Hier ist mit *Leuctra hippopus* nur eine einzige zwar statistisch gut feststellbare, aber nicht exklusive Indikatorart ausgewiesen. Im kollinen Bereich und damit zum Gebirgsrand hin gewinnen mit *Baetis muticus*, *Ecdyonurus dispar* und *Rhithrogena picteti* analog zur Längszonierung wiederum Ephemeroptera an Bedeutung.

5.4.5 Diskussion

Die weite Aufspreizung der Artenzahl innerhalb relativ enger Bereiche der Substratdiversität und das Fehlen der häufig a priori unterstellten positiven Beziehung zwischen Substrat- und Artendiversität (α -Diversität) ist bemerkenswert (Abbildung 38). In gleiche Richtung geht die Feststellung von VÖLKLER (2008), dass die aufgrund unterschiedlicher Substratzusammensetzung und –diversität getrennten LAWA-Fließgewässertypen 5 und 5.1 sich offensichtlich nicht in den strukturellen und funktionalen Merkmalen ihrer Benthoszönosen unterscheiden. Da beide Ergebnisse auf Referenz-Datensätzen beruhen, dürfte es auch in der wasserwirtschaftlichen Bewertungspraxis nicht möglich sein, aus Veränderungen der Taxazahl der Ephemeroptera und Plecoptera direkt auf graduelle Beeinträchtigungen der Strukturdiversität im Gewässer zu schließen. Umgekehrt kann auch nicht davon ausgegangen werden, dass die künstliche Erhöhung der Strukturvielfalt in Fließgewässern regelmäßig zu einer Erhöhung der Taxazahl der beiden Ordnungen führt.

Die Substratmosaiktypen (SMT) verkörpern die aus den gegebenen geologischen und orographischen Verhältnissen resultierende Verteilung und Beweglichkeit bettbildender Substrate im Gerinne. Über die SMT wird die unmittelbare Lebensraumstruktur der Benthoszönose beschrieben. Diese Struktur beruht auf der wiederkehrenden Kombination charakteristischer Kornfraktionen, Bewuchselemente etc., die mit wechselnden Anteilen in mehreren SMT vorkommen können. Demzufolge sind unter den zahlreichen Indikatorarten auch nur wenige exklusiv an einzelne SMT gebundene Taxa zu finden. Zudem sind die SMT in starkem Maße von der Orographie und den geologischen Verhältnissen im Bereich des untersuchten Gewässerabschnittes abhängig. So scheint der SMT 1 mit 10 statistisch signifikanten Indikatorarten gut faunistisch abgrenzbar zu sein. Nun ist der SMT 1 aber ausschließlich im Verbreitungsgebiet der Granite anzutreffen, deren Verwitterungsprodukte sich in charakteristischer Weise im Gerinne anordnen. Somit sind aber auch alle diese Gewässer elektrolytarm und sauer. Deshalb ist zu vermuten, dass durch die Gruppe der Indikatorarten dieses SMT weniger die morphologische Struktur des Lebensraumes indizieren. Es ist wahrscheinlicher, dass hier die wegen des Fehlens säuresensitiver Arten eine Gilde säuretoleranter Taxa zur Dominanz gelangt, entsprechend häufig gefunden wird und somit also mehr die hydrochemischen Verhältnisse im Ausgangsgestein indiziert.

Für die Prognose von Referenz-Zönosen bringt die Nutzung der zu SMT aggregierten Substratmosaik deshalb gegenüber der Einstellung der Primärvariablen (einzelne Kornfraktionen, Geologie) in den Abiota-Datensatz X keine erkennbaren Vorteile. Die Substratmosaiktypen sind daher vor allem zur Veranschaulichung und Wiedererkennung charakteristischer Habitatstrukturen im Gewässer nützlich. Sie können als Bestandteil von gewässermorphologischen Leitbildern zur Diagnose anthropogener Strukturschäden beitragen. Ebenso können sie als Orientierung für den Einsatz von naturnahen Materialsortimenten und Bauweisen bei der Planung sowie zur Entwicklungs- und Erfolgskontrolle nach der Ausführung von wasserbaulichen Maßnahmen zur Gewässersanierung bzw. -renaturierung dienen.

Zur längszonalen Typabgrenzung nutzbare Diskontinuitäten des Artwechsels der Ephemeroptera und Plecoptera sind im Harz offensichtlich nur an den Übergängen Krenal/Rhithral sowie Meta-/Hyporhithral zu finden. Dazwischen wird die Gemeinschaft aus Arten mit relativ breitem Präferenzbereichen und nur graduell gegeneinander verschobenen Optima gebildet, d. h. der Artwechsel erfolgt hier recht kontinuierlich. Vergleichbare Verhältnisse stellte bereits ILLIES (1952) an der Mölle fest, wo ihm besonders das Fehlen eigenständiger Charakterarten des Mittellaufes auffiel. SCHMITZ (1957) bestätigte dies auch für die mittlere Salmonidenzone der Fulda. HELEŠIĆ (2001) hob auf Grundlage umfangreicher Plecoptera-Besammlungen in mehreren biogeographischen Regionen Tschechiens nur für *Nemurella piceti* (Krenal) und *Perla burmeisteriana* (Epipotamal) eine besondere Affinität zu einzelnen nach ILLIES & BOTOSANEANU (1963) definierten Längszonen hervor. Innerhalb der Typgruppe der silikatischen Mittelgebirgsbäche ist der längszonale Aspekt somit kaum als Folge diskreter Subtypen, sondern besser als kontinuierlicher Gradient fassbar. Vier identifizierten Längszonen stehen letztendlich nur einer längszonal differenzierenden Variablen gegenüber, die nach der Variablenselektion im Rahmen der CCA verblieb (Quellentfernung, siehe Tabelle 31). Auch hier ist die Einstellung dieser einzelnen Primärvariablen in die Modellentwicklung vorzuziehen. Die Nutzung der vier Längszonen als nominal skalierte Variablen bei der Prognose von Referenz-Zönosen wäre zudem wegen der damit verbundenen Erhöhung der Variablenzahl nachteilig.

SCHUHMACHER (1986) beschrieb als Folge stofflicher und thermischer Belastungen die Vorwegnahme struktureller und funktionaler Merkmale der Biozönose, die unter natürlichen Referenzbedingungen erst weiter flussab im Unterlauf des untersuchten Gewässers zu erwarten wären. Er nutzte hierfür das Bild der „künstlichen Bachalterung“. Im Falle anders gearteter Störungen, z. B. durch Begradigung, Gefälleerhöhung oder hypolimnische Kaltwasserabgabe aus Talsperren, werden strukturelle und funktionale Merkmale des Oberlaufes gefördert. MOOG (1995) führte daher das Kriterium der „längszonalen Verschiebung“ des Präferenzspektrums der Benthoszönose in die Gewässerbewertung ein. Nach Zahl und Verteilung der Indikatorarten auf die einzelnen Zonen ist für die Belastungsindikation nach MOOG (1995) vor allem der Anteil der hyporhithralen Komponente geeignet. Deren natürliche Abnahme entgegen der Fließrichtung ist im Harz gut verfolgbar. Allerdings sind dabei regional verschobene Präferenzprofile zu beachten. So treten z. B. bei den als längszonalen Indikatorarten ermittelten Ephemeroptera Verschiebungen im Vergleich zur Einstufung von HAYBACH (1998, Tab. 13) auf. Während die zonale Präferenz von *S. lacustris* bei HAYBACH (1998) mit ER-MR angegeben ist, kann er im Harz aber wegen seines Auftretens in den Oberläufen der Hochharzbäche als Indikatorart des HK eingestuft werden. Die von HAYBACH beschriebenen längszonalen Präferenzen von *Serratella ignita* (ER/MR), *Rhithrogena semicolorata* (MR), *Torleya major* (MR) und *Ecdyonurus torrentis* (ER) sind im Harz in Richtung HR verschoben, während die Präferenzen von *Baetis fuscatus* (HR), *B. lutheri* (HR), *Ecdyonurus dispar* (MR-HR) und *Caenis rivulorum* (MR-HR) im Wesentlichen bestätigt werden.

Erstaunlich wenige Arten sind im Ergebnis der Indikatorarten-Analyse zur Charakterisierung des bioklimatischen Höhengradienten (Höhenzonierung) geeignet. Eine derartige Tendenz

zeichnete sich bereits in den Ergebnissen von BRAUKMANN (1987) ab, der feststellte, dass es im Prinzip keine eigenständige Gruppe der Bergbacharten gibt. Die sehr deutliche Reaktion zonaler terrestrischer Vegetationseinheiten entlang dieses Höhengradienten (siehe Kap. 4.1.9) findet offenbar nur eine sehr abgeschwächte Entsprechung in den Fließgewässern. Dieses Phänomen lässt sich für den Harz analog zur azonalen gewässerbegleitenden Vegetation mit der geringen Ausdehnung des Gebirges im Verhältnis zu seiner Höhe erklären, die zu ausgeprägt demontanem Verhalten der Fließgewässer-Biozönosen führt.

Bei den Plecoptera des Untersuchungsgebietes kommen derzeit nur *Leuctra rauscheri* und *Diura bicaudata* exklusiv an den montanen Haupt-Untersuchungsstationen vor. Möglicherweise sind hier bei zunehmender faunistischer Durchforschung des Gebietes noch weitere Arten zu ergänzen, für die alte Einzelnachweise aus dem Ostharz oder neuere Funde aus dem Westharz vorliegen (z. B. *Taeniopteryx auberti*, *Leuctra autumnalis*, *Protonemura nimborum*, KLOTZEK 1972 bzw. LESSMANN 1993). Für die drei Ephemeroptera-Arten aus Tabelle 36 kann die von HAYBACH (1998) beschriebene Höhenpräferenz (*Baetis muticus*: kollin, *Ecdyonurus dispar* sowie *Rhithrogena picteti*: planar-kollin) annähernd bestätigt werden.

5.5 Prognose-Modelle für Referenzbiozönosen

5.5.1 Modellstruktur ANNA

Der bereits im Kap. 4.4.6 beschriebene Ablauf von Modellerstellung und –anwendung ist in Abbildung 39 auf der nächsten Seite zusammengefasst.

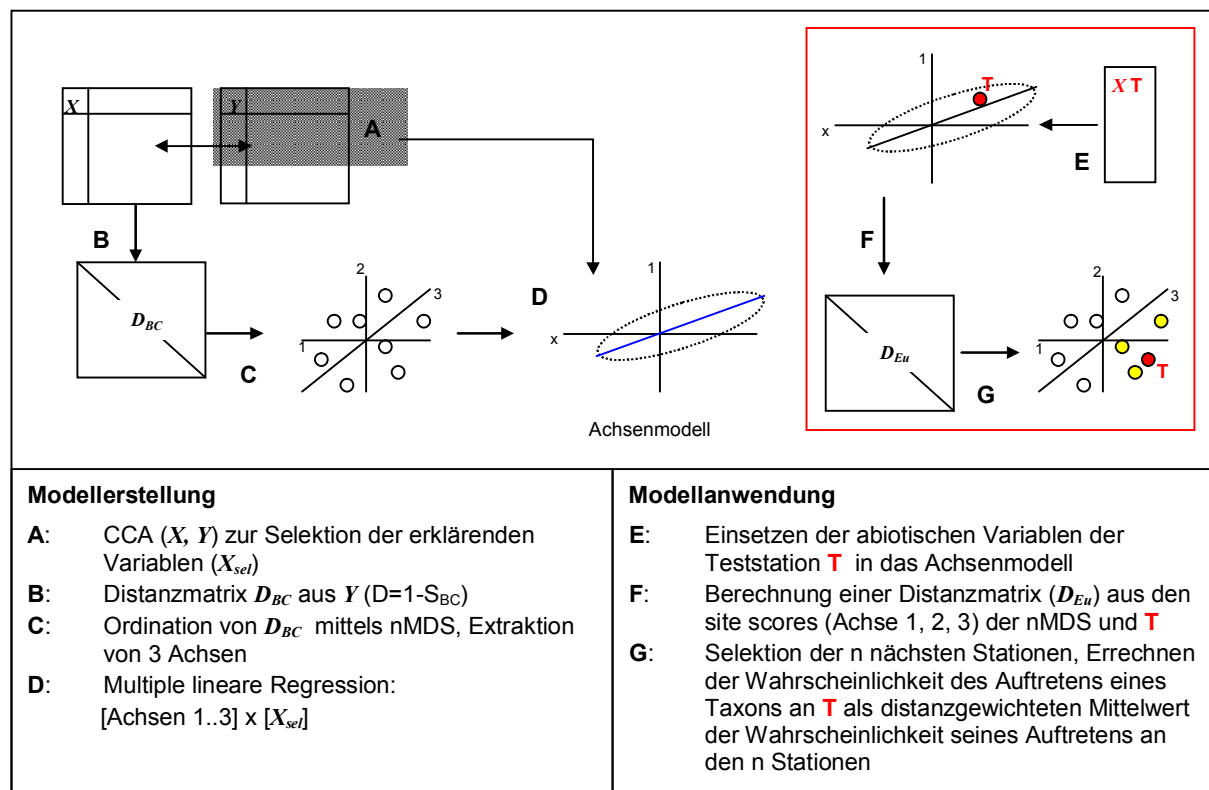


Abbildung 39: Fließbild der Modellerstellung und –anwendung von ANNA

Die Kürzel der statistischen Verfahrensbezeichnungen und Matrices sind in Kap. 4.4.3 ff. erläutert und können auch mit der beigefügten Ausklappende erschlossen werden.

Die ersten strukturell bestimmenden Schritte beim Aufbau von ANNA führen zu einem Achsenmodell, welches die Projektion von Teststationen anhand ihrer abiotischen Charakteristik in den Ordinationsraum der Referenzstationen ermöglicht (Schritte A und B in Abbildung 39).

Das Achsenmodell in ANNA beruht auf multipler linearer Regression der drei Achsen einer nMDS-Analyse von Y mit den 12 durch CCA und Forward selection ausgewählten Umweltvariablen (siehe Kap. 5.3.3). Das Ergebnis des nMDS -die Positionen der Stationen in dem von 3 Achsen gebildeten Ordinationsraum- ist Anhang C-2 zu entnehmen. Abbildung 40 zeigt diese Positionierung am Beispiel der Achsen 1 und 2. Blaue Linien weisen auf die Lage von Stationen hin.

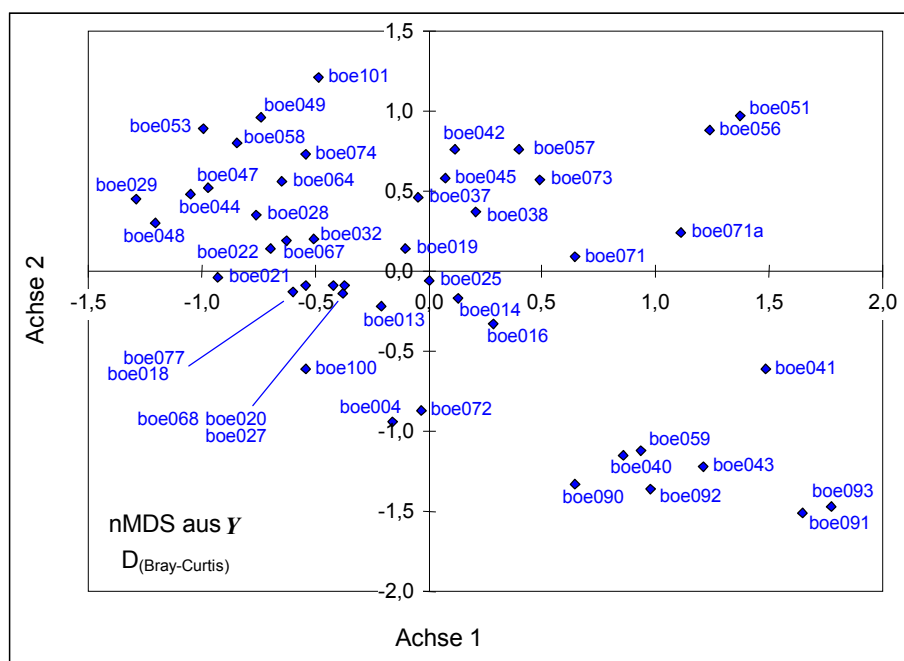


Abbildung 40: nMDS aus Y , Achsen 1 und 2

Das als „stress“ bezeichnete rangbasierte Maß der Übereinstimmung zwischen der Lagebeziehungen der Stationen in der ursprünglichen Distanzmatrix und in der nMDS-Lösung beträgt 0,1194. nMDS-Lösungen bis $\text{stress} \leq 0,2$ gelten als brauchbares Abbild des ursprünglichen Distanzmusters der Stationen. Wie in der DCA sind auch hier die Achsen als synthetische Gradienten zu deuten, die mit Kenntnis der abiotischen Stationsvariablen ökologisch interpretiert werden können. In dieser Darstellung ist z. B. die separate Lage der Stationen mit Graniteinfluss (Brockenmassiv boe090 bis boe093, Rambergmassiv boe040, boe041, boe043, boe059) im rechten unteren Quadranten zu erkennen. Achse 1 bildet im wesentlichen einen longitudinalen Gradienten ab. Die quellnahen Stationen liegen am rechten und die quellfernen Stationen am linken Rand der Punktwolke.

Als nächster Schritt des Modellaufbaues erfolgte die lineare Regression der nMDS-Achsen 1 bis 3 mit den im Ergebnis der CCA ausgewählten Umweltvariablen. Tabelle 37 auf der nächsten Seite stellt die Regressionsparameter der im Ergebnis der CCA ausgewählten Umweltvariablen mit den nMDS-Achsen 1 bis 3 zusammen.

Tabelle 37: Regressionsparameter der Eingabevariablen mit den nMDS-Achsen ($y=b_1x_1+b_2x_2+b_3x_3+a$)

Variablen	Ausprägung	Einheit	Achse 1	Achse 2	Achse 3
Konstante a			-0,067	-0,425	-0,195
			b₁	b₂	b₃
Quellentfernung		km	-0,029	0,020	0,021
Sohlsubstrate	Megalithal (Blöcke)	Deckungsanteil Gerinnesohle	1,941	-0,288	-1,161
	Psammal (Sand)	Deckungsanteil Gerinnesohle	2,655	-0,691	-0,587
	Argillal (Lehm+Ton)	Deckungsanteil Gerinnesohle	1,493	1,104	2,755
	Pelal (Schlamm)	Überdeckung der Sohle	1,193	1,216	0,135
Landschaftseinheit	Oberharz	0/1	-0,726	0,104	-0,031
	Hochharz	0/1	0,027	-0,505	0,822
Geologie EZG	Sedimentite überwiegend	0/1	-0,462	0,487	0,058
	Silikattyp A und/oder Moor überwiegend	0/1	0,574	-0,769	0,386
Geologie Bettbildung	Festgestein	0/1	-0,296	0,156	-0,105
Talform	Muldental	0/1	0,338	0,296	-0,161
Hydrologische Gebietsgliederung	Helme-EZG	0/1	-0,294	0,124	-0,536

Nach der Parametrisierung des Achsenmodells war die Anzahl n der nächsten um die Teststationen T gelegenen Stationen zu bestimmen, welche in die Berechnung der Art-Wahrscheinlichkeiten p_x einzubeziehen sind. Dies erfolgte anhand der Regressionsparameter a , b , R^2 der Beziehung zwischen E (der nach Modellprognose je Station zu erwartenden Artenzahl als Summe der p_x) und O^* (der je Station beobachteten Artenzahl, nicht O i.S. von RIVPACS) für $3 \leq n \leq 15$ in allen 46 mit LOO-CV erzeugten Einzelmodellen (Tabelle 38).

Tabelle 38: Parameter der Regression zwischen E und O^* ($O^*=bE+a$)

Stationen (n)	R^2	Rang	b (Anstieg)	Rang	a (Achsenabschnitt)	Rang
3	0,9699	10	0,8962	1	0,0124	1
4	0,9724	8	0,8907	2	0,0147	13
5	0,9771	4	0,8872	4	0,0134	7
6	0,9782	1	0,8903	3	0,0137	10
7	0,9766	5	0,8819	5	0,0134	7
8	0,9775	2	0,8807	6	0,0133	5

Stationen (n)	R ²	Rang	b (Anstieg)	Rang	a (Achsenabschnitt)	Rang
9	0,9775	2	0,8766	7	0,0132	4
10	0,9756	6	0,8710	8	0,0131	3
11	0,9744	7	0,8657	9	0,0142	12
12	0,9718	9	0,8619	10	0,0141	11
13	0,9694	11	0,8543	11	0,0136	9
14	0,9688	12	0,8535	12	0,0133	5
15	0,9676	13	0,8501	13	0,0130	2

In Abbildung 41 sind die Ränge der Regressionsparameter aus Tabelle 38 gegen n aufgetragen. Da die Steigung b und das Bestimmtheitsmaß R² bei n = 6 lokale Rang-Minima erreichen (grün gekennzeichnete Bereich), wurden für alle weiteren Arbeitsschritte mit ANNA 6 Stationen in die Berechnung von p einbezogen. Zwar ist für n = 6 der Achsenabschnitt a etwas ungünstiger als bei den benachbarten n, aber aufgrund der geringen Absolutgröße tolerierbar.

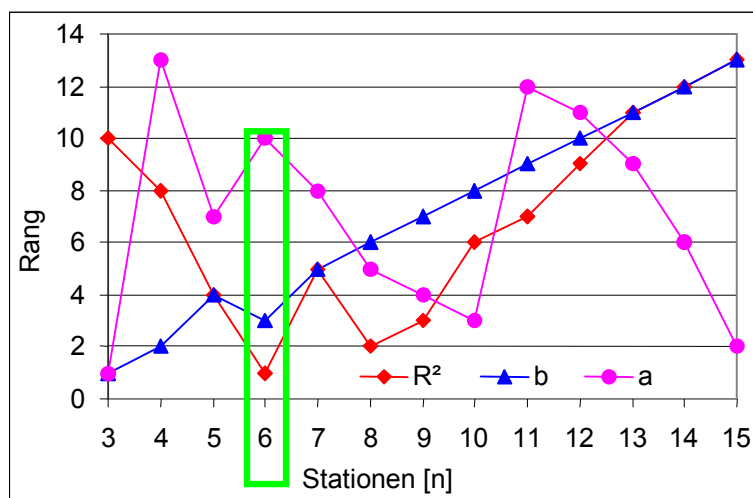


Abbildung 41: ANNA - Rangbewertung der Regressionsparameter in Abhängigkeit von der Stationszahl n

Der grüne Rahmen kennzeichnet die Rangbewertung der Regressionsparameter mit der für das finale Modell gewählten Stationszahl n=6.

5.5.2 Modellstruktur: db-MRT

Der bereits im Kap. 4.4.6 beschriebene Ablauf von Modellerstellung und –anwendung ist in Abbildung 39 zusammengefasst.

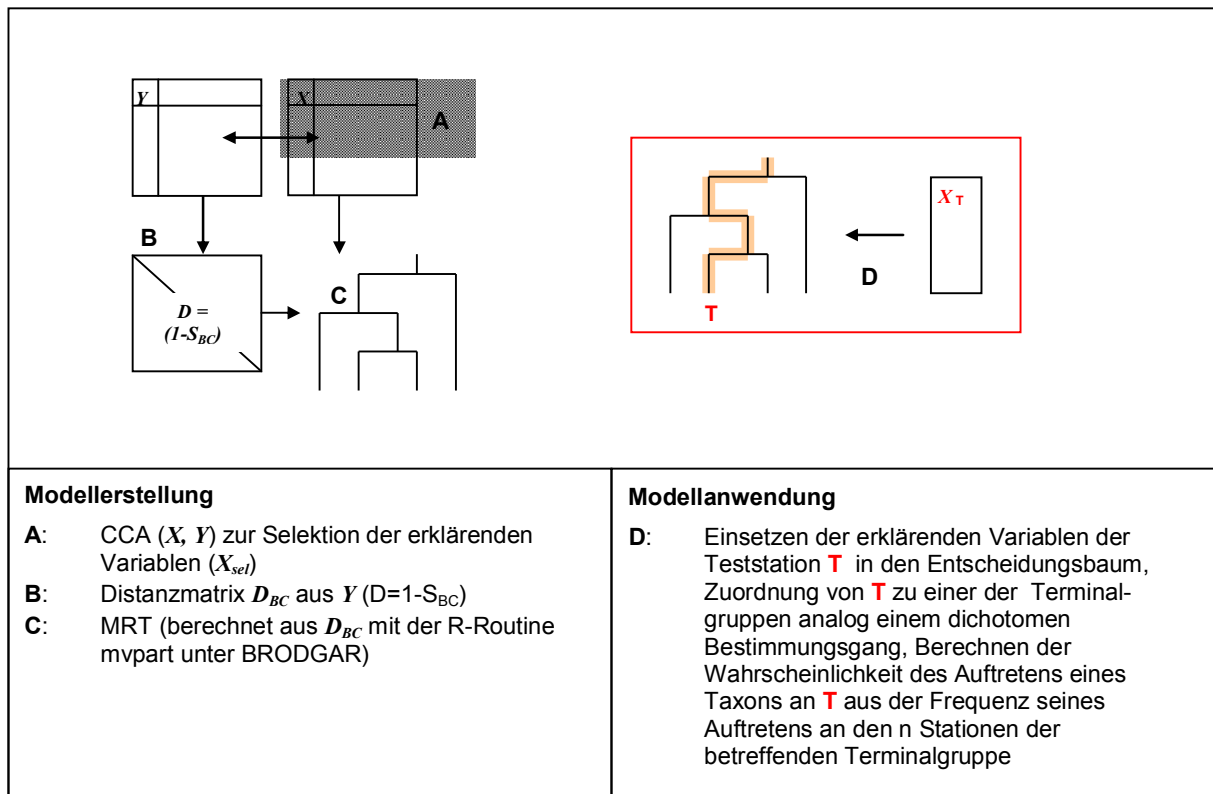


Abbildung 42: Fließbild der Modellerstellung und –anwendung des db-MRT

Die Kürzel der statistischen Verfahrensbezeichnungen und Matrices sind in Kap. 4.4.3 ff. erläutert und können auch mit der beigefügten Ausklapplegende erschlossen werden.

Die Modellstruktur des nach obigem Schema erstellten db-MRT entspricht einem dichotomen Entscheidungsbaum. Eine Teststation **T** wird entsprechend den Entscheidungsregeln anhand der Ausprägung mehrerer Umweltvariablen einer der Terminalgruppen des Baumes zugeordnet. Zur Prognose der Wahrscheinlichkeit p_x für das Auftreten einer Art x an dieser Teststation **T** wird die Frequenz dieser Art in der jeweils zugeordneten Terminalgruppe von Referenzstationen genutzt. In Anhang C-3 sind die für die Terminalgruppen des Entscheidungsbaumes geltenden Wahrscheinlichkeiten des Vorkommens der einzelnen Arten zusammengestellt.

Das allgemeine Ziel der Optimierung eines MRT besteht darin, innerhalb der Terminalgruppen des Modells möglichst ähnliche Elemente (=Stationen) zu konzentrieren. Die Quadratsumme der Distanzen (SSD, Sum of squared distances) innerhalb der einzelnen Gruppen wird demzufolge mit jeder Teilung einer Gruppe kleiner, die Homogenität innerhalb der einzelnen Gruppen wird maximiert. Als relativer Fehler eines MRT ist der Quotient aus der SSD der Terminalgruppen und der SSD des ungeteilten Datensatzes definiert. Dieser relative Fehler erreicht im hier gezeigten Modell den Wert von 0,716. Er liefert aber ein überoptimistisches Bild der Modellgüte, weil er programmintern auf Basis einer einfachen

Resampling-Routine geschätzt wird. Deshalb wurden auch hier 46 manuell mit LOO-CV erzeugte Einzelmodelle der Modellbeurteilung zugrunde gelegt.

Um Terminalgruppen mit $n < 3$ Referenzstationen für die Berechnung der p_x im Zuge der LOO-CV ausschließen zu können, musste das Minimalkriterium für die weitere Teilung einer Untergruppe auf $n > 10$ Stationen gesetzt werden. Damit ergab sich ein Gesamtmodell mit 5 Teilungsschritten, die zu 6 Terminalgruppen führen. Im Ergebnis bestehen alle Terminalgruppen aus ≥ 5 Referenzstationen (Abbildung 43 auf Seite 129).

Die Teilungskriterien umfassen

- die EZG-Geologie (Abtrennung der Stationen des Silikattyp A, später die Separation der noch verbliebenen Vulkanite und Sedimentite),
- den longitudinalen Aspekt (Quellentfernung $> 9,25$ km: Abtrennung der quellfernen Stationen),
- ein strukturelles Habitatmerkmal (Pelal $>/< 12,5\%$ Deckung) und
- die Lage in dem nach Süden aus dem Harz entwässernden Flussgebiet der Helme.

Nach ihren Konditionaleffekten im Ergebnis der CCA mit Forward selection (vgl. Tabelle 31) belegen sie hinter der hier keine Rolle spielenden landschaftlichen Zuordnung „Hochharz“ die Ränge 2, 3, 4, 6 und 10. Damit ist ihre mittlere Rangzahl ($\bar{x} = 5,0$) geringer als die des Gesamtsatzes von 12 Variablen, die mvpart zur Konstruktion des db-MRT angeboten wurden ($\bar{x} = 6,5$) und deutlich geringer als die der 7 nicht genutzten Variablen ($\bar{x} = 7,6$). Die Variablenauswahl ist damit plausibel, weil überdurchschnittlich zur Erklärung der Gesamtvariation in Y beitragend.

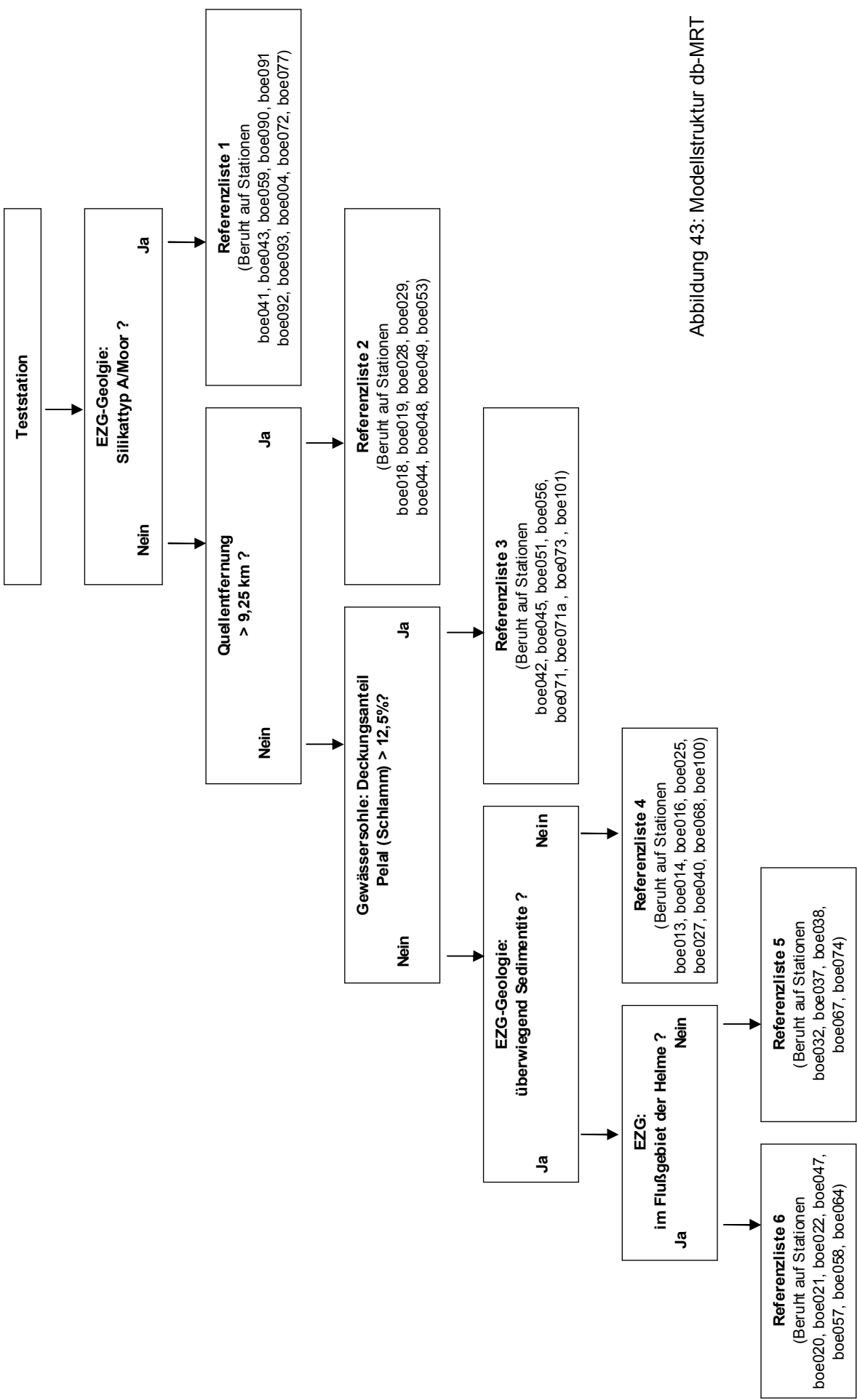


Abbildung 43: Modellstruktur db-MRT

5.5.3 Vergleichende Modellbewertung

Zunächst wurden ANNA und db-MRT in Bezug auf ihre Kalibrierung im Sinne von HARRELL et al. (1996) verglichen. Dazu wurde für alle Arten die von den Modellen im Rahmen der LOO-CV errechneten mittleren Wahrscheinlichkeiten des Auftretens der 83 Arten p_x den beobachteten Prävalenzen dieser Arten gegenübergestellt (Abbildung 44). Bei einem idealen Modell wären für jede Art beide Größen gleich, so dass sich eine Regressionsgleichung $y = x$ ergäbe.

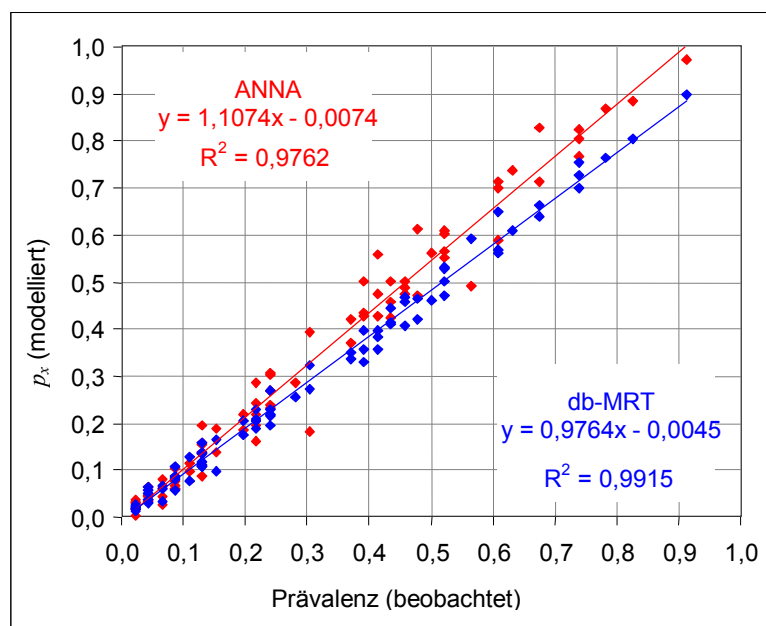


Abbildung 44: Kalibrierungsplot nach HARRELL et al. (1996) für ANNA und db-MRT

Bei ANNA ist der Anstieg der Regressionsgeraden $b > 1$, d. h. hier ist eine mit der Prävalenz der Arten leicht zunehmende Überschätzung der Auftretenswahrscheinlichkeit um ca. 10 % zu verzeichnen. Dieser Effekt („Overfitting“) könnte auf die Distanzgewichtung der Referenzstationen bei der Berechnung von p_x zurückzuführen sein. Die Streuung der Einzelwerte um die Regressionsgerade ist gering. Hingegen kommt es mit db-MRT zu einer geringfügigen Unterschätzung der Auftretenswahrscheinlichkeit ($b < 1$). Die Streuung der Einzelwerte um die Regressionsgerade ist noch deutlich geringer als bei ANNA. Die Modellkalibrierung ist damit für beide Modelle gut und für db-MRT etwas besser als für ANNA.

Der nächste Vergleich untersucht die Diskriminanz, d. h. die Möglichkeit einer korrekten Unterscheidung zwischen Testfällen mit An- und Abwesenheit der Art. Hierfür wurde als nichtparametrisches und von der Prävalenz wenig beeinflusstes Maß die Fläche (AUC = Area Under Curve) unter der Receiver Operating Characteristic (ROC) – Kurve gewählt (siehe Kapitel 4.4.6.3). Zur Erläuterung des AUC-Konzeptes werden zunächst in Abbildung 45 beispielhaft die ROC-Kurven für drei mit sehr unterschiedlichem Erfolg modellierbare Arten gezeigt.

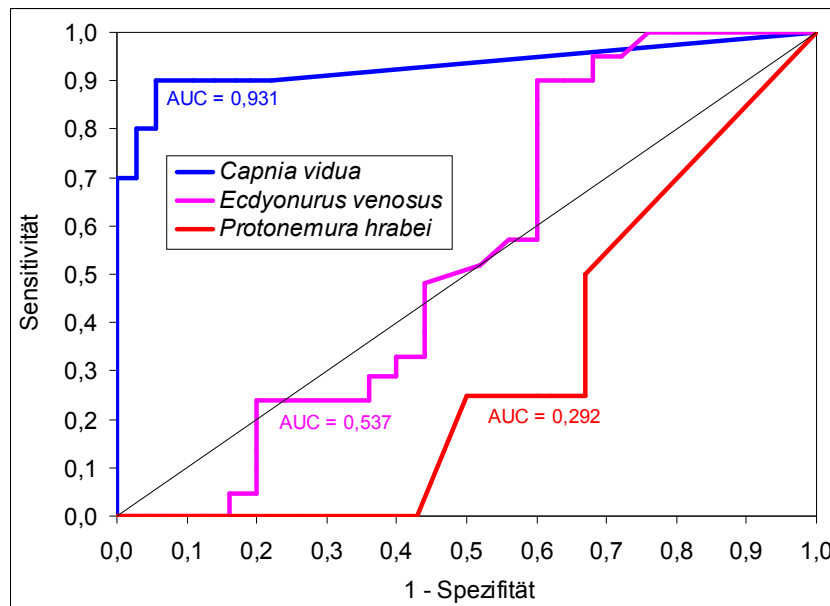


Abbildung 45: Beispiele für Receiver Operating Characteristic (ROC) – Kurven.

Die Fläche zwischen der Kurve einer Art und der Abszisse ist die Area under curve (AUC). Sie ist in der Farbe der jeweiligen Art angegeben.

Der theoretisch bestmögliche AUC-Wert beträgt 1. Er wird nur bei perfekter Trennung von Vorkommen und Nicht-Vorkommen erreicht, d. h. es existiert für die binäre Entscheidung 1/0 ein Schwellenwert für p_x , bei dem der Klassifikationsfehler gleich Null ist (1-Spezifität = 0, Sensitivität = 1). Die AUC unter einer derart perfekten ROC entspräche der gesamten Diagrammfläche in Abbildung 45. Bei AUC = 0,75 wird in 75% aller Fälle für einen Untersuchungspunkt mit tatsächlicher Anwesenheit der Art eine größere Vorkommenswahrscheinlichkeit geschätzt als für einen Untersuchungspunkt mit Nichtvorkommen. AUC = 0,5 ergibt sich bei einer von einem reinen Zufallsmodell (Nullmodell) konstant vorhergesagten Wahrscheinlichkeit (FIELDING & BELL 1997) und entspricht exakt der Fläche unter der Diagonalen in Abbildung 45.

Capnia vidua (AUC = 0,931) ist demzufolge mit dem Modell sehr gut vorhersagbar. *Ecdyonurus venosus* (AUC = 0,537) ist ganz geringfügig besser vorhersagbar als durch ein Nullmodell und für *Protonemura hrabei* (AUC = 0,292) ist die Modellprognose schlichtweg falsch.

In Abbildung 46 auf der folgenden Seite sind die AUC aller 83 Arten für ANNA und db-MRT mit den zugehörigen 95%-Vertrauensbereichen dargestellt. Für beide Modelle sind die 83 Arten nach AUC absteigend sortiert; die Abszisse gibt die Rangzahl der Arten an. Links im Diagramm sind Arten angeordnet, die sich gut vorhersagen lassen (AUC > 0,7). Im rechten Bereich des Diagrammes liegen Arten, die weniger gut oder –wie *Protonemura hrabei* in Abbildung 45– praktisch nicht vorhersagbar sind. Diese breite Spanne der erreichten AUC und damit der Vorhersagbarkeit der Arten ist unvermeidlich, wenn die Gemeinschaftszusammensetzung aus einem gemeinsamen Modell für alle beteiligten Arten vorhergesagt wird. Sie ist aber hinnehmbar, wenn der Zugewinn vieler guter Prognosen (AUC > 0,7; auf der linken Seite in Abbildung 46), die sich möglichst signifikant vom Nullmodell unterscheiden, mit nur wenigen Fehlprognosen (AUC < 0,5; auf der rechten Seite in Abbildung 46) „bestraft“ wird

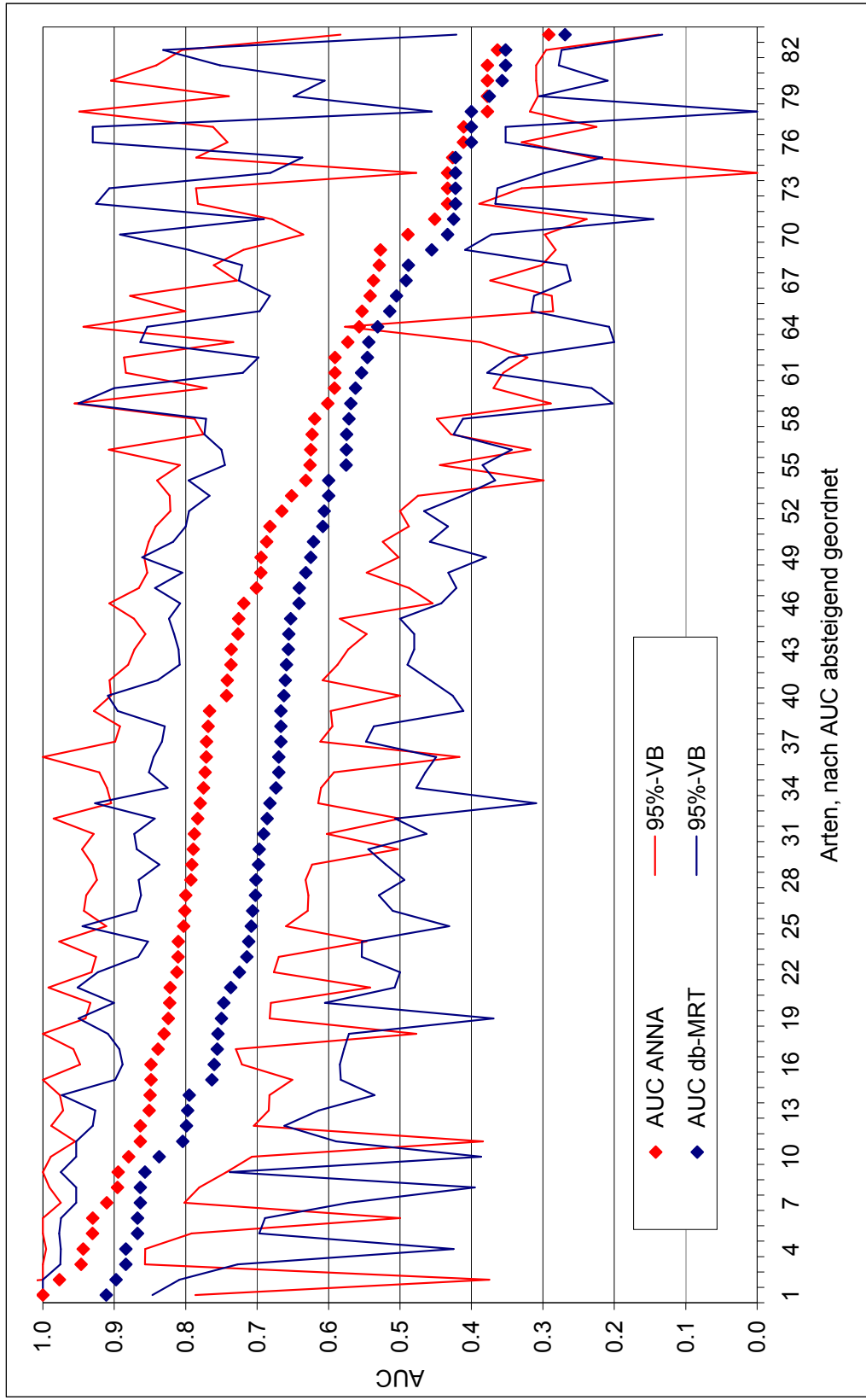


Abbildung 46:
ANNA und db-MRT
- Vergleich AUC

Die grafische Gegenüberstellung in Abbildung 46 zeigt, dass mit ANNA für die überwiegende Mehrheit der Arten (71) deutlich höhere AUC als mit db-MRT erreicht werden. ANNA scheint daher insgesamt eine bessere Prognose der Zönose zu ermöglichen als db-MRT. Zur Bestätigung dieser summarischen Einschätzung wird nun betrachtet, wie gut oder schlecht sich einzelne Arten vorhersagen lassen, deren Namen aus Gründen der besseren Lesbarkeit nicht in Abbildung 46 eingefügt werden konnten. Dazu sind in Tabelle 39 die einzelnen Arten anhand ihrer AUC in die von HOSMER & LEMESHOW (2000) vorgeschlagenen Bewertungsklassen eingeordnet. Die farbliche Hinterlegung macht die qualitative Abstufung der Bewertung deutlich.

Tabelle 39: ANNA und db-MRT: artbezogene Bewertung der AUC im Vergleich

Die Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* $0,05 < p < 0,01$; ** $0,01 \leq p < 0,001$; *** $p \leq 0,001$) bezieht sich auf die Ablehnung der einseitigen Nullhypothese: $H_0: AUC \leq 0,5$

Beurteilung nach HOSMER & LEMESHOW (2000)	ANNA	db-MRT
AUC < 0,7	35 Arten	55 Arten
„Acceptable“ $0,7 \leq AUC < 0,8$	21 Arten <i>Leuctra prima</i> **, <i>Ephemera danica</i> **, <i>Nemoura avicularis</i> *, <i>Dinocras</i> <i>cephalotes</i> **, <i>Diura bicaudata</i> , <i>Brachyptera seticornis</i> **, <i>Perlodes</i> <i>microcephalus</i> **, <i>Habrophlebia fusca</i> *, <i>Perla marginata</i> **, <i>Baetis fuscatus</i> , <i>Protonemura intricata</i> **, <i>Rhithrogena</i> <i>semicolorata</i> **, <i>Baetis scambus</i> **, <i>Protonemura meyeri</i> , <i>Protonemura</i> <i>auberti</i> ***, <i>Baetis vernus</i> **, <i>Habrophlebia</i> <i>lauta</i> *, <i>Nemoura flexuosa</i> **, <i>Seratella</i> <i>ignita</i> **, <i>Isoperla grammatica</i> , <i>Rhithrogena</i> <i>picteti</i>	17 Arten <i>Leuctra digitata</i> ***, <i>Dinocras cephalotes</i> **, <i>Baetis lutheri</i> *, <i>Nemurella picteti</i> **, <i>Rhithrogena picteti</i> **, <i>Ecdyonurus</i> <i>torrentis</i> **, <i>Leuctra nigra</i> **, <i>Perla</i> <i>burmeisteriana</i> , <i>Protonemura auberti</i> , <i>Baetis rhodani</i> *, <i>Baetis scambus</i> , <i>Protonemura intricata</i> *, <i>Protonemura</i> <i>meyeri</i> *, <i>Chloroperla tripunctata</i> , <i>Ephemera</i> <i>danica</i> *, <i>Leuctra aurita</i> *, <i>Rhithrogena</i> <i>semicolorata</i>
„Good“ $0,8 \leq AUC < 0,9$	20 Arten <i>Leuctra pseudocingulata</i> ***, <i>Habroleptoides confusa</i> ***, <i>Baetis</i> <i>muticus</i> ***, <i>Caenis rivulorum</i> , <i>Capnia</i> <i>bifrons</i> ***, <i>Amphinemura sulcicollis</i> ***, <i>Chloroperla tripunctata</i> **, <i>Baetis</i> <i>rhodani</i> **, <i>Nemurella picteti</i> ***, <i>Leuctra</i> <i>braueri</i> ***, <i>Leuctra hippopus</i> , <i>Ecdyonurus</i> <i>torrentis</i> **, <i>Epeorus assimilis</i> ***, <i>Baetis</i> <i>lutheri</i> *, <i>Brachyptera risi</i> ***, <i>Nemoura</i> <i>sciurus</i> ***, <i>Isoperla difformis</i> *, <i>Baetis</i> <i>alpinus</i> **, <i>Torleya major</i> **, <i>Ephemerella</i> <i>mucronata</i> **	10 Arten <i>Leuctra pseudocingulata</i> ***, <i>Baetis</i> <i>fuscatus</i> ***, <i>Ecdyonurus dispar</i> , <i>Baetis</i> <i>muticus</i> ***, <i>Habroleptoides confusa</i> ***, <i>Caenis beskidensis</i> **, <i>Caenis rivulorum</i> , <i>Leuctra rauscheri</i> **, <i>Siphonurus lacustris</i> , <i>Paraleptophlebia submarginata</i> *
„Outstanding“ $0,9 \leq AUC$	7 Arten <i>Leuctra rauscheri</i> ***, <i>Siphonurus</i> <i>lacustris</i> , <i>Perla burmeisteriana</i> ***, <i>Leuctra</i> <i>nigra</i> ***, <i>Capnia vidua</i> ***, <i>Ecdyonurus</i> <i>dispar</i> , <i>Leuctra aurita</i> ***	1 Art <i>Capnia vidua</i> ***

Insgesamt ist mit ANNA für 57,8 % aller berücksichtigten Arten (Ephemeroptera: 21 von 38 = 55,3 %, Plecoptera 27 von 45 = 60,0 %) eine brauchbare Prognose des Vorkommens oder des Fehlens an einer Station im potenziellen Referenzzustand möglich ($AUC > 0,7$). Weiterhin sind für *Ecdyonurus submontanus*, *Leuctra albida* und *L. fusca* die AUC signifikant ($p < 0,05$) größer als 0,5, allerdings ohne die der Bewertung in Tabelle 39 zugrundeliegende Schwelle von $AUC = 0,7$ zu erreichen. Für diese Arten ist wenigstens eine bessere Prognose als durch ein Null- bzw. Zufallsmodell möglich.

Besonders schlecht vorhersagbar ($AUC > 0,5$) sind mit ANNA 14 Arten: *Ameletus inopinatus*, *Amphinemura triangularis*, *Caenis horaria*, *C. macrura*, *C. robusta*, *Centroptilum luteolum*, *Cloeon dipterum*, *Electrogena lateralis*, *Leuctra major*, *Procloeon bifidum*, *Protonemura hrabei*, *Rhithrogena hercynia*, *R. puytoraci* und *Siphonurus aestivalis*.

Mit dem db-MRT ist hingegen nur für 33,7 % aller berücksichtigten Arten (Ephemeroptera: 15 von 38 = 39,5 %, Plecoptera 13 von 45 = 28,9 %) eine brauchbare Prognose möglich. Für fünf weitere Arten (*Nemoura flexuosa*, *Baetis alpinus*, *Leuctra inermis*, *L. hippopus* und *Protonemura hrabei*) ist auch hier AUC signifikant größer als 0,5 ($p < 0,05$), ohne die die Schwelle $AUC = 0,7$ zu erreichen. Lediglich *Caenis beskidensis*, *Paraleptophlebia submarginata* und *Leuctra digitata* erscheinen unter den mit db-MRT prognostizierbaren Arten, ohne bei ANNA vertreten zu sein.

Als mit db-MRT besonders schlecht vorhersagbar ($AUC > 0,5$) erweisen sich 17 Arten: *Ameletus inopinatus*, *Amphinemura triangularis*, *Caenis horaria*, *C. macrura*, *C. robusta*, *Centroptilum luteolum*, *Cloeon dipterum*, *Leoptophlebia marginata*, *Leuctra leptogaster*, *L. major*, *Nemoura dubitans*, *N. marginata*, *Procloeon bifidum*, *Rhithrogena hercynia*, *R. puytoraci*, *Siphonurus aestivalis* und *Siphonoperla torrentis*.

Trotz geringfügig besserer Kalibrierung des db-MRT-Modells ist deshalb ANNA aufgrund einer wesentlich besseren Diskriminanz eindeutig besser zur Vorhersage der Referenz-Zönose geeignet. Alle weiteren Betrachtungen konzentrieren sich deshalb auf das letztgenannte Modell.

5.5.4 ANNA: Auswahl optimaler Schwellenwerte und O/E-Relation

Im letzten Schritt der Modellentwicklung waren optimale Schwellenwerte zur Überführung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten p_x in binäre Vorhersagen des Artvorkommens (Art an- oder abwesend) zu finden. Dazu wurden für die mit LOO-CV errechneten Ergebnisse jeweils 11 bei allen Arten konstante und 6 artspezifisch angepasste Schwellenwerte geprüft (siehe Kap. 4.4.6.4, Tabelle 13). Alle 17 Ansätze werden anhand der sich ergebenden O/E-Relationen beurteilt (E: Zahl der an einer Station als anwesend vorhergesagten Arten. O = Zahl der davon an dieser Station tatsächlich gefundenen Arten).

Prinzipiell ergibt sich mit zunehmendem Schwellenwert p_{cut} durchweg ein kleineres Verhältnis O/E. Abbildung 47 zeigt dies am Beispiel der relativ artenreichen Station boe044 (Selke bei Meisdorf) und der relativ artenarmen Station boe092 (Schwarzes Schluffwasser bei Schierke) unter Verwendung fester Schwellenwerte für alle Arten.

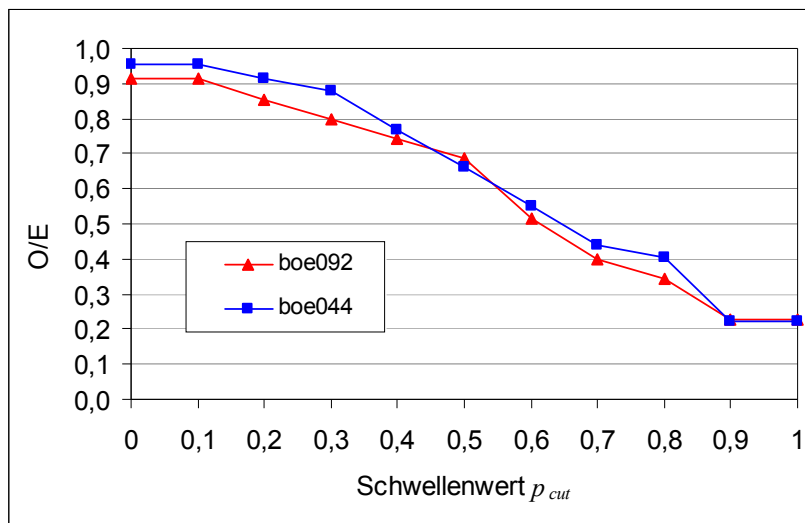


Abbildung 47: O/E in Abhängigkeit von festen Schwellenwerten am Beispiel der Stationen boe044 und boe092

Abbildung 48 zeigt die mit festen Schwellenwerte erreichten Regressionsparameter (E^2 , b , a) für die O/E-Beziehung aller Stationen und die jeweiligen Standardabweichungen SD (O/E).

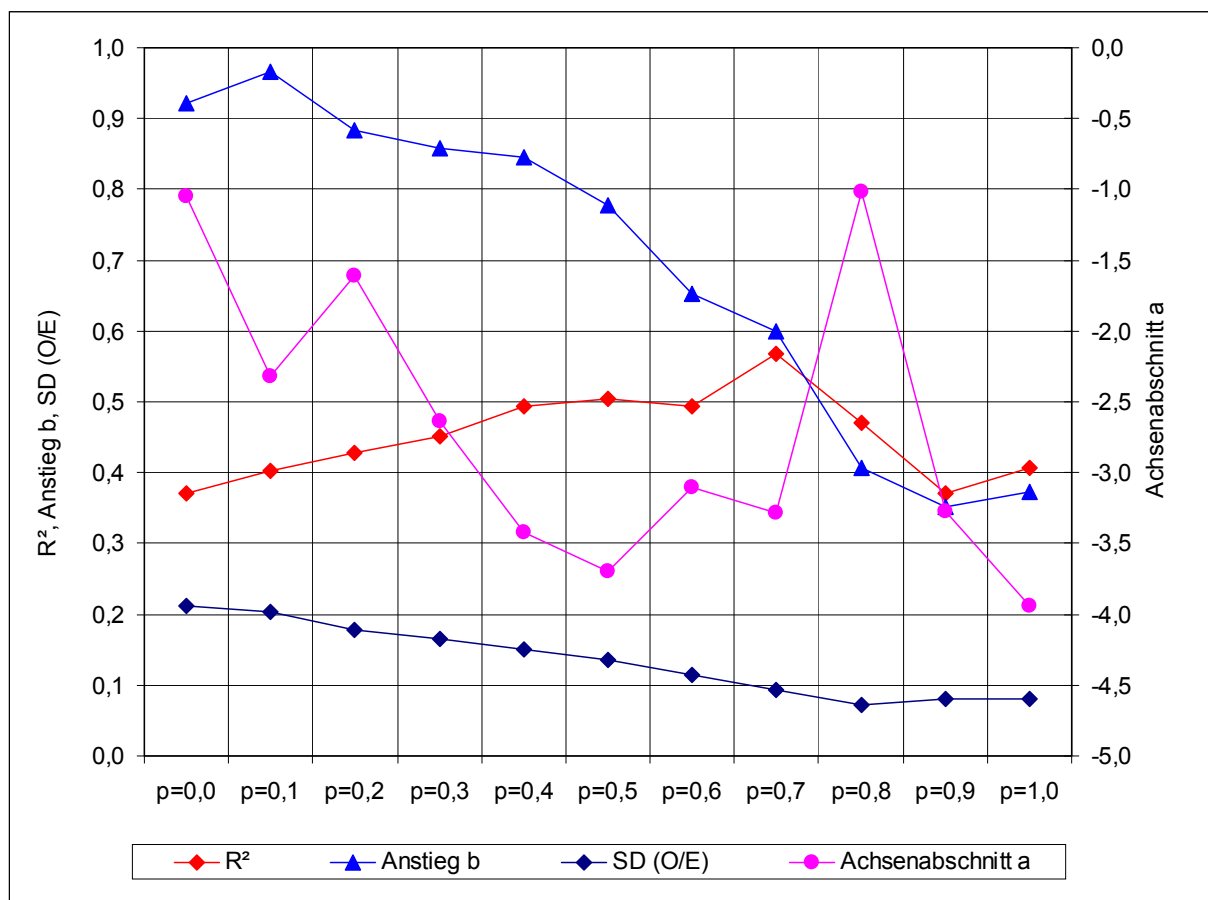


Abbildung 48: Vergleich der auf festen Schwellenwerten beruhenden O/E-Beziehungen

Abszisse: Fester Schwellenwert p_{cut} für alle Arten

Nach HAWKINS (2004a, b) erreichen Modelle vom RIVPACS-Typ mit $SD(O/E) \approx 0,1$ die aufgrund der Stichproben-Variation überhaupt nur mögliche Präzision, während solche mit $SD(O/E) > 0,2$ wenig Nutzen bringen. Im vorliegenden Fall unterschreitet $SD(O/E)$ ab $p_{cut} = 0,2$ den Wert von 0,2 und nimmt mit zunehmendem festem Schwellenwert bis $p_{cut} = 0,8$ tendenziell ab.

Die einzelnen Regressionsparameter verhalten sich über den Bereich der Schwellenwerte uneinheitlich. Das Bestimmtheitsmaß R^2 erreicht ein Maximum bei $p_{cut} = 0,7$ und liegt stets innerhalb des von LINKE et al. (2005) geforderten Bereiches $> 0,2$. Der Anstieg der Regressionsgeraden b liegt nur bei $p_{cut} \leq 0,3$, also bei relativ niedrigen Schwellenwerten, im geforderten Intervall $0,85 \leq b \leq 1,15$. Der Achsenabschnitt a ist stets negativ; nur bei $p_{cut} = 0,0$ und $p_{cut} = 0,8$ ergeben sich Maxima, die den Bereich $-1,5 \leq a \leq 1,5$ erreichen. Die zugrundeliegende Punktwolke der O/E-Wertepaare kann jedoch ohne Informationsverlust in Bezug auf die Lage der Punkte zueinander und zur oberen bzw. unteren Schranke eines Vertrauensintervalls um beliebige Beträge entlang der Ordinate verschoben werden. Kritisch wird eine solche Verschiebung erst dort, wo sich bei geringem E (nur wenige vom Modell vorhergesagte Arten) die gemeinhin als Grenze der Beeinträchtigung gewählte untere Schranke des 80%- oder 90%-Vertrauensbereiches stark der Abszisse anhähert oder diese schneidet. Dann wäre hier keine Unterscheidung mehr möglich zwischen beeinträchtigten und nicht beeinträchtigten Teststationen. Solange jedoch noch ein gewisser Abstand zwischen unterer Schranke des gewählten VB und der Abszisse besteht, sind Bestimmtheitsmaß R^2 und Anstieg b gegenüber dem Absolutglied a bei der Auswahl eines festen Schwellenwertes höher zu gewichten.

In Abbildung 49 werden nur die weiteren untersuchten Schwellenwertstrategien A1 bis A6 betrachtet. Die einzelnen Parameter der O/E-Beziehungen sind in gleicher Weise dargestellt wie in Abbildung 48. Da hier aber in der Abszisse keine kardinal skalierten Schwellenwerte sondern nominal unterschiedene Strategien zur artspezifischen Schwellenwertauswahl aufgetragen wurden, können die abhängigen Größen nicht in Bezug auf Veränderungen entlang eines Kontinuums der unabhängigen Größe „Schwellenwert“ diskutiert werden. Sie sind in ihrer Eignung für eine O/E-basierte Gewässerbewertung nur in Bezug auf die Einhaltung der von LINKE et al. (2005) und HAWKINS (2004a, b) geforderten Qualität der O/E-Beziehung beurteilbar.

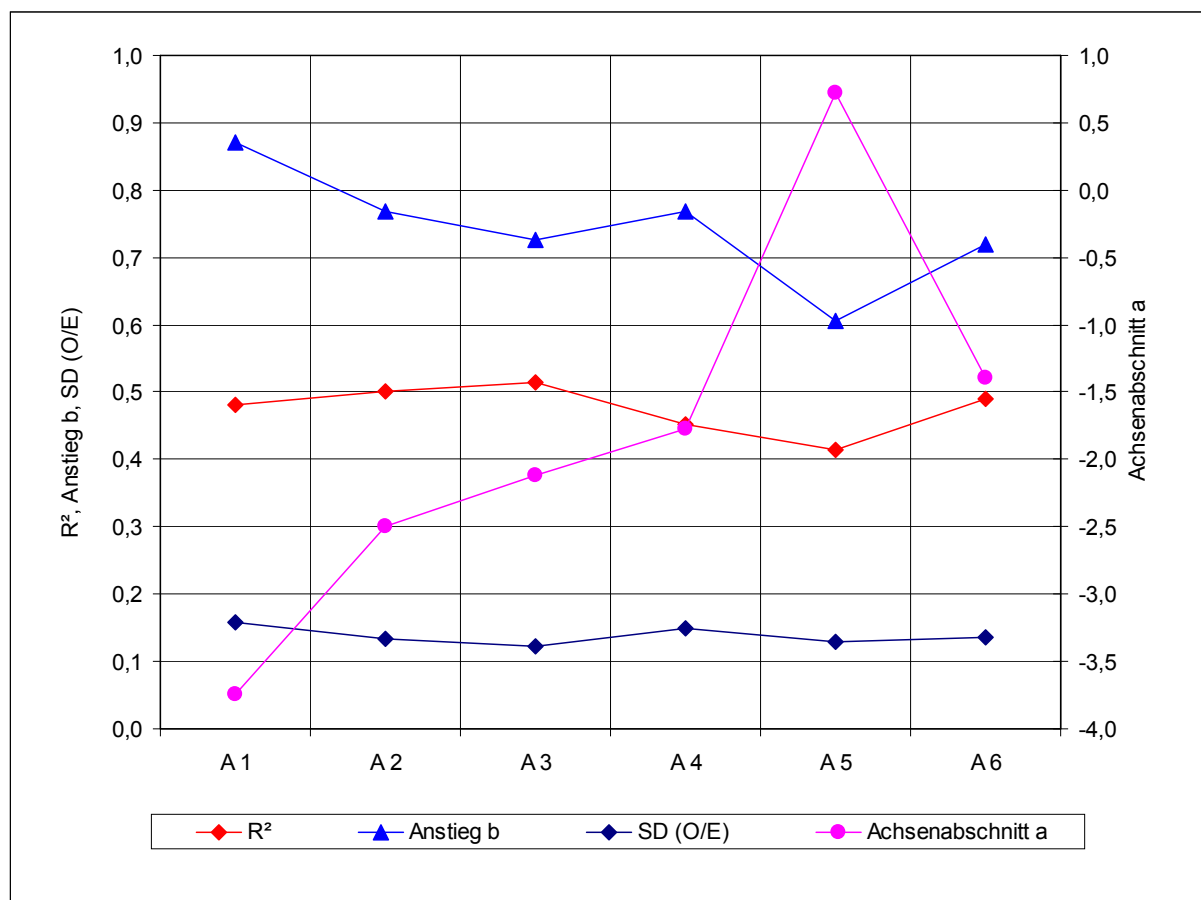


Abbildung 49: Vergleich der auf artspezifischen Schwellenwertstrategien beruhenden O/E-Beziehungen

Abszisse: Strategien zur Festlegung artspezifischer Schwellenwerte p_{cut}

- A1 p_{cut} = Prävalenz der jeweiligen Art
- A2 p_{cut} = Mittlere berechnete Vorkommenswahrscheinlichkeit der jeweiligen Art
- A3 p_{cut} = Schwellenwert mit minimaler Differenz zwischen Sensitivität und Spezifität für die jeweilige Art
- A4 p_{cut} = Schwellenwert mit maximalem Cohen's κ für die jeweilige Art
- A5 p_{cut} = Schwellenwert mit maximalem CCI für die jeweilige Art
- A6 Rangbasierter Ansatz

$SD(O/E)$ liegt bei allen sechs Strategien deutlich unter 0,2. Das Bestimmtheitsmaß R^2 beträgt stets über 0,4 und liegt damit ebenfalls im geforderten Bereich. Der Anstieg b erreicht nur mit der Prävalenz-basierten Schwellenwertstrategie A1 den Intervall $0,85 \leq b \leq 1,15$. Bis auf A5 (Maximierung von CCI) sind auch hier die Werte für den Achsenabschnitt a negativ, wobei A 5 und A6 (rangbasierte Strategie) den Bereich $-1,5 \leq a \leq 1,5$ erreichen.

Insgesamt erreicht keiner der 17 untersuchten Ansätze die o.g. Kriterien für alle Parameter (R^2 , b , a , $SD(O/E)$). Daher wurden für jeden Parameter in Tabelle 40 Rangzahlen vergeben, deren Summe als Bewertungskriterium zur Eignung eines Schwellenwert-Ansatzes für die O/E-basierte Gewässerbewertung dient.

Tabelle 40: Parameter der O/E-Beziehungen in Abhängigkeit von den Schwellenwert-Strategien

A1	p_{cut} = Prävalenz der jeweiligen Art
A2	p_{cut} = Mittlere berechnete Vorkommenswahrscheinlichkeit der jeweiligen Art
A3	p_{cut} = Schwellenwert mit minimaler Differenz zwischen Sensitivität und Spezifität für die jeweilige Art
A4	p_{cut} = Schwellenwert mit maximalem Cohen's κ für die jeweilige Art
A5	p_{cut} = Schwellenwert mit maximalem CCI für die jeweilige Art
A6	Rangbasierter Ansatz

Ansatz	R ²	Rang	b	Rang	a	Rang	SD O/E	Rang	Rang-summe
$p_{cut} = 0,0$	0,370	17	0,921	2	-1,045	3	0,213	17	39
$p_{cut} = 0,1$	0,402	15	0,965	1	-2,317	8	0,203	16	40
$p_{cut} = 0,2$	0,428	12	0,884	3	-1,607	5	0,178	15	35
$p_{cut} = 0,3$	0,452	10	0,857	5	-2,639	10	0,166	14	39
$p_{cut} = 0,4$	0,494	6	0,844	6	-3,424	14	0,151	12	38
$p_{cut} = 0,5$	0,505	3	0,778	7	-3,699	15	0,136	10	35
$p_{cut} = 0,6$	0,494	5	0,652	12	-3,107	11	0,115	5	33
$p_{cut} = 0,7$	0,568	1	0,600	14	-3,283	13	0,093	4	32
$p_{cut} = 0,8$	0,471	9	0,406	15	-1,018	2	0,073	1	27
$p_{cut} = 0,9$	0,371	16	0,351	17	-3,273	12	0,080	2	47
$p_{cut} = 1,0$	0,406	14	0,374	16	-3,939	17	0,081	3	50
A1	0,482	8	0,870	4	-3,748	16	0,157	13	41
A2	0,500	4	0,769	8	-2,499	9	0,133	8	29
A3	0,515	2	0,727	10	-2,116	7	0,123	6	25
A4	0,452	11	0,769	9	-1,776	6	0,150	11	37
A5	0,415	13	0,606	13	0,717	1	0,129	7	34
A6	0,489	7	0,719	11	-1,399	4	0,135	9	31

Die sich aus den drei nach Rangsumme besten Ansätzen ergebenden Punktwolken für O und E sind in Abbildung 50 bis Abbildung 52 dargestellt. Die Abbildungen enthalten jeweils auch die Schranken der 80%-Vertrauensbereiche. In der späteren Anwendung zur O/E-gestützten Gewässerbewertung würden Teststationen, die unterhalb der unteren 80%-Schranke, d. h. im 10-Perzentil liegen, als beeinträchtigt identifiziert. Diese auch bei LINKE et al. (2005) oder HAWKINS (2006) für Testzwecke genutzte Schranke ist vorläufig. CLARKE et al. (1996) wählten z. B. im Zusammenhang mit der Weiterentwicklung von RIVPACS auf einer wesentlich breiteren Datenbasis die untere 90%-Schranke, d. h. das 5-Perzentil, als Ausgangspunkt für eine gestaffelte Beeinträchtigungsintensität.

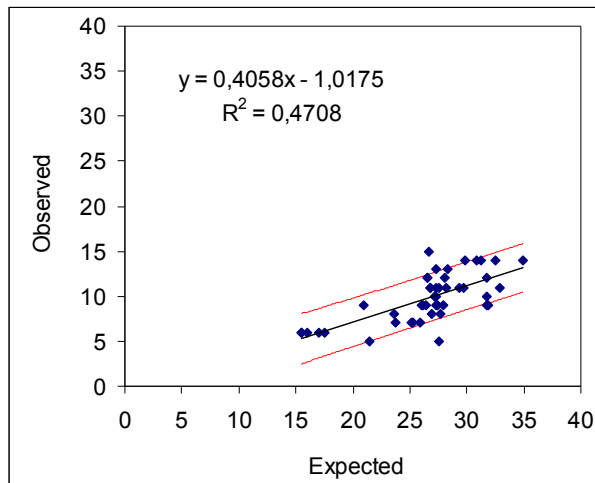


Abbildung 50: O/E-Beziehung mit festen Schwellenwert $p_{cut} = 0,8$

rote Linien: 80%-Vertrauensbereich

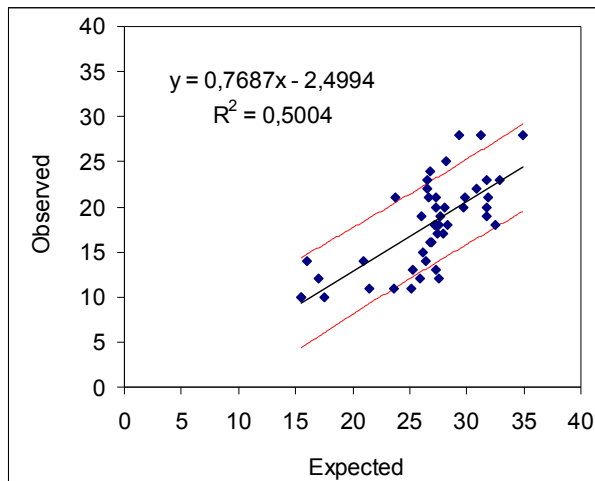


Abbildung 51: O/E-Beziehung mit artspezifischem Schwellenwertansatz A2

rote Linien: 80%-Vertrauensbereich

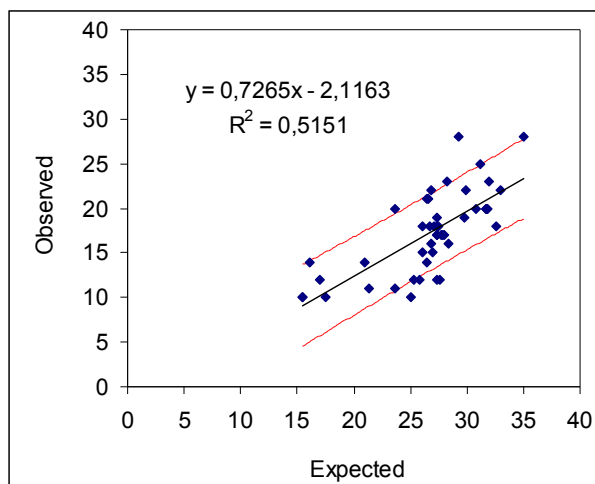


Abbildung 52: O/E-Beziehung mit artspezifischem Schwellenwertansatz A3

rote Linien: 80%-Vertrauensbereich

Während mit $p_{cut} = 0,8$ O/E im Mittel 0,367 beträgt, ergeben sich mit A2 O/E = 0,672 und mit A3 O/E = 0,646. Weil A3 zudem die geringste Rangsumme in Tabelle 40 erreicht, sowohl beim Bestimmtheitsmaß R^2 als auch bei SD(OE) besser als A2 abschneidet und damit eine höhere Präzision der Modellvorhersage gegeben ist, wird A3 für das finale Modell gewählt.

Die Qualität der dargestellten O/E-Relation lässt sich auch durch Vergleich der erreichten SD (O/E) mit dem entsprechenden Wert eines Nullmodells beurteilen. Dieses Null-Modell⁴⁵ für die erwartete Artenzahl E_N ist nach VAN SICKLE et al. (2005) ein fester Einzelwert für alle Stationen:

$$E_N = \sum_i (P_{i,N}) \quad [11]$$

$P_{i,N}$ ist hier der Anteil der Stationen des Referenzdatensatzes mit Vorkommen der Art i . Werden, wie im vorliegenden Fall, alle Referenzstationen in das Null-Modell einbezogen, so entspricht E_N einfach der mittleren Artenzahl je Station ($E_N = 24,59$).

Verwendet man E_N statt E zur Berechnung von O/E und setzt dabei den Schwellenwert p_{cut} auf Null, so ergibt sich mit O/E_N ein Verhältnis, welches die gesamte Variabilität der zugrundeliegenden Matrix Y_{bin} beinhaltet – vom Einfluss natürlicher Gradienten über populationsbiologisch bedingte Autokorrelation bis zu zufallsbedingten Sammelfehlern. Somit ist die Standardabweichung SD(O/E_N) ein Maß für die theoretische Obergrenze von SD (O/E) eines Prognosemodells. Wird dieser Wert wie hier aus dem gesamten Satz der Referenzstationen berechnet, so ist er äquivalent zum Variationskoeffizienten der Artenzahl.

Damit wird unterstellt, dass das Nullmodell keinerlei Erklärung für die Variation in Y_{bin} bietet, also völlig versagt. Die Differenz zwischen SD (O/E) und SD(O/E_N) ist somit ein Maß für die Qualität des Prognosemodells.

Für ANNA mit artspezifischem Schwellenwertansatz A3 ist SD (O/E) = 0,123 und damit deutlich geringer als SD(O/E_N) = 0,318. Daraus ist zu schließen, dass das Modell tatsächlich einen substantiellen Anteil der Variation der Referenzstationen erklärt.

5.5.5 ANNA: Externe Validierung

Die praktische Brauchbarkeit eines Modellkonzeptes kann nur durch Tests mit unabhängigen Datensätzen demonstriert werden. Insgesamt stehen dazu 4 eigene und 1 Fremddatensatz aus dem engeren Bearbeitungsgebiet sowie 25 Fremddatensätze aus dem niedersächsischen Harzanteil zur Verfügung (Tabelle 41). Diese Datensätze waren nicht in die Modellerstellung einbezogen. Ihre Erhebungsmethodik entspricht den Mindestbedingungen aus Abschnitt 4.2.1.1 oder war intensiver, z. B. durch Kombination von Benthosbeprobungen mit Emergenzfallen (LEßMANN 1993, SCHINDEHÜTTE 2000). Bei allen Datensätzen ist daher eine weitgehend vollständige Erfassung der Ephemeroptera und Plecoptera zu erwarten. Es handelt sich sowohl um Referenzstationen als auch um solche mit vermuteter bzw. bekannter anthropogener Belastung. Artenlisten und abiotische Stationsdaten sind den Anhängen B-3 und B-4 zu entnehmen.

⁴⁵ Für ein Nullmodell angegebene Größen sind mit dem tiefgestellten Index N gekennzeichnet.

Tabelle 41: Datensätze für den Praxistest von ANNA

Gewässer bzw. Gewässersystem	Anzahl Stationen	Quelle	Lage zum Bezugsraum des Modells	Gewässerzustand nach Urteil der Autoren (in Klammern: vermutet?)
Varleybach, Alte Riefensbeek	5	LEßMANN (1993)	außerhalb	Keine Beeinträchtigung
Gr. Söse, Gr. Bode, Lange Bramke, Gr. Mollenbach	4	LEßMANN (1993)	außerhalb	Stark versauert
Warme Bode, Gr. Söse, Lange Bramke	3	LEßMANN (1993)	außerhalb	Mäßig versauert
Gr. Söse, Gr. Schacht, Lange Bramke	3	LEßMANN (1993)	außerhalb	Schwach versauert
Gr. Bremke, Rotries, Gr. Steinau, Sülpebach, Uferbach	10	SCHINDEHÜTTE (2000)	außerhalb	Referenz
Selke	1	BÖHME	innerhalb	Kommunaler Abwassereinfluss
Selke	1	BREITFELD in ERCOSPLAN (2000-2004)	innerhalb	(Kommunaler Abwassereinfluss?)
Bode	1	BÖHME	innerhalb	Talsperreneinfluss: TS Wendefurt
Kalte Bode	1	BÖHME	innerhalb	(Talsperreneinfluss: TS Mandelholz?)
Elbingstalbach	1	BÖHME	innerhalb	Landwirtschaft, Gewässerausbau

Da bei den Fremddaten die Erfassung, Benennung und Dokumentation der einzelnen Substratfraktionen von der hier genutzten Methodik abweicht, musste teilweise eine „Übersetzung“ in Werte vorgenommen werden, die für ANNA als Eingabe erforderlich sind (Tabelle 42).

Tabelle 42: Anpassung der Substratfraktionierung bei der Eingabe von Fremddaten in ANNA

Parameter in X und Eingabe in ANNA	Parameter im Fremddatensatz	Anpassung für Eingabe zum Test von ANNA
Bloecke %	SCHINDEHÜTTE (2000): Makrolithal	Angaben „<5%“ werden mit $5\%/2=2,5\%$ belegt. ⁴⁶
Sand %	SCHINDEHÜTTE (2000): Psammal	Angaben „<5%“ werden mit $5\%/2=2,5\%$ belegt.
Lehm+Ton %	SCHINDEHÜTTE (2000), LESSMANN (1993): Fraktion	Fehlende Einzelwerte werden mit dem arithmetischen Mittelwert des Parameters für die

⁴⁶ Dies entspricht der üblichen Vorgehensweise bei der statistischen Aufbereitung chemisch-physikalischen Messreihen, wenn Einzelwerte unter der Bestimmungsgrenze des Messverfahrens liegen.

Parameter in <i>X</i> und Eingabe in ANNA	Parameter im Fremddatensatz	Anpassung für Eingabe zum Test von ANNA
	nicht erfasst	Stationen der betreffenden LE im Referenzdatensatz belegt (LEGENDRE & LEGENDRE 1998)
Schlamm %	LESSMANN (1993): Mikropelal	Angaben „<5%“ werden mit $5\%/2=2,5\%$ belegt.

Für die 25 Stationen aus Tabelle 41 wurden durch Einsetzen der Umweltparameter in ANNA Prognosen des zu erwartenden Artenspektrums erzeugt und mit dem beobachteten Bestand verglichen. Abbildung 53 zeigt zunächst die 10 von SCHINDEHÜTTE (2000) untersuchten Referenzstationen im südwestlichen Teil des Oberharzes. Wie in den weiteren Abbildungen sind obere und untere Schranke des 80%-Vorhersageintervalls für O aus E eingezeichnet.

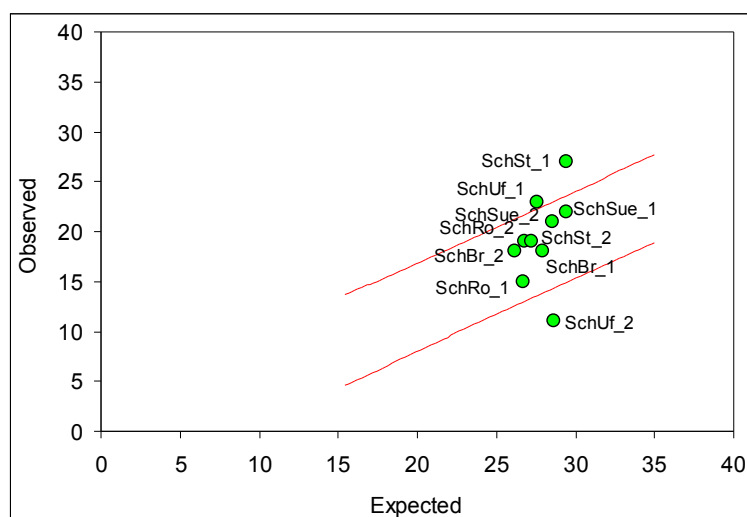


Abbildung 53: Praxistest ANNA – Referenzstationen im Oberharz

rote Linien: 80%-Vertrauensbereich der Referenzstationen von ANNA mit p_{cut} nach A3

In dem von SCHINDEHÜTTE (2000) erfassten Artenspektrum tauchen vier Arten auf, die im zur Modellentwicklung genutzten Datensatz nicht vertreten sind (*Ecdyonurus subalpinus*, *Electrogena ujhelyii*, *Baetis melanonyx* und *Isoperla goertzi*) und die das Modell daher nicht vorhersagen kann. Somit ist eine systematische Unterschätzung von E zu erwarten. Dennoch liegt jeweils nur zwei Stationen ober- (SchSt_1, SchUf_1) und eine Station (SchUf_2) unterhalb der als Beeinträchtigungsgrenze gewählten unteren 80%-Vorhersageschranke. 70% der Stationen liegen somit im modellierten Referenzbereich, und 90% würden korrekt als nicht beeinträchtigt klassifiziert.

Der Modellansatz kann daher räumlich auch über den Harzanteil hinaus verwendet werden, aus dem der Entwicklungsdatensatz stammt.

Für fünf weitere Teststationen aus dem Ostharz (Abbildung 54) wurden qualitativ unterschiedliche Beeinträchtigungen erwartet. Die Gegenüberstellung von Modellprognose und Feldbefund ergibt nur für zwei dieser Teststationen eine Lage unterhalb der Referenzschranke.

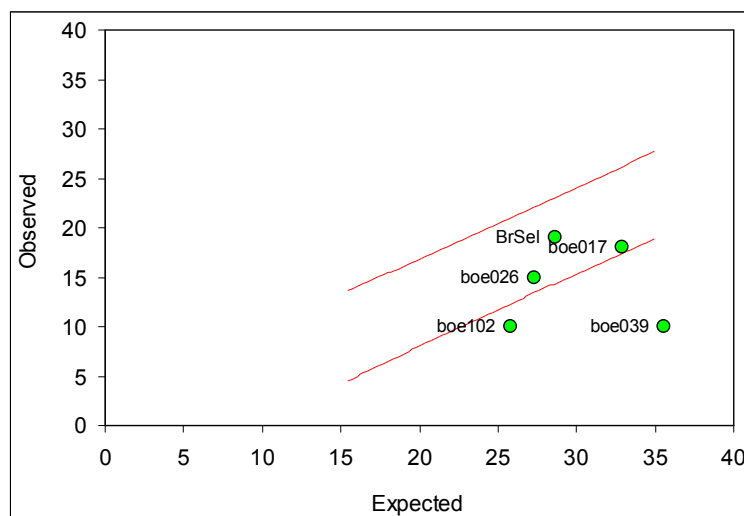


Abbildung 54: Praxistest ANNA – Teststationen im Ostharz

rote Linien: 80%-Vertrauensbereich der Referenzstationen von ANNA mit p_{cut} nach A3

Der an Station boe102 untersuchte Elbingstalbach wurde zur Optimierung landwirtschaftlicher Nutzflächen abschnittsweise begradigt und hat in seinem Einzugsgebiet auf der Ostharz-Hochfläche einen mit 49,6 % sehr hohen Acker-Anteil (zum Vergleich: engeres Bearbeitungsgebiet gesamt 21,3 %; Referenzstationen im Mittel 4,1 %, vgl. Abbildung 4 und Abbildung 5). Sowohl für die Ephemeroptera als auch für die Plecoptera liegen die beobachteten Artenzahlen noch knapp im Referenzbereich des Modells, in Summe beider Ordnungen jedoch knapp außerhalb.

Die Selke am östlichen Ortsrand von Güntersberge (boe039) war im Erhebungszeitraum (vor Anschluss von Güntersberge an die Gruppenkläranlage Straßberg) noch durch kommunale Abwassereinleitungen beeinträchtigt. Auch hier ist die Linienführung des Gewässers durch frühere Begradigung überprägt, wobei das Habitatmosaik der unbefestigten Gewässersohle bereits wieder die natürlich zu erwartenden Substrate aufweist. Die festgestellten Artenzahlen der Ephemeroptera und noch stärker der Plecoptera liegen deutlich außerhalb des Referenzbereiches.

Nach Passage einer ca. 6 km langen Selbstreinigungsstrecke mit lateralen Zuflüssen erreicht die Selke die Ortslage Straßberg, aus der wieder kommunale Abwässer in die Selke gelangen. Station BrSel liegt ca. 1,5 km unterhalb des bebauten Bereiches an einem naturnah strukturierten Gewässerabschnitt. Die neuerliche stoffliche Belastung reicht hier infolge der zunehmenden Gewässergröße nicht aus, den qualitativen Befund unter die Referenzgrenze zu drücken. Das Ergebnis der O/E-Betrachtung mit ANNA deckt sich mit dem subjektiven Urteil des Bearbeiters (keine erkennbare Beeinträchtigung der Benthoszönose, BRETTFELD in ERCOSPLAN 2000-2004).

Für die Station boe026 ist aufgrund ihrer Lage (ca. 1 km flussab der Talsperre Wendefurt) eine Beeinträchtigung des Besiedlungsbildes zu erwarten, die auf tatsächlich gegebene Wirkpfade wie veränderte Tages- und Jahresgänge der Wassertemperatur, reduzierte Abflusssdynamik, Geschieberückhalt der Talsperre und Ablagerung von FPOM auf der Gewässersohle zurückzuführen ist (vgl. Seite 102). Im Feldbefund ist das individuenreiche Auftreten von Feindetrüssammlerinnen wie *Amphinemura sulcicollis* und *Serratella ignita* sowie der störungstoleranten *Baetis rhodani* charakteristisch für diese Station. Qualitativ fällt hier zudem auf, dass die längszonal zu erwartenden Indikatorarten *Perla burmeisteriana*, *Chloroperla tripunctata* sowie *Rhithrogena semicolorata* fehlen. Dennoch reicht die relativ

hohe Zahl der anwesenden Ephemeroptera-Arten aus, die im unteren Bereich an der Referenzgrenze liegende Zahl der Plecoptera-Arten für die gemeinsame Bewertung beider Ordnungen zu kompensieren.

Eine prinzipiell ähnliche Störungssituation ist auch für die Station boe017 (ca. 1 km flussab der Talsperre Mandelholz) zu vermuten. Zudem ist hier fast durchgängig ein künstlicher Uferverbau gegeben, der das naturnahe Habitatmosaik der Gerinnesohle einfasst. Dennoch wird die Station als nicht beeinträchtigt klassifiziert. Wahrscheinlich ist dies auf zwei Bäche zurückzuführen, die in die Fließstrecke zwischen der Talsperre und der Teststation einmünden. Diese Bäche führen der Bode wieder Geschiebe zu, können aufstaubedingte physikalisch-chemische Veränderungen des Wasserkörpers zumindest tendenziell abmildern und stellen ein Besiedlungspotenzial zur Verfügung, das durch organismische Drift die Anwesenheit auch anspruchsvollerer Arten wie *Baetis alpinus*, *Isoperla oxylepis* oder *Perla marginata* an der Teststation sicherstellen kann („Strahlwirkung“, DRL 2008).

Als dritter Teildatensatz wurden die von LESSMANN (1993) im niedersächsischen Teil des Ober- und Hochharzes erhobenen Befunde genutzt (Abbildung 55).

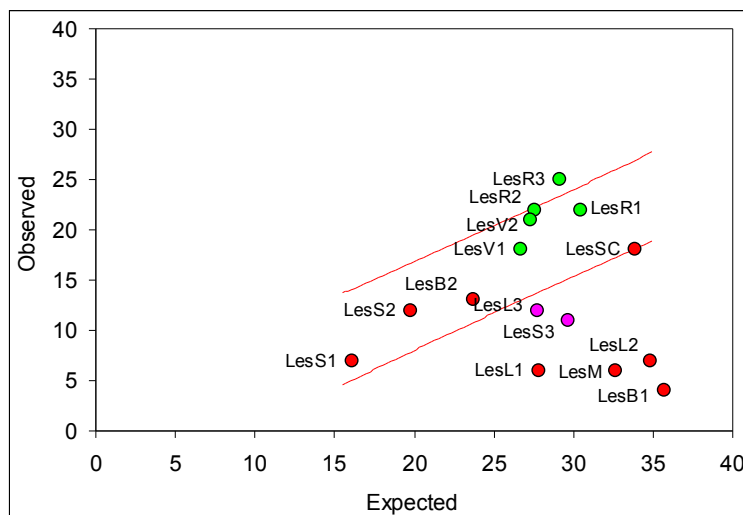


Abbildung 55: Praxistest ANNA – Teststationen im Ober- und Hochharz

Farbe der Symbole: grün = unbeeinträchtigt, sonstige = beeinträchtigt nach der Beurteilung von Lessmann (1993). rot = wesentliche EZG-Anteile des Silikattyps A incl. Moor; violett = sonstige EZG-Geologie.

rote Linien: 80%-Vertrauensbereich der Referenzstationen von ANNA mit p_{cut} nach A3

Der für diese Stationen vermutete Störfaktor ist die anthropogene Gewässerversauerung durch atmosphärische Immissionen und deren Kombinationseffekt mit z. T. standortfremden Fichtenbeständen (LESSMANN 1993, LANGHEINRICH et al. 2002).

Auch in diesem Datensatz sind Arten enthalten, die das Modell aus dem zur Modellentwicklung genutzten Datensatz nicht „kennen“ kann (*Baetis melanonyx*, *Leuctra autumnalis* und *Protonemura nimborum*).

Die von LESSMANN als unbeeinträchtigt beurteilten Stationen (grün) werden alle durch die modellgestützte O/E-Betrachtung bestätigt. Unter den damals als beeinträchtigt eingestuften Stationen wird farblich differenziert zwischen Stationen mit wesentlichen Einzugsgebietsanteilen des Silikattyps A incl. Moor (rot) und sonstigen (violett). Die Beeinträchtigung der letzteren Stationen (LesL3, LesS3, nach LESSMANN „schwach versauert“) wird ebenfalls durch die modellgestützte O/E-Betrachtung bestätigt.

Für die verbleibenden Stationen kann die 1993 vorgenommene Interpretation des Befundes in drei Säurestufen (stark, mäßig bzw. schwach versauert) als eindeutige anthropogene

Beeinträchtigung nicht nachvollzogen werden. Wie bereits in Kapitel 5.1.3.1/5.1.3.2 dargelegt, werden in der vorliegenden Arbeit die relativ artenarmen Besiedlungsbilder der Gewässer mit überwiegenden Einzugsgebietsanteilen des Silikattyps A incl. Moor in Form einer Arbeitshypothese als eigenständige Biozönose aufgefasst. Diese ist gekennzeichnet

- durch eine charakteristische Artenkombination (Indikatorarten *Capnia vidua*, *Siphonurus lacustris*, *Diura bicaudata*, *Leuctra rauscheri* für Clustergruppe B und deren Untergruppe B4, siehe 5.1.3.2),
- durch das Fehlen sonstiger Arten der Perlidae und
- durch die weitgehende Abwesenheit der Ephemeroptera.

Daher werden hier nur die biologischen Befunde der Stationen LesL1, LesL2, LesB1 und LesM als Beeinträchtigung gedeutet, die auf eine das natürlich zu erwartende Maß überschreitende anthropogene Versauerung zurückgeht. Drei dieser Stationen stufte LEBMANN (1993) auf Grundlage von Mittelwert und Spannweite der pH-Werte als „stark versauert“ ein (LesL1, LesB2 und LesM), die verbleibende LesL2 als „mäßig versauert“. Die biologischen Befunde von LesS1, LesS2 und LesB2 liegen im Ergebnis der modellgestützten O/E-Betrachtung im Bereich natürlich saurerer Gewässer der Hochlagen des Harzes. LesSC liegt fast exakt auf der Linie des 10-Percentils und bildet damit zwar formal einen Grenzfall, gehört aber nach dem Besiedlungsbild ebenfalls zu dieser Gruppe natürlich saurer Gewässer. Für die artenärmste Station LesS1 dokumentierte LEBMANN (1993) selbst relativ hohe, als Huminstoffgehalte interpretierte DOC-Konzentrationen, wobei auch die Minimima nie unter 2 mg/l lagen – ein sicheres Zeichen für den Mooreinfluss.

5.5.6 ANNA: Qualitative Vorhersage der Artenzusammensetzung

Bei der Betrachtung von O/E wird nur die numerische Vollständigkeit des erwarteten Artenspektrums zur Erlangung eines universellen Maßes für die mögliche Beeinträchtigung der Biozönose geprüft. Für weitergehende Auswertungen der biologischen Befunde ist aber die qualitative Zusammensetzung sowohl der tatsächlich anwesenden als auch der fehlenden Fraktion des erwarteten Artenspektrums von Bedeutung.

Die Übereinstimmung sowohl positiver als auch negativer Modellprognosen mit der Beobachtung geht in COHEN's κ ein. Zur Bewertung von COHEN's κ existieren unterschiedliche Vorschläge, ohne dass sich bislang in der Literatur eine einheitliche Verfahrensweise finden ließe (REINEKING & SCHRÖDER 2003). In Tabelle 43 sind die Ansätze von MONSERUD & LEEMANS (1992) und LANDIS & KOCH (1977) angewandt, die farbliche Hinterlegung macht die qualitative Abstufung beider Ansätze deutlich.

Tabelle 43: Beurteilung der Vorhersagequalität von ANNA für die einzelnen Arten anhand von COHEN's κ

Modellergebnisse bei Anwendung des Schwellenwertes p_{crit} nach Strategie A3. Mit COHEN's κ wird die Qualität des Modells für die einzelnen Arten nach Umsetzung der berechneten Vorkommenswahrscheinlichkeit p_x in eine binäre Aussage (Art anwesend/abwesend) beurteilt. Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* $0,05 < p < 0,01$; ** $0,01 \leq p < 0,001$; *** $p \leq 0,001$)

Cohen's κ	MONSERUD & LEEMANS (1992)		LANDIS & KOCH (1977)	
	Model performance	Arten	Model performance	Arten
$\leq 0,05$	"No"	18 Arten	"Slight to fair"	58 Arten
0,05 – 0,20	"Very poor"	15 Arten		

Cohen's κ	MONSERUD & LEEMANS (1992)		LANDIS & KOCH (1977)	
	Model performance	Arten	Model performance	Arten
0,20 – 0,40	"Poor"	25 Arten		
0,40 – 0,55	"Fair"	12 Arten <i>Nemurella picteti</i> ***, <i>Perlodes microcephalus</i> ***, <i>Protonemura auberti</i> ***, <i>Leuctra prima</i> ***, <i>Isoperla difformis</i> ***, <i>Protonemura meyeri</i> ***, <i>Brachyptera risi</i> **, <i>Leuctra fusca</i> **, <i>Brachyptera seticornis</i> ***, <i>Ecdyonurus torrentis</i> ***, <i>Epeorus assimilis</i> **, <i>Protonemura intricata</i> **	"Moderate"	16 Arten <i>Leuctra aurita</i> ***, <i>Baetis muticus</i> ***, <i>Leuctra hippopus</i> ***, <i>Amphinemura sulcicollis</i> ***, <i>Nemurella picteti</i> ***, <i>Perlodes microcephalus</i> ***, <i>Protonemura auberti</i> ***, <i>Leuctra prima</i> ***, <i>Isoperla difformis</i> ***, <i>Protonemura meyeri</i> ***, <i>Brachyptera risi</i> **, <i>Leuctra fusca</i> **, <i>Brachyptera seticornis</i> ***, <i>Edyonurus torrentis</i> **, <i>Epeorus assimilis</i> **, <i>Protonemura intricata</i> **
0,55 – 0,60	"Good"	9 Arten <i>Baetis rhodani</i> ***, <i>Perla burmeisteriana</i> ***, <i>Habroleptoides confusa</i> ***, <i>Ecdyonurus dispar</i> ***, <i>Leuctra nigra</i> ***, <i>Leuctra aurita</i> ***, <i>Baetis muticus</i> ***, <i>Leuctra hippopus</i> ***, <i>Amphinemura sulcicollis</i> ***	"Substantial"	7 Arten <i>Leuctra pseudocingulata</i> ***, <i>Capnia vidua</i> ***, <i>Baetis rhodani</i> ***, <i>Perla burmeisteriana</i> ***, <i>Habroleptoides confusa</i> ***, <i>Ecdyonurus dispar</i> ***, <i>Leuctra nigra</i> ***
0,60 – 0,70				
0,70 – 0,80	"Very good"	3 Arten <i>Siphonurus lacustris</i> ***, <i>Leuctra pseudocingulata</i> ***, <i>Capnia vidua</i> ***	"Almost perfect"	2 Arten <i>Leuctra rauscheri</i> ***, <i>Siphonurus lacustris</i> ***
0,80 – 0,85				
0,85 – 0,99	"Excellent"	-		
0,99 – 1,00	"Perfect"	1 Art <i>Leuctra rauscheri</i> ***		

Es zeigt sich, dass bei 25 Taxa COHEN's κ in dem von MONSERUD & LEEMANS (1992) bzw. LANDIS & KOCH (1977) vorgeschlagenen Wertebereich für eine akzeptable („fair“ bzw. „moderate“) und bessere Vorhersagequalität liegt. Nun wurde COHEN's κ wegen seiner relativen Unabhängigkeit von der Prävalenz der Arten im Referenz-Datensatz als Gütemaß gewählt. Die Überprüfung dieser Voraussetzung zeigt aber, dass diese in der Literatur häufig getroffene Annahme kritisch zu sehen ist. In Abbildung 56 ist COHEN's κ für die Modellergebnisse der einzelnen Arten gegen deren Prävalenz aufgetragen.

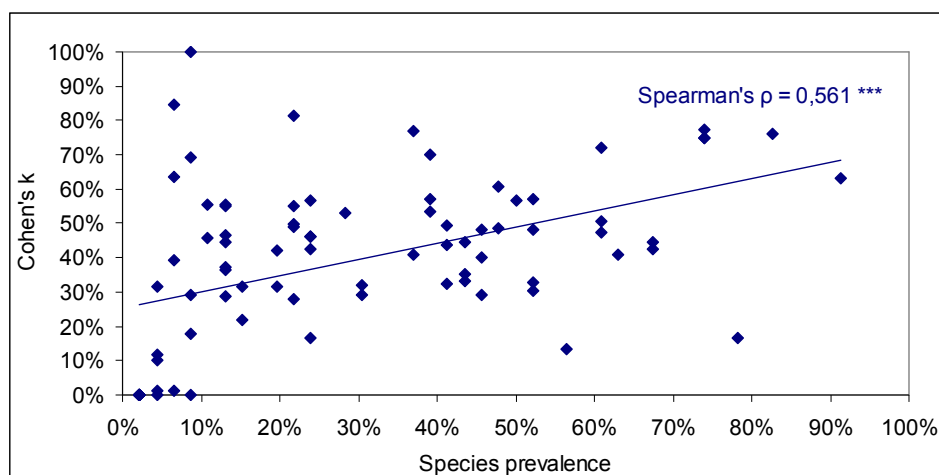


Abbildung 56: Einfluss der Prävalenz auf Cohen's κ für die Vorhersageergebnisse von AN-NA

Spearman'sche Rangkorrelation, zweiseitig
 $H_0: \rho=1$ $H_1: \rho \neq 1$

Trotz großer Streuung ist die Beziehung signifikant. Einen deutlichen Einfluss auf diese Beziehung haben offensichtlich die gehäuft im rechten Teil des Diagramms liegenden Artpunkte mit Prävalenz und Cohen's κ im Bereich zwischen 0% und 10%, also die zumindest im Referenzdatensatz seltenen Arten. Allerdings verhalten sich einige Arten auch entgegengesetzt, indem für sie trotz geringer Prävalenz hohe Werte von COHEN's κ erreicht werden (50% bis 100%). Es gibt also auch seltene Arten, deren An- und Abwesenheit sehr gut vorhersagbar ist. Dafür kommen nur Arten in Frage, die aufgrund einer engen Bindung an sehr spezifische bis extreme Ausprägungen ihrer Lebensräume oder durch ein geographisch sehr eng abgegrenztes Teilareal (z.B. ausschließlich eine einzelne Landschaftseinheit) gut modellierbar sind.

Die Differenzierung der Modellvorhersagen entsprechend den Artclustern (Kap. 5.1.3.2) bzw. entlang komplexer Umweltgradienten (Kap. 5.4.2, 5.4.3, 5.4.4) bringt hier nähere Aufklärung. Dazu ist in Tabelle 44 die Modellvorhersage für die jeweiligen Indikatorarten zusammengestellt. Unter den Arten mit AUC > 0,5 finden sich nahezu alle der in den Kapiteln 5.1.3.2 und 5.4 herausgearbeiteten Indikatorarten für die Zönose-Cluster und für die Substratmosaiktypen, die Längs- und Höhenzonierung (Tabelle 44 auf der nächsten Seite).

Tabelle 44: Qualität der Vorhersage von Indikatorarten mit ANNA

Signifikanzangabe mittels der üblichen Sternsymbole (* 0,05 < p > 0,01; ** 0,01 ≤ p > 0,001; *** p ≤ 0,001)

Art	AUC	Cohen's κ	Mit IndVal festgestellte Indikatorart für			
			Zönose-Cluster	Substratmosaiktyp (SMT)	Längs-zonierung	Höhen-zonierung
<i>Leuctra rauscheri</i>	1,000***	1,000***	B1**	SMT1**		m (*)
<i>Siphonurus lacustris</i>	0,977	0,846***	B1*	SMT1*	HK*	
<i>Perla burmeisteriana</i>	0,946***	0,693***		SMT4*	HR*	
<i>Leuctra nigra</i>	0,944***	0,635***		SMT1***	HK*	m*
<i>Capnia vidua</i>	0,931***	0,712***	B***	SMT1***	HK*	M (*)
<i>Ecdyonurus dispar</i>	0,930	0,635***			HR**	k*
<i>Leuctra pseudocingulata</i>	0,896***	0,77***	B***	SMT1**		
<i>Habroleptoides confusa</i>	0,895***	0,679***	A***	SMT3**		
<i>Baetis muticus</i>	0,880***	0,593***	A***	SMT3*		k**
<i>Caenis rivulorum</i>	0,864	0,315***			HR (*)	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0,851***	0,553***		SMT1*		
<i>Chloroperla tripunctata</i>	0,850**	0,192*			HR*	
<i>Baetis rhodani</i>	0,849**	0,697***	A***	SMT4*	HR**	
<i>Nemurella pictetii</i>	0,848***	0,522***	B***	SMT1**		
<i>Leuctra hippopus</i>	0,830	0,553***				sm-k**
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	0,824***	0,424***	A2***		HR*	
<i>Epeorus assimilis</i>	0,822***	0,424**	A***			
<i>Baetis lutheri</i>	0,822*	0,375***		SMT3 (*)	HR*	
<i>Brachyptera risi</i>	0,813***	0,435**	A3**		MR?	

Art	AUC	Cohen's κ	Mit IndVal festgestellte Indikatorart für			
			Zönose-Cluster	Substrat-mosaiktyp (SMT)	Längs-zonierung	Höhen-zonierung
<i>Nemoura sciurus</i>	0,811***	0,276**	B2 (*)			
<i>Isoperla difformis</i>	0,810*	0,462***		SMT4*		
<i>Torleya major</i>	0,801**	0,337**			HR**	
<i>Ephemerella mucronata</i>	0,800**	0,396***		SMT4?		
<i>Nemoura avicularis</i>	0,790*	0,239**	B3**			
<i>Dinocras cephalotes</i>	0,788**	0,396***		SMT4*		
<i>Diura bicaudata</i>	0,783	0,192*	B1*		HK**	m*
<i>Perlodes microcephalus</i>	0,775**	0,478***	A1+A2**	SMT4*		
<i>Perla marginata</i>	0,773**	0,362**		SMT4 (*)	HR (*)	
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	0,769**	0,288*	A2***	SMT3*	HR**	
<i>Baetis scambus</i>	0,767**	0,207*			HR (*)	
<i>Protonemura meyeri</i>	0,743	0,461***	B3+B4**	SMT1*		
<i>Protonemura auberti</i>	0,742***	0,478***	A4*	SMT1**		
<i>Nemoura flexuosa</i>	0,727**	0,213	A1+A2+A3**		HR***	
<i>Serratella ignita</i>	0,726**	0,217	A**	SMT3*	HR***	
<i>Rhithrogena picteti</i>	0,701	0,161				k*
<i>Ecdyonurus submontanus</i>	0,695*	0,205	A1+A2*			
<i>Leuctra fusca</i>	0,687*	0,435**	A2***	SMT3*	HR***	
<i>Leuctra inermis</i>	0,682	0,343**	B3**	SMT1*		m*
<i>Leuctra digitata</i>	0,665	0,213	A4?			
<i>Amphinemura standfussi</i>	0,626	0,115	A4?			
<i>Nemoura dubitans</i>	0,601	0,058	A4?			
<i>Nemoura cinerea</i>	0,573	0,135		SMT4***		
<i>Centroptilum luteolum</i>	0,451	-0,134			HR (*)	
<i>Rhithrogena hercynia</i>	0,378	-0,038		SMT4 (*)		
<i>Siphonurus aestivalis</i>	0,364	-0,081	B2 (*)			
Indikatorarten gesamt			27	25	20	9
darin AUC > 0,5			26	24	19	9
			96,3%	96,0%	95,0%	100,0%
davon AUC <u>und</u> IndVal mit p<0,05			18	17	12	2
			69,2%	70,8%	63,2%	22,2%

Mit Ausnahme der Höhenzonierung sind für ca. 2/3 der Indikatorarten sowohl Indikatoreigenschaft als auch AUC und damit Vorhersagequalität statistisch signifikant ($p < 0,05$). In der Modellprognose spiegeln sich somit wesentliche, dem Besiedlungsbild

zugrundeliegende Gradienten gut wieder. Bei der ohnehin nur schwach faunistisch differenzierten Höhenzonierung erfüllen lediglich 2 von 9 Indikatorarten diese beiden Kriterien.

5.5.7 Diskussion

Die größte Hürde bei der Modellierung von Zönosen besteht darin, dass die vorherzusagende Artenzusammensetzung nicht nur von der Ordnung des Vorkommens einzelner Arten entlang der relevanten abiotischen Umweltgradienten bestimmt wird. Unabhängig davon wirken auch biologische Interaktionen und Prozesse. Nur aus beiden Aspekten gemeinsam ergibt sich eine zutreffende Vorhersage des Artenspektrums (OLDEN et al. 2006). Mit ANNA und db-MRT wurden zwei Modellansätze zur Lösung dieses Problems getestet, die für die Arbeit mit kleinen Referenzdatensätzen von nicht zufallsverteilten Probenstellen gegenüber dem klassischen RIVPACS wesentliche Vorteile bieten. Hervorzuheben ist vor allem der Umstand, dass keine statistischen Voraussetzungen wie Normalverteilung, Varianzhomogenität, lineare Beziehungen zwischen unabhängigen und abhängigen Variablen sowie möglichst homogene Verteilung der Referenzstationen auf einzelne Gemeinschaftscluster einzuhalten sind.

Die konzeptionelle Grundlage beider Ansätze unterscheidet sich aber grundlegend. Während ANNA die Teststationen direkt in einen aus kontinuierlichen Gradienten gebildeten Raum projiziert, werden sie beim db-MRT in diskrete Cluster gefasst, die Kombinationen einzelner Gradientenabschnitte als Einheit zusammenfassen. Damit ist die reale Variation der Taxozönose entlang der wesentlichen Umweltgradienten nicht so gut abbildbar wie mit ANNA. Aus diesem Grund muss auch jede typologie-basierte Referenzbeschreibung zwangsläufig begrenzt sein, da sie die realen Muster der biologischen Variation nur grob gerastert erfassen kann (HAWKINS & VINSON 2000). Für die konsequente Nutzung tatsächlich gradientenbasierter Verfahren spricht auch die Feststellung von AROVITA (2009), dass sich Präzision und Empfindlichkeit eines typologiebasierter Ansatzes mit zunehmender räumlicher Auflösung, d. h. mit tendenzieller Annäherung an ein Kontinuum, verbesserten.

Deshalb ist es plausibel, dass im Ergebnis der vergleichenden Modellbewertung ANNA und damit die Modellvorstellung des Wandels der Biozönose entlang kontinuierlicher Umweltgradienten besser abschnitt als der mit db-MRT realisierte klassifikatorische Ansatz. Als wichtige Voraussetzung für eine breitere praktische Nutzung sind beide Modelltypen aber in ihren Grundannahmen und in ihrer Struktur gut nachvollziehbar. Davon sind viele der in den letzten Jahren verstärkt genutzten Verfahren der künstlichen Intelligenz (LEK & GUGAN 1999, LEK et al. 2005, OLDEN ET AL. 2006, 2008) nach wie vor weit entfernt. Bei diesen Verfahren, insbesondere beim meist verwendeten MLP (Multilayer Perceptron) und GARP (Genetic Algorithm for Rule-Set Prediction), sind Modellstruktur und Parameterwahl wenig transparent. Es gibt weder aus der ökologischen Theorie heraus begründbare Ansätze zur Gestaltung der inneren Modellstruktur noch einen Bezug zum Charakter der damit simulierten Art-Umwelt-Beziehung.

Die Bewertung der Modellqualität ist essentiell für das Vertrauen von Anwendern in die damit erzielten Vorhersagen (ARAÚJO & GUIAN 2006). Insgesamt waren relativ wenige Referenzstationen verfügbar, so dass die Verwendung getrennter Teildatensätze zur Modellentwicklung und -validierung nicht in Frage kam. Die gewählte Methodik der vollständigen Kreuzvalidierung (LOO-CV) ist jedoch robust genug, um ähnliche Ergebnisse wie eine Validierung mit einem separaten Datensatz zu liefern (HAWKINS et al. 2000b, VAN SICKLE et al. 2005). Zudem zeigte die Anwendung von ANNA auf externe Datensätze (Kap. 5.5.5), dass eine plausible Trennung beeinträchtigter von nicht beeinträchtigten Stationen möglich ist

Generell bietet aber die aktuelle Literatur noch keine klaren Leitlinien für eine umfassende, ökologisch und statistisch begründete Modellbewertung und –auswahl (ELITH & GRAHAM 2009). Die derzeit genutzten Gütemaße sind nicht unumstritten. MCPHERSON et al. (2004) und VAUGHAN & ORMEROD (2005) verweisen auf den bei Cohen's κ gegenüber CCI zwar verringerten, aber nicht vollständig beseitigten Einflusses der Prävalenz. Gegen die Verwendung von AUC als Gütemaß für die Modellqualität führen LOBO et al. (2008) insbesondere den Einwand, dass die Aussagfähigkeit dieses Parameters durch die Unsicherheit negativer Feststellungen (Felder **c** und **d** in der Tabelle 12) fraglich sei. Sie sehen in AUC kein Maß der Modellgüte sondern vielmehr ein Maß für die engere oder breitere Verteilung der tatsächlichen Artvorkommen entlang des modellierten Habitatsignungs-Gradienten. Jedoch schlagen LOBO et al. (2008) auch keine praktikablen Alternativen zu den gängigen Gütemaßen vor. Daher ist ELITH & GRAHAM (2009) zu folgen, die auf die Untersuchung verschiedener Aspekte der Modellgüte durch Verwendung mehrerer Gütemaße orientieren und nach den Ursachen unterschiedlicher Modellgüte fragen.

Ein wesentliches Kriterium für die breitere praktische Anwendung eines validierten Modells ist seine Extrapolierbarkeit. Kann man die zum Modellbau genutzten Umweltvariablen auf die tatsächlich physiologisch und ökologisch relevanten Parameter beschränken, so wird man sicher eine gute Übertragbarkeit des Modells in Raum und Zeit erreichen (ELITH & LEATHWICK 2009, STRAUSS & BIEDERMANN 2007). Für die Vorhersage von Referenzzönosen stellt sich dabei aber das Problem, dass solche Parameter an der Teststation im Falle einer gegebenen anthropogenen Beeinträchtigung meist nicht mehr auf Referenz-Niveau messbar sind. Daher sind geographisch fassbare Ersatzparameter bei dieser Herangehensweise unverzichtbar.

Dies gilt auch, wenn historische, heute aber nicht mehr wirksame Prozesse zum rezenten Verbreitungsmuster von Arten geführt haben. Die Umweltfaktoren, die solche Prozesse gestalteten, sind heute nicht mehr in der früher wirksamen Ausprägung messbar (z. B. pleistozäne Klimabedingungen) oder generell nur geographisch fassbar (z. B. Relikt-vorkommen in geographischer Isolation durch nacheiszeitliche Veränderungen in der Konnektivität von Flusssystemen, ILLIES 1953, RAUŠER 1964, THIENEMANN 1950). Auch hier werden Ersatzparameter benötigt.

Die somit naheliegende Einbeziehung von Bioregionen, Gewässerlandschaften, Landschaftseinheiten, Flussgebieten etc. ist bei der Modellierung von Referenzbiozönosen auf zwei Wegen möglich. Die einfachste Lösung ist der Aufbau separater Modelle für alle Einheiten eines solchen Klassifikationssystems (z. B. Modelle vom RIVPACS-Typ für einzelne geographische Regionen, AROVITA 2009, MYKRÄ et al. 2008, ODE et al. 2008). Dies setzt aber für *jede* berücksichtigte Region einen für Modellbau und –validierung ausreichenden Satz an Primärdaten voraus, die an Referenz- oder zumindest referenznahen Gewässern zu erheben sind. Alternativ ist die Einbeziehung der lokalen Koordinaten als stetige Variablen (DE ZWART ET AL. 2006, MOSS et al. 1987, REYNOLDSON et al. 1997, HAWKINS et al. 2000, KOKEŠ et al. 2006) oder die Aufnahme einer entsprechenden geographischen Zuordnung als nominale Größe (HAWKINS 2006, HARGETT et al. 2006) in den Satz der Umweltvariablen möglich. Der letztgenannte Weg wurde in der vorliegenden Arbeit gewählt. Wenn jedoch konkrete Landschaftseinheiten als Umweltvariablen gewählt werden, bleibt die Modellprognose auch auf diese Bezugsräume beschränkt und ist nicht auf andere Regionen übertragbar. Das ist der Preis der Regionalisierung mit dem Ziel, auch Vorkommen seltener bzw. reliktscher Arten mit eng begrenztem Areal vorherzusagen und deren ökologische Information zu nutzen. Die Anwendung von ANNA auf externe Datensätze, die außerhalb des engeren Untersuchungsgebietes erhoben wurden (Kap. 5.5.5) belegt die Übertragbarkeit auf den gesamten Harz. Für den Praxiseinsatz im Westharz wäre es jedoch

sinnvoll, bei gleicher Methodik auch Referenzstationen aus diesem Gebiet in eine aktualisierte Modellversion zu integrieren, damit einige bislang nur in dieser Harzregion in Referenzgewässern nachgewiesene Arten (u.a. *Baetis melanonyx*, *Ecdyonurus subalpinus*, *Electrogena ujhelyii*, *Isoperla goertzi*, *Leuctra autumnalis*, *Protonemura nimborum*, siehe Tabelle 14 sowie Kap. 5.5.5) prognostiziert werden können.

Die Modellergebnisse aus ANNA zeigen typische Eigenschaften von Modellen des RIVPACS-Typs. So beeinflusst die Wahl des Schwellenwertes p_{cut} wesentlich die Zahl der als anwesend vorhergesagten Arten E und damit das Verhältnis O/E. Höhere Schwellenwerte p_{cut} sind gleichbedeutend mit einer tendenziellen Einengung des für die Bioindikation genutzten Referenzartenspektrums. Es verbleiben weit verbreitete Arten (Grundartenspektrum und Indikatorarten der Clustergruppe A nach Kap. 5.1.3.2, z. B. *Leuctra nigra*, *L. hippopus*, *Baetis rhodani*, *B. muticus*) sowie auf einige wenige höchst an bestimmte Gewässerkategorien gebundene Arten (Indikatorarten nach Kap. 5.4.2 bis 5.4.4, z. B. *Torleya major*), da nur für diese eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit p_x errechnet werden kann. Somit spiegeln die Ergebnisse der Schwellenwert-Betrachtung im Prinzip die Prävalenzverteilung des erfassten Artenspektrums in Verbindung mit der Indikatoreigenschaft der einzelnen Arten wider.

Als optimale Strategie zur Festlegung artbezogener Schwellenwerte wurde A3 (Minimierung der Differenz zwischen Sensitivität und Spezifität) erkannt. Damit wurde die ausgewogenste O/E-Beziehung für die gesamte Taxozönose erreicht. Zum gleichen Ergebnis für klassische Habitatmodelle kamen aufgrund theoretischer Erwägungen auch LOBO et al. (2008), aber unter der Voraussetzung, dass Fehler bei der Vorhersage von An- und Abwesenheit einer einzelnen Art vom Anwender des Modells als gleichwertig angesehen werden. Sowohl der Schwellenwert p_{cut} als auch die Gütemaße zur artbezogenen Modellbewertung können also nicht unabhängig vom ökologischen Kontext und Zweck der Modellierung und von den Konsequenzen positiver bzw. negativer Falschprognosen beurteilt werden (FIELDING & BELL 1997).

Das hier mit ANNA für die Taxozönose der Ephemeroptera und Plecoptera erreichte O/E von 0,646 fällt deutlich hinter den angestrebten Wert nahe 1,0 zurück, während die geringe SD (O/E) von 0,123 auf eine dennoch gute Präzision des Modells schließen lässt.

HAWKINS et al. (2000) berichten über SD (O/E) ihrer Modelle vom RIVPACS-Typ um 0,17, während MOSS et al. (1999) SD (O/E) um 0,16 und 0,20 erreichten, je nach taxonomischer Auflösung. YUAN et al. (2006) bestimmten überwiegend bis zur Gattung als "lowest practical taxonomic level". Aus Datensätzen dieser Auflösung erstellte RIVPACS-Modelle erreichten O/E zwischen 0,72 und 0,99, überwiegend O/E > 0,9, und zugehörige SD (O/E) im Bereich zwischen 0,165 und 0,345, überwiegend SD (O/E) > 0,2. LINKE et al. (2005) nutzte Datensätze auf Familien-Niveau und fand bei seine ANNA-Modellen SD (O/E) im Bereich zwischen 0,09 und 0,16, überwiegend SD (O/E) \geq 0,12. Ein bis auf Gattungsebene auflösendes Modell erwies sich als am wenigsten präzise (SD (O/E) = 0,16, R^2 = 0,25).

Die Präzision (hohes R^2 und geringe SD (O/E)) und die Empfindlichkeit (Trennung der beeinträchtigten und unbeeinträchtigten Teststationen) von klassischen RIVPACS-Modellen verbessern sich in der Regel durch Ausschluss seltener Taxa (OSTERMILLER & HAWKINS 2004, CLARKE & MURPHY 2006, VAN SICKLE et al. 2007). Dieser Ausschluss kann auf zwei Ebenen stattfinden. Er ist bereits bei der initialen Datengewinnung vor der multivariaten Analyse der Biozönose möglich, z. B. durch subsampling, fixed counts und reduzierte taxonomische Auflösung anstelle der Bestimmung von Vollproben bis zum Artniveau (CLARKE & MURPHY 2006). Weiterhin kann dieser Ausschluss bei der Wahl des Schwellenwertes p_{cut} erfolgen (siehe z. B. den Graph für SD (O/E) in Abbildung 48, VAN SICKLE et al. 2007).

Diese taxonomischen Effekte sind einfach erklärbar. Fasst man mehrere seltene, schlecht vorhersagbare Arten mit geringer Prävalenz und unterschiedlichen, gegeneinander verschobenen Umweltansprüchen zu einer Gattung zusammen, so entsteht ein Taxon mit höherer Prävalenz und scheinbarer Zugehörigkeit zum weit verbreiteten „Grundartenspektrum“ (vgl. das Beispiel der Gattung *Leuctra* in Abbildung 24). Solche Sammeltaxa sind zwangsläufig wesentlich besser vorhersagbar, d. h. tendenziell erhöhen sie O/E und reduzieren SD (O/E). Dies führt aber zur Nivellierung der stationsspezifischen Unterschiede der Referenzzönosen und läuft deshalb dem Sinn dieses Ansatzes zuwider. Auch das PERLODES-Verfahren unterliegt ähnlichen Effekten z. B. durch die taxonomische Zusammenfassung großer Teile relativ artenreicher Gattungen (z. B. *Leuctra*, *Nemoura*, *Protonemura*) in der operationellen Taxaliste.

Der Nutzung der O/E-Relation als Kriterium der taxonomischen Vollständigkeit geht unter idealen Referenzbedingungen von $O/E = 1$ aus, d. h. alle vom Modell vorhergesagten Arten sind tatsächlich anwesend. Generell tendieren Modelle des RIVPACS-Typs aber zur einer leichten systematischen Unterschätzung von O/E um bis zu 10% (YUAN 2006). Dieser Effekt hängt ab von der Zahl der Referenzstationen (mehr sind besser), von der Erfassungswahrscheinlichkeit der einzelnen Arten an den Referenzstationen (hohe Erfassungswahrscheinlichkeit ist besser) und von der Wahl des Schwellenwertes p_{cut} . (Schwellenwerte nahe Null sind vor allem bei geringer Zahl von Referenzstationen besser).

Für die von YUAN (2006) vorgeschlagene Skalierung von O/E auf das theoretisch zu erwartende Maß wäre bei künftigen Modellen des hier vorgestellten Typs ein systematisches Sampling Design mit einer entsprechenden Zahl von Replikaten je Station notwendig. Zumindest eine weitere von YUAN aufgeführte Ursache dieser systematischen Abweichung ist bei ANNA aber von vornherein ausgeschlossen, nämlich die Verteilung der Referenzstationen auf die einzelnen Cluster im RIVPACS-Originalverfahren.

Der potenzielle Nutzen des hier vorgestellten Biozönose-Modellansatzes liegt auf mehreren Ebenen. Zunächst ist das aus RIVPACS übernommene O/E-Verhältnis für sich bereits ein intuitiv verständlicher, überall die gleiche Aussage vermittelnder, automatisch immer an das jeweilige Gewässer angepasster und sensibler Indikator für anthropogene Störungen des Fließgewässer-Ökosystems (HAWKINS 2006, HAWKINS et al. 2000b). KOTHÉ (1962) zog als Grundlage für seinen Artenfehlbetrag den Artenbestand einer oberliegenden, von der zu beurteilenden Belastung nicht beeinträchtigten Untersuchungsstelle heran. Diese Bezugsgröße kann, aber muss nicht den natürlichen Referenzzustand aufweisen: wichtig war es nur, die relative Verschlechterung durch die interessierenden Belastungsquellen zu erfassen sowie die Wirkung der unterliegenden Selbstreinigungsstrecke zu erkennen. Im Gegensatz dazu liegt beim O/E-Ansatz der Beurteilung jeder Untersuchungsstelle eine spezifisch angepasste Liste der unter Referenzverhältnissen zu erwartenden Taxa (E) zugrunde.

Die in der vorliegenden Arbeit als Novum enthaltene Prüfung und Optimierung artspezifischer Schwellenwerte für ein Referenzzönose-Modell führt quasi zu einem hybriden Modell an der Grenze zwischen Biozönose-Modell (ein Modell - viele Arten - fester einheitlicher Schwellenwert) und klassischem Habitatmodell (ein Modell - eine Art - optimierter Schwellenwert für diese Art). Diese Verfahrensweise ist den klassischen Habitatmodellen für Einzelarten zumindest arbeitsökonomisch überlegen. Der Ansatz hat das Potenzial zur Verbesserung der Modellprognosen auch bei kleinen Referenzdatensätzen. Er sollte auch für andernorts eingeführte RIVPACS-Modelle getestet werden, die die Benthoszönose insgesamt abbilden.

Die Modellprognose mit ANNA ist nicht nur zur Ermittlung von O/E nutzbar. Unter den gut vorhersagbaren Arten befinden sich die meisten Indikatorarten, so dass auch artgebundene

qualitative Information verfügbar ist (siehe Tabelle 44). Vergleicht man die Zahl der gut vorhersagbaren Indikatorarten aus dieser Tabelle (35 Ephemeroptera und Plecoptera mit $AUC < 0,5$ und $IndVal$ mit $p < 0,05$) mit der Übersicht der Leitarten der im Harz relevanten offiziellen deutschen Gewässertypen in Tabelle 2, so findet man dort nur 14 Ephemeroptera und Plecoptera mit einer Stetigkeit $< 0,1$. Damit wird bereits am Beispiel von nur zwei aquatischen Insektenordnungen deutlich, welche Informationsfülle eine auf taxonomische Vollständigkeit orientierte Analyse und Modellierung von Referenzzönosen bieten kann.

Die stationsspezifische Modellierung von Referenz-Artenspektren ermöglicht auch die Berechnung stationsspezifischer Referenzwerte von Metrics zur Indikation einzelner Stressoren (CLARKE & MURPHY 2006, DAVY-BOWKER et al. 2008). Ein solches Verfahren könnte an die Stelle der derzeit üblichen gewässertyp-gebundenen Referenz-Indexwerte treten oder diese sinnvoll ergänzen. In der deutschen Gewässertypologie nach System B der WRRL wird vor allem der longitudinale Gradient, aber auch der natürliche geochemische Säure-Base-Gradient innerhalb der einzelnen Mittelgebirgs-Fließgewässertypen nicht adäquat abgebildet. Beides wurde für die Harzer Fließwässer in den Kapiteln 5.1.4 und 5.2.3 im Detail dargelegt. Eine stationsspezifische Anpassung von modellbasierten Referenz-Indexwerten könnte hier die bestehenden Unsicherheiten verringern.

Mit ANNA wurde im Rahmen der LOO-CV für die jeweils zurückgehaltene Referenzstation regelmäßig eine höhere Zahl von Ephemeroptera und Plecoptera-Arten vorhergesagt, als dort tatsächlich gefunden wurden. Diese Arten sind im Modelldatensatz vertreten und werden für die Referenz-Biozönose angezeigt, aber mit sehr geringer Wahrscheinlichkeit des Auftretens (z.B. an nur einer von den 6 zur Berechnung von p_x herangezogenen Referenzstationen). Dies ist nicht nur mit tatsächlicher Seltenheit oder besonders spezifischen Umweltansprüchen dieser Arten zu erklären. Es ist auch darauf zurückzuführen, dass bei Wasserinsekten von Jahr zu Jahr erhebliche natürliche Schwankungen in der Bestandsdichte auftreten, die mehrere Zehnerpotenzen umfassen können ((ILLIES 1979, WAGNER & SCHMIDT 2004). Diese Schwankungen scheinen von komplexen hydrometeorologischen Mustern abzuhängen (WAGNER et al. 2000, WAGNER & SCHMIDT 2004), welche allerdings nicht vorsagbar sind. Da somit einzelne Arten über mehrere Jahre in kaum erfassbarer geringer Dichte überdauern können, um in Einzeljahren plötzlich wieder abundant aufzutreten, ist die praktische Erfassungswahrscheinlichkeit mit einem realistischen Sampling design trotz durchgängiger Anwesenheit der Art im Gewässer deutlich reduziert.

Diese ökologische Besonderheit der bearbeiteten Taxa schlägt sich auch in den Modellergebnissen nieder. WAGNER & SCHMIDT (2004) berechneten „Species stability cores“ (CSS), welche die Variation der Abundanz einzelner Arten in der langjährig erfassten Breitenbach-Emergenz beschreiben. Mit $CSS < 0,8$ sind dort immerhin 14 von 23 untersuchten Arten der Ephemeroptera und Plecoptera in ihrer Abundanz als zeitlich instabil eingestuft. Dabei handelt es sich meist um seltene Arten, aber auch um solche, die eher an lenitische als an lotische Verhältnisse angepasst sind oder die temporär instabile Mikrohabitate im Psammal bzw. Phytal bevorzugen. Diese Attribute treffen auch auf viele derjenigen Arten zu, die mit ANNA nicht befriedigend vorhersagbar sind (vgl. S.134).

Der daraus resultierende Effekt kann mit modelltechnischen Mitteln nicht befriedigend reduziert werden. Der häufig praktizierte Ausschluss seltener Taxa von multivariater Analyse und Modellbau kommt bei dieser Schwerpunktsetzung wegen des damit verbundenen Informationsverlustes (FAITH & NORRIS 1989) nicht in Frage. Zwar ist Zahl und Abundanz gefährdeter Arten nach AROVITA (2009) signifikant mit O/E korreliert. Ein Rückschluss aus einem hohen O/E, das auf einem Modell geringerer taxonomischer Auflösung beruht, auf den Erwartungswert seltener Arten wäre allerdings unsinnig, wenn das auf Artebene auflösende

Modell auch direkte Informationen auf die qualitative Zusammensetzung des Artenspektrums unterhalb p_{cut} liefert.

Daher bietet sich bei der Auswertung von Modellergebnissen eine Kombination von O/E auf Grundlage artspezifisch optimierter Schwellenwerte (allgemeine Beurteilung einer möglichen Schädigung) mit der insgesamt für $0 < p_x < p_{cut}$ generierten Artenliste an (LINKE & NORRIS 2003). Diese Fraktion des modellierten Referenzartenspektrums ist naturschutzfachlich besonders relevant, weil darin die selteneren Arten mit geringer Fundortdichte und geringer Erfassungswahrscheinlichkeit vertreten sind. Somit lassen sich anhand dieser beiden Aspekte für eine Teststation bestimmte Handlungsoptionen ableiten und begründen:

- O/E im Referenzbereich und zahlreiche tatsächlich anwesende Arten mit $0 < p_x < p_{cut}$ in der modellierten Referenzzönose indizieren Priorität beim Bestandserhalt und Schutz vor Beeinträchtigungen, da es sich um einen intakten Gewässerabschnitt mit überdurchschnittlich hoher Artendiversität handelt („hot spot“),
- O/E außerhalb des Referenzbereiches und zahlreiche Arten mit $0 < p_x < p_{cut}$ in der modellierten Referenzzönose, ohne jedoch tatsächlich anwesend zu sein, indizieren prioritären Sanierungsbedarf mit Aussicht auf Regenerierung eines Gewässerabschnittes mit potenziell hoher Artendiversität,
- O/E im Referenzbereich, wenige Arten mit $0 < p_x < p_{cut}$ in der modellierten Referenzzönose und tatsächlich anwesend: kein vordringlicher Handlungsbedarf,
- O/E außerhalb des Referenzbereiches, wenige Arten mit $0 < p_x < p_{cut}$ in der Modellprognose und im tatsächlichen Bestand: bestehender Sanierungsbedarf, jedoch mit nachrangiger Priorität.

Damit sind die praktischen Möglichkeiten der Nutzung von Zönosemodellen des hier untersuchten Typs aber nicht erschöpft.

In der Praxis der Umweltverträglichkeits- und FFH-Verträglichkeitsprüfung wird vom Umweltplaner und Gutachter gesetzlich gefordert, nicht nur Prognosen über die Veränderung eines klar feststellbaren Ist-Zustandes der Schutzgüter abzugeben. Er soll vielmehr inzwischen auch die Möglichkeit der künftigen Erreichung des guten ökologischen Zustandes für Gewässer vorhersehen (§ 27 WHG). Er muss auch prognostizieren, ob die für ein FFH-Gebiet vorgegebene Entwicklung eines bestimmten Lebensraumtyps mit seinen charakteristischen Arten unter den Bedingungen geplanter Eingriffe, Emissionen etc. noch möglich ist (LANA 2004). In beiden Fälle sind also Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften zu betrachten, deren Etablierung bzw. Zustandsverbesserung als Ziel vorgegeben ist und die im Bestand noch nicht oder nicht vollständig vorhanden sind. In beiden Fällen stellt sich also die Frage nach der jeweils zu erwartenden Referenz-Biozönose, auf die sich Konfliktanalyse und Wirkungsprognose beziehen müssen.

Hier ist es naheliegend, die potenzielle Artenzusammensetzung der lokalen Referenzzönose zu modellieren und dann Art für Art nach Empfindlichkeit gegenüber dem relevanten Stressor (z. B. Salinität oder Wassertemperatur) zu filtern. Als Filter können hierbei aus Felddaten abgeleitete konservative Toleranzgrenzen der einzelnen Organismen dienen. Solche Daten und Hinweise zu den methodischen Grundlagen ihrer Erhebung sind bereits in der ökotoxikologischen Literatur zu finden (z.B. KÜTTEL et al. 2001, KEFFORD et al. 2004, BÖHME 2010). Für die nach einer solchen Filterung verbleibende Fraktion des Artenspektrums kann anschließend geprüft werden, in wieweit sie noch den Anforderungen an den biologisch definierten „guten ökologischen Zustand“ des Gewässers entspricht oder ob sie noch die notwendige Vielfalt charakteristischer Taxa enthält, die von den Bundesländern zur

Einstufung von FFH-Lebensraumtypen in einen „günstigen Erhaltungszustand“ vorgegeben werden.

Da in den oben umrissenen Anwendungen ganze Zönosen und nicht einzelne Arten im Mittelpunkt des Interesses stehen, sind hier Biozönosemodelle wie ANNA (ein Modell – viele Arten) den klassischen Habitatmodellen für Einzelarten zumindest arbeitsökonomisch überlegen. Durch die Einbeziehung des ökologischen Gradientenkonzeptes und der Ähnlichkeitsstruktur der Taxozönose in den Modellalgorithmus ist dieser Ansatz nachvollziehbar und im Einklang mit wesentlichen Grundlagen der ökologischen Theorie. Der methodische Ansatz von ANNA sollte deshalb bei zukünftige Modellentwicklungen auch auf andere taxonomische Gruppen oder Biozönosen übertragen werden.

6 Quellen

- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SANCHEZ-ORTEGA (1988): Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56
- ALLAN, J.D. (2004): Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257–84
- ALLAN, J.D. & S. FLECKER (1993): Biodiversity Conservation in Running Waters. *BioScience* 43: 32-43.
- ALTERMANN, M. (1990): Zur Petrographie der Lockergesteindsecken des östlichen Harzes. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 62: 101-104
- ARAÚJO, M.B. & A. GUISAN (2006): Five (or so) challenges for species distribution modelling. *J. Biogeogr.* 33: 1677–1688
- AROVIITA, J. (2009): Predictive Models in Assessment of Macroinvertebrates in Boreal Rivers. Diss., Faculty of Mathematics and Science, University of Jyväskylä. *Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science* 201: 1-45
- ARMITAGE, P.D., D. MOSS, J.F. WRIGHT & M.T. FURSE (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17: 333-347
- ARSCOTT, D.B., J.K. JACKSON & E.B. KRATZER (2006): Role of rarity and taxonomic resolution in a regional and spatial analysis of stream macroinvertebrates. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 25: 977-997
- ARAÚJO, M.B. & A. GUISAN (2006): Five (Or so) Challenges for Species Distribution Modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688
- AUBERT, J. (1959): Plecoptera. in: Schweizer Entomologische Gesellschaft (Hrsg.): *Insecta Helvetica* 1, 144 S.
- BAILY, E.C., R.H. NORRIS & T.B. REYNOLDSON (2001): Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *J. N. Am. Benthol. Sci.* 20: 280-286
- BALTES, B. (1998): Bewertung des Einflusses der Gewässerversauerung auf Rhithral-Biozönosen im nördlichen Saarland. Dissertationsschrift, Philosoph. Fak. d. Univ. d. Saarlandes. Verlag Pirrot, Saarbrücken. 208 S.
- BANNING, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. *Essener ökologische Schriften* 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
- BARONI-URBANI, C. & M.W. BUSER (1976): Similarity of binary data. *Syst. Zool.* 25: 251-259
- BASAGUREN, A., M. CACHO & E. ORIVE (1991): Ordination of small fast-running rivers by means of selected Taxa of Plecoptera, Ephemeroptera and Trichoptera. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1979-1981

- BASTIAN, O. & K.-F. SCHREIBER (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Reihe Umweltforschung, Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart. 502 S.
- BAUER, L., R. SPENLER & H. SCHUBERT (1981): Hydrologie. Blatt 11, Atlas der DDR, Hermann Haack Verlag Gotha
- BAUERNFEIND, E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegen (Insecta Ephemeroptera), 1. Teil. Wasser und Abwasser, Suppl. 4/94, 1-92
- BAUERNFEIND, E. & O. MOOG (2000): Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. In: JUNGWIRTH, M., S. MUHAR & S. SCHMUTZ (Hrsg.): Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. Hydrobiologie 422/423: 71-83
- BAUMANN, R.W. (1979): Nearctic stonefly genera as indicators of ecological parameters (Plecoptera: Insecta). Great Basin Naturalist 39: 241-244
- BECK, J.R. & E.K. SHULTZ (1986): The use of ROC curves in test performance evaluation. Archives of Pathology and Laboratory Medicine 110: 13-20
- BEISEL, J.-M., P. USSEGLIO-POLATERA, S. THOMAS & J.-C. MORETEAU (1998): Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat Characteristic. Hydrobiologia 389: 73-88
- BELLSTEDT, R. & R. BRETTFELD (2000): Erstnachweis der Steinfliege *Capnia bifrons* (Newman, 1839) für den Thüringer Wald (Plecoptera, Capniidae). Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha 21: 113-114
- BELLSTEDT, R., R. BRETTFELD & S. SCHLEIP (2004): Zur Fauna der Wasserinsekten der Emse und ihrer Nebenbäche oberhalb von Winterstein im nordwestliche Thüringer wald (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera). Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha 23: 69-76
- BEUG, H.J., I. HENRION & A. SCHMÜSER (1999): Landschaftsgeschichte im Hochharz. Die Entwicklung der Wälder und Moore seit dem Ende der letzten Eiszeit. Gesellschaft zur Förderung des NP Harz e.V. (Hrsg.). Papierflieger-Verlag Clausthal-Zellerfeld. 453 S. + Anl.
- BISHOP, K. H., H. LAUDON & S. KÖHLER (2000): Separating the natural and anthropogenic components of spring flood pH decline: A method for areas that are not chronically acidified. Water Resources Research 36: 1873-1884
- BISHOP, K., H. LAUDON, J. HRUŠKA, P. KRAM, S. KÖHLER & S. LÖFGREN (2001): Does acidification policy follow research in northern Sweden? The case of natural acidity during the 1990's. Water, Air and Soil Pollution 130: 1415-1420
- BLUM, R. (1982): Vergleichende Untersuchungen zur Verteilung von Steinfliegenlarven (Insecta, Plecoptera) in der Großen Romke, einem Okerzufluss im Harz. Diss. Uni Hamburg
- BLW [BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT] (2001): Die aquatischen Wirbellosen als Bioindikatoren des Gewässertyps und der Gewässerversauerung. Internet-Info Ref. 51: Grundsätze und Koordination und Ref. 53: Lebensraum Gewässer. 4 S.
- BÖHME, D. ET AL. (2004): Rote Liste der Eintags- und Steinfliegen Sachsen-Anhalts (Insecta: Ephemeroptera et Plecoptera). Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 198-204
- BÖHME, D. (2001): Zonierungsumkehr oder Bachtypwechsel? Beobachtungen zur Längsgliederung von Harzer Fließgewässern. DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 216-221
- BÖHME, D. (1996): Wiedernachweise von *Micrasema longulum* McLachlan, 1876 (Insecta, Trichoptera) und *Perla burmeisteriana* Claassen, 1936 (Insecta, Plecoptera) in Sachsen-Anhalt. Entomol. Nachr. Ber. 40: 182-83.
- BÖHME, D. & L. TAPPENBECK (1994): Zu Vorkommen, Ökologie und Gefährdung der Gattung *Capnia* PICTET, 1841 (Insecta, Plecoptera) in Sachsen-Anhalt, Abh.Ber.Mus. Heineanum Halberstadt 2: 109-114

- BÖHME, D. (1997): Eintagsfliegen (Ephemeroptera). In: Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Harz. Ber. LAU LSA, Sonderheft 4/1997: 171-176
- BÖHME, D. (2010): Evaluation of brine discharge to rivers and streams: methodology of rapid impact assessment. *Limnologia*, in press. doi:10.1016/j.limno.2010.08.003
- BORCARD, D. & P. LEGENDRE (1994): Environmental control and spatial structure in ecological communities: an example using Oribatid mites (Acari, Oribatei). *Environ. Ecol. Stat.* 1: 37–61
- BORCARD, D. & P. LEGENDRE (2002): All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51–68
- BORCARD, D., P. LEGENDRE & P. DRAPEAU (1992): Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045–1055
- BORNHAUSER, K. (1912): Die Tierwelt der Quellen und Bäche in der Umgebung Basels. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Suppl.* 5: 1-90
- BRAASCH, D. (1976): *Leuctra leptogaster* AUBERT (*Plecoptera*) neu für den Harz. *Ent. Nachr.* 3: 45-47
- BRAASCH, D. (1983): Zum Auftreten von *Ecdyonurus dispar* CURTIS, 1884 in der DDR (Insecta, Ephemeroptera, Ecdyonuridae). *Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden* 11: 192-193
- BRAASCH, D. (1993): *Arthroplea congener* BENGTSSON, 1909 (Heptageniidae, Arthropleinae, Ephemeroptera) im Harz (Sachsen-Anhalt). *Ent. Nachr. Ber.* 37: 254
- BRANDT, S., H. FAASCH & R. SCHMIDTKE (1999): Bemerkenswerte Eintagsfliegenfunde (Insecta: Ephemeroptera) im südöstlichen Niedersachsen. *Lauterbornia* 37: 163-175
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 26: 1-355
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. Landesanst. f. Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] Reihe „Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie“ Bd. 56: 1-501
- BRAUKMANN, U. & R. BISS (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologia* 34: 433-450.
- BRAUNS, M. & W. OFFINGER (2002): Bemerkenswerte Nachweise von Wasserinsekten (Ephemeroptera, Coleoptera, Trichoptera) aus dem Nordharz, Sachsen-Anhalt. *Lauterbornia* 44: 74-82
- BREIMAN, L., J.H. FRIEDMAN, A. OHLSEN & C.G. STONE (1984): Classification and Regression Trees. Wadsworth International Group, Belmont. 358 S.
- BRETTFELD, R. (1987): Der Einfluss der pH-Wert-Absenkung auf die biologische Struktur eines Bergbachsystems im mittleren Erzgebirge. *Veröff. Naturhist. Mus. Schleusingen* 2: 57-76
- BRETTFELD, R. (1997): Neufunde von *Nemoura dubitans* MORTON, 1894 (Insecta: Plecoptera) in Thüringen. *Thür. Faun. Abhandlungen IV*: 80-82
- BRETTFELD, R. & R. BELLSTEDT (1999): Zur Limnofauna der Öchse im Wartburgkreis (Thüringen). *Thür. Faunist. Mitt.* VI: 67-87
- BRETTFELD, R., R. BELLSTEDT, W. JOOST & W. ZIMMERMANN (1996): Zur Limnofauna des Unterlaufes der Ulster. *Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha* 19: 3-23
- BRETTFELD, R. & W. JOOST (2001): Rote Liste der Steinfliegen (Plecoptera) Thüringens (2. überarbeitete Fassung). S.: 80-82 in: TLU [Thüringer Landesanstalt für Umwelt] [Hrsg.] Naturschutzreport Heft 18/2002, Jena.
- BRETTFELD, R. & W. JOOST (2004): Checkliste der Steinfliegen (Insecta: Plecoptera) Thüringens. 2. Fassung. S. 17-23 in: Thüringer Entomologenverband e.V. [Hrsg.]: Checklisten Thüringer Insekten und Spinnentiere, Teil 12. Jena. 79 S.

- BRETTFELD, R. & W. ZIMMERMANN (2001): Rote Liste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Thüringens (2. überarbeitete Fassung). S.: 72-75 in: TLU [Thüringer Landesanstalt für Umwelt] [Hrsg.] Naturschutzreport Heft 18/2002, Jena.
- BRETTFELD, R. & W. ZIMMERMANN (2004): Checkliste der Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) Thüringens. 3. Fassung. S. 9-15 in: Thüringer Entomologenverband e.V. [Hrsg.]: Checklisten Thüringer Insekten und Spinnentiere, Teil 12. Jena. 79 S.
- BRAY, R.J. & J.T. CURTIS (1957): An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349
- BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht, Hennef. Mappe mit Textband, Steckbriefen, Kurzfassung, 4 Karten.
- BRIEST, N. & K. HARTMANN (1994): Aufbau und Realisierung eines Monitoring-Programms für ausgewählte Gewässer im Bereich des Nationalparks „Hochharz“. Dipl.-Arb. an der FH Magdeburg, FB Wasserwirtschaft. 141 S.
- BROCK, V. & R. BLUM (1977): Steinfliegen (Plecoptera) in einem Fließgewässer im Harz. *Festschr. 125 Jahre Naturwiss. Ver. Goslar*, 37-60
- BROCK, V. (1979): Zur Kenntnis der Plecopterenfauna des Harzes. *Entomol. Nachr.* 8: 120-123
- BUFFAGNI, A., G. CROSA & R. MARCHETTI (1995): Size-related shifts in the physical habitat of two mayfly species (Ephemeroptera). *Freshwater Biology* 34: 297-302
- BURIAN, S. K. (1997): An analysis of the distribution and diversity of the Ephemeroptera of Maine, U.S.A. in LANDOLT, P. & M. SARTORI (Eds.): *Ephemeroptera and Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. MTL, Fribourg: 127-138
- CANALE, G. (1999): BORIS - Benthic evaluation of ORegon riverS. Draft report - Oregon DEQ Laboratory. BIO99-008.
- CANTOR, S.B. ET AL. (1999): A comparison of C/B-ratios from studies using receiver operating characteristic curve analysis. *J. Clin. Epidemiol.* 37 (Suppl. 1): 885-892
- CAO, Y., D. P. LARSEN & R. ST-J. THORNE (2001): Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 20:144–153.
- CAO, Y., D. D. WILLIAMS, AND N. E. WILLIAMS (1998): How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography* 43:1403–1409
- CARLISLE, M.C., C.P. HAWKINS, M.R. MEADOR, M. POTAPOVA & J. FALCONE (2008): Biological assessments of Appalachian streams based on predictive models for fish, macroinvertebrate, and diatom assemblages. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 27: 16-37
- CASPERS, N. & H. STIERS (1977): Beitrag zur Kenntnis der Plecopteren der Eifel (Insecta: Plecoptera). *Decheniana* 130: 236-250
- CHARVET, S., B. STATZNER, P. USSEGLIO-POLATERA & B. DUMONTS (2000): Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43: 277-296
- CHATFIELD, C. (1995): Model uncertainty, data mining and statistical inference. *J. Roy. Stat. Soc. A. Stat.* 158 : 419–466
- CHESSMAN, B.C. (1999): Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences. *Freshwater Biology* 41: 747-757
- CHESSMAN, B.C. & M.J. ROYAL (2004): Bioassessment without reference sites: use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 23: 599–615
- CLARKE, R.T., M.T. FURSE, J.F. WRIGHT & D. MOSS (1996): Derivation of a biological quality index for river sites: comparison of the observed with the expected fauna. *Journal of Applied Statistics* 23: 311–332

- CLARKE, R.T. & J.F. MURPHY (2006): Effects of locally rare taxa on the precision and sensitivity of RIVPACS bioassessment of freshwaters *Freshwater Biology* 51:1924-1940
- COHEN, J. (1960): A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.* 20: 37-46
- COHEN, P., H. ANDRIAMAHEFA & J.G. WASSON (1998): Towards a regionalization of aquatic habitat: distribution of mesohabitats at the scale of a large basin. *Regulated rivers: Research and Management*. 14: 391-404
- COLLIER, K.J., O.J. BALL, A.K. GRAESSER, M.R. MAIN & M.J. WINTERBOURN (1990): Do organic and anthropogenic acidity have similar effects on aquatic fauna? *Oikos* 59: 33-38
- CORKUM, L.D. & J.J.H. CIBROWSKI (1988): Use of alternative classifications in studying broad-scale distributional patterns of lotic invertebrates. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 7: 167-179
- COURTEMANCH, D. L. (1996). Commentary on the subsampling procedure used for rapid bioassessments. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 15: 381-385
- CRAMER, J.S. (2003): *Logit models – from economics and other fields*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne: 66-67
- CRISP, D.T. & G. HOWSON (1982): Effect of air temperature upon mean water temperature in streams in the north Pennines and English Lake District. *Freshwater Biology* 12: 359-367
- CROSA, C., S. VILLA M. COTTA-RAMUSINO (2002) : Local versus longitudinal variability in a high gradient stream. *Hydrobiologia* 477: 107-114
- DAHL, H.-J. & M. HULLEN (1989): Studie über die Möglichkeit zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 18: 5-120
- DAHL, J. & R. K. JOHNSON (2004): Detection of Ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric and multivariate approaches. In: DAHL, J. (2004): *Detection of Human-Induced Stress in Streams. Comparison of bioassessment approaches using macroinvertebrates*. PhD-Thesis, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 332, part III, 22 S.
- DANGLES, O., B. MALMQVIST & H. LAUDON (2004) : Naturally acid freshwater ecosystems are diverse and functional: evidence from boreal streams. *Oikos* 104: 149-155
- DAVIES, N.M., R.H. NORRIS & M.C. THOMS (2000): Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment Characteristic. *Freshwater Biology* 45: 343-369
- DAVY-BOWKER, J., R.T. CLARKE, R.K. JOHNSON, J. KOKES, J.F. MURPHY & S. ZAHRAĐKOVA (2006): A Comparison of the European Water Framework Directive physical typology and RIVPACS-type models as alternative methods of establishing reference conditions for benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 566: 91–105
- DAVY-BOWKER, J., R. CLARKE, T. CORBIN, H. VINCENT, J. PRETTY, A. HAWCZAK, J. BLACKBURN, J. MURPHY & I. JONES (2008): *River Invertebrate Classification Tool*. Final report. Edinburgh, UK, Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER). 161 S.
- DE'ATH, G. (2002): Multivariate Regression Trees: A New Technique for Constrained Classification Analysis. *Ecology* 83: 1103-1117
- DE ZWART, D., S.D. DYER, L. POSTHUMA & C.P. HAWKINS (2006): Predictive Models attribute effects on fish assemblages to toxicity and habitat alteration. *Ecological Applications* 16: 295–1310
- DI DATO, P., L. MANCINI, L. TANCIONI & M. SCARDI (2005): A neural network approach to the prediction of benthic macroinvertebrate fauna composition in rivers. In: LEK et al. [Hrsg.] (2005): 147-157
- DI DATO, P., F. RIMET, L. TUDESQUE, L. ECTOR & M. SCARDI (2005): Use of neural network models to predict diatom assemblages in the Loire-Bretagne-basin (France). in: LEK et al. [Hrsg.] (2005): 355-365
- DIEMBECK, D., D. LORENZEN, H. RECK, M. TREPL & W. WINDHORST (2008): Anforderungen an Habitatmodelle als Planungshilfe für die Wasserrahmenrichtlinie. *WasserWirtschaft* 1-2 (2008): 13-17

DIERßEN, K. (1996): Die Vegetation Nordeuropas. UTB Große Reihe. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart-Hohenheim. 838 S.

DITTMAR, H. (1955): Ein Sauerlandbach. Arch. Hydrobiol. 50: 307-552

DOBLER, L. (1999): Der Einfluss der Bergbaugeschichte im Ostharz auf die Schwermetalltiefengradienten in historischen Sedimenten und die fluviale Schwermetalldispersion in den Einzugsgebieten von Bode und Selke im Harz. Diss., Mat.-Nat.-Techn. Fak. Martin Luther Universität Halle-Wittenberg. Halle, 120 S. + Anh.

DOLISY, D. & A. DOHET (2003): The use of Ephemeroptera to assess aquatic biodiversity in the rhithral part of Luxembourgish rivers. Proceedings of the 2001 International Joint Meeting X International Conference on Ephemeroptera, XIV International Symposium on Plecoptera held August 5-11, 2001. In: E. GAINO [Ed.]: Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera, University of Perugia, Italy: 299-303

DORMANN, C. F. (2007): Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. Global Ecol. Biogeogr. 16: 129-138

DORMANN, F.C., J.L. MCPHERSON, M.B. ARAÚJO, R. BIVAND, J. BOLLIGER, G. CARL, R.G. DAVIES, A. HIRZEL, W. JETZ, W.D. KISSLING, I. KÜHN, R. OHLEMÜLLER, P. PERES-NETO, B. REINEKING, B. SCHRÖDER, F.M. SCHURR & R. WILSON (2007): Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review Ecography 30: 609-628

DOVCIAK, A.L. & J.A. PERRY (2002): In Search of Effective Scales for Stream management: Does Agroecoregion, Watershed, or their Intersection Best Explain the Variance in Stream macroinvertebrate Communities? Environmental Management 30: 365-377

DRACHENFELS, O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen - Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe – Stand Januar 1996. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen Heft 34: 148 S.

DRL [DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE, HRSG.](2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflge, Heft 81. 138 S.

DUFRÈNE, M. & P. LEGENDRE (1991): Geographic structure and potential ecological factors in Belgium. J. Biogeogr. 18: 2578-266

DUFRÈNE, M. & P. LEGENDRE (1997): Species Assemblages and Indicator Species: The Need For a Flexible Asymmetrical Approach. Ecological Monographs 67: 345-366

DUPHORN, K. (1968): Ist der Oberharz im Pleistozän vergletschert gewesen? Eiszeitalter und Gegenwart 19: 101-114

DÜBLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. Heft 15. 58 S. + Anh.

ECKEL, O. & H. REUTER (1950): Zur Berechnung des sommerlichen Wärmeumsatzes in Flussläufen. Geografiska Annaler 3-4: 188-209

ECKERT, E. (1997): Untersuchungen zu den Beziehungen von Wassergüte, Ökomorphologie und Makrozoobenthos-Besiedlung der Selke und ihrer Nebengewässer. Dipl.-Arb. an der FH Magdeburg, FB Wasserwirtschaft. 164 S. + Anh.

ECKSTEIN, R. (1994): Untersuchungen zur Steinfliegenfauna der Hohen Rhön. Lauterbornia 17: 89-96

ECTOR, E. & F. RIMET (2005): Using bioindicators to assess rivers in Europe: An Overview. S. 7-19 in: LEK, S., M. SCARDI, P.F.M. VERDONSCHOT, J.-P. DESCY & Y.-S. PAK (2005): Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems. Springer Verlag Berlin Heidelberg. 517 S.

EDWARDS, T.C. JR., D. R. CUTLER, N.E. ZIMMERMANN, L. GEISER & G.G. MOISEN (2006): Effects of sample survey design on the accuracy of classification tree models in species distribution models. Ecological Modelling 199: 132-141

- EFRON, B. (1979): Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. *The Annals of Statistics* 7: 1–26
- EFRON, B. & R. TIBSHIRANI (1986): Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy. *Statistical Science* 1: 54–75
- EIDEL, K. (1933): Beiträge zur Biologie einiger Bäche des Schwarzwaldes mit besonderer Berücksichtigung der Insektenfauna der Elz und Kinzig. *Arch. Hydrobiol.* 25: 543-615
- ELITH, J., C.H. GRAHAM, R.P. ANDERSON, M. DUDÍK, S. FERRIER, A. GUIAN, R.J. HIJMANS, F. HUETTMANN, F., J.R. LEATHWICK, A. LEHMANN, J. LI, L.G. LOHMANN, B.A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, J.MCC. OVERTON, A.T. PETERSON, S.J. PHILLIPS, K.S. RICHARDSON, R. SCACHETTI-PEREIRA, R.E. SCHAPIRE, J. SOBERÓN, S. WILLIAMS, M.S. WISZ & N.E. ZIMMERMANN (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151
- ELITH, J. & C.H. GRAHAM (2009): Do they? How do they? Why do they differ? on finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66–77
- ELITH, J. & J. R. LEATHWICK (2009): Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 677-697
- ENGSTROM, D.R., S.C. FRITZ, J.E. ALMENDINGER & S. JUGGINS (2000): Chemical and Biological Trends during Lake Evolution in Recently Deglaciated Terrain. *Nature* 408: 161-166
- ENTING, K. & R. RUPPRECHT (2001): Zur Kenntnis der Steinfliegenfauna (Insecta: Plecoptera) im Taunus. *Lauterbornia* 41: 63-77
- ERCOSPLAN [ERCOSPLAN UMWELT Consulting GmbH] (2000-2004): Gewässerökologische Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos, Selke unterhalb Straßberg im Harz (Schsen-Anhalt). Unveröff. Monitoringberichte i.A. der BST Mansfeld & Co. KG. Erfurt.
- FAITH, D.P. & R.H. NORIS (1989): Correlation of Environmental Variables with Patterns of Distribution and Abundance of Common and Rare Freshwater Macroinvertebrates. *Biological Conservation* 50: 77-98
- FEMINELLA, J.W. (2000): Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 442–461
- FIELDING, A.H. & J.F. BELL (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38–49
- FÖRSTER, S. (1997): Libellen (Odonata). In: Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Harz. Ber. LAU LSA, Sonderheft 4/1997: 183-187
- FORBES, A.D. (1995) Classification-algorithm evaluation: five performance measures based on confusion matrices. *Journal of Clinical Monitoring* 11: 189–206
- FORE, L. S., J. R. KAR & R. W. WISSEMAN (1996): Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 15: 212-231
- FREI, M., U. BIELERT & H. HEINRICHS (1998): Spurenelementgehalte und Alkalinität von Quellwässern auf verschiedenen Speichergesteinen im Einzugsgebiet der Eckertalsperre (Harz) sowie in den aufbereiteten Trinkwässern. *Wiss. Mitt. Inst. Geol. Bergakademie Freiberg, Sonderheft* 7: 69-72
- FRISSELL, C. A., W. J. LISS, C. E. WARREN & M. D. HURLEY (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199–214
- FRÜHAUF, M. (1985): Beiträge zum Boden- und Substratwandel am nordöstlichen Harzrand. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 3/85, S. 171-175
- FRÜHAUF, M. (1986): Beiträge zur Lithologie, Genese, räumlichen Verteilung und standortkundlichen Bedeutung der schluffreichen Sedimentglieder der periglazialen Lockermaterialdecken in den Mittelgebirgen – dargestellt am Beispiel des Harzes. (DDR-Teil). *Habil.-Schrift, Martin-Luther-Univ. Halle/Wittenberg*

- FRÜHAUF, M. (1991): Neue Befunde zur Lithologie, Gliederung und Genese der periglazialen Lockermaterialdecken im Harz: Erfassung und Bewertung postallerödzeitlicher decksedimentbildender Prozesse. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 1/91, S. 49-60
- FUCHS, E. & K.J. KLENGEL (1977): *Baugrund und Bodenmechanik*. 8. Aufl., Verlag f. Bauwesen Berlin. 312 S.
- GAHSCHKE, J. (1992): Ökologisch-faunistische Untersuchungen zweier Bachsysteme - ein Beitrag zur Inventarisierung im Gebiet des Nationalparks Hochharz. *Mitt. Naturw. Ver. Goslar* 3: 111-130
- GEHRS, C. (1908): Verzeichnis der in der näheren und weiteren Umgebung von Hannover von mir beobachteten Netzflügler oder Ephemeroptera. *Jahresber. naturhist. Ges. Hannover*, 55-57: 169-179
- GELLERT, J.F. (1958): *Grundzüge der physischen Geographie von Deutschland*, Bd. 1: Geologische Struktur und Oberflächengestaltung. Dt. Verl. d. Wissenschaften, Berlin
- GLA [Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt] (1998): Übersichtskarte der Böden Sachsen-Anhalts 1: 400 000. Halle
- GLA (1998): Geologische Karte Harz 1: 100 000. Herausgegeben in Zusammenarbeit mit dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung. Halle
- GLÄSSER, R. (1994): *Das Klima des Harzes*. Verlag Dr. Kovac, Hamburg. 338 S. + Anh.
- GOETHALS, P.L.M., A.P. DEDECKER, W. GABRIELS, S. LEK & N. DE PAUW (2007): Applications of artificial neural networks predicting macroinvertebrates in freshwaters. *Aquat. Ecol.* 41: 491-508
- GOWER, J.C. (1966): Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53: 325-338
- GOWER, J.C. (1971): A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27: 857-874
- GRAHAM, J.H. (1993): Species diversity of fishes in naturally acidic lakes in New Jersey. *Transactions of the American Fisheries Society* 122: 1043-1057
- GRAHAM, M. H. (2003): Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84: 2809-2815
- GRASHOF, H. (1972): Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren an Harzer Fließgewässern. *Dipl.-Arb. Uni Gießen, Schlitz*.
- GRAU, S. (1997): Abiotische Standortfaktoren im Landschaftsraum Harz. In: *Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Harz*. Ber. LAU LSA, Sonderheft 4/1997: 17-22
- GRIEB, H. & R. SPENGLER (1981): Blatt 10 Hydrographische Übersicht. *Atlas der DDR*, Hermann Haack Verlag Gotha
- GRÜNEBERG, H. & H. SCHLÜTER (1957): Waldgesellschaften im Thüringischen Schiefergebirge. *Archiv für Forstwesen* 6: 861-932
- GUISAN, A., J.-P. THEURILLAT & F. KIENAST (1998): Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *J. Veg. Sci.* 9: 65-74
- GUISAN, A. & N. ZIMMERMANN (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186
- HAASE, P. (1999): Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland. *Ökologie u. Umweltsicherung* 18/1999, Hrsg. Gesamthochschule Kassel, FB Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung, FG Landschaftsökologie u. Naturschutz. 157 S. + Anh.
- HAASE, P. & M.P.D. MEIJERING (1995): Zur Makroinvertebratenfauna eines naturnahen Bergbaches in Nordhessen, Lauterbornia 20: 65-75

- HAASE, P. & H. REUSCH (1999): Die Eintags- und Steinfliegenfauna Niedersachsens (Insecta: Ephemeroptera et Plecoptera). *Lauterbornia* 37: 177-186
- HAASE, P. & K. SCHINDEHÜTTE (2000): Die Ephemeroptera, Plecoptera, aquatische Coleoptera (partim) und Trichoptera des niedersächsischen Harzes: Faunistik und ökologische Anmerkungen. *Braunschweiger Naturkundl. Schriften* 6: 85-102
- HAASE, P., A. SUNDERMANN & K. SCHINDEHÜTTE (2006a): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. [Stand Mai 2006]. www.fliessgewaesserbewertung.de
- HAASE, P., A. SUNDERMANN & K. SCHINDEHÜTTE (2006b): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. [Stand Mai 2006]. www.fliessgewaesserbewertung.de
- HAASE, P., A. SUNDERMANN, C. FELD, D. HERING, A. LORENZ, C. MEIER, J. BÖHMER, C. RAWER-JOST & A. ZENKER (2004): Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos). Abschlussbericht 2. Projektjahr. Förderkennzeichen O 3.02 . Forschungsinstitut Senckenberg, Forschungsstation für Mittelgebirge Biebergemünd: 1-83 + Anh.
- HARRELL, F.E., K.L. LEE & D.B. MARK (1996): Multivariable prognostic models: issues in developing models, evaluating assumptions and adequacy, and measuring and reducing errors. *Statistics in Medicine* 15: 361-387
- HARGETT, E.G., J.R. ZUMBERGE, C.P. HAWKINS & J.R. OLSON (2006): Development of a RIVPACS-type predictive model for bioassessment of wadeable streams in Wyoming. *Ecological Indicators* 7: 807-826
- HÄUPLER, H. (1970): Vorschläge zur Abgrenzung der Höhenstufen der Vegetation im Rahmen der Mitteleuropakartierung. Teil I und II. *Göttinger Florist. Rundbr.* 4: 1-15, 54-62
- HAWKINS, C.P. (2004a): Predictive Model Assessments: A Primer. The Western Center for Monitoring and Assessment of freshwater ecosystems. Utah State University. 29.09.2004. 9 S.
- HAWKINS, C.P. (2004b): Predictive Models: Using and Building Models. The Western Center for Monitoring and Assessment of freshwater ecosystems. Utah State University. 29.09.2004. 10 S.
- HAWKINS, C.P. (2006): Quantifying biological integrity by taxonomic completeness: Its utility in regional and global assessments. *Ecological Applications* 16: 1277-1294
- HAWKINS, C.P., R.H. NORRIS, J. GERRITSEN, R.M. HUGHES, S.K. JACKSON, R.K. JOHNSON, R.J. STEVENSON (2000a): Evaluation of the use of landscape classification for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 541-556
- HAWKINS, C.P., R.H. NORRIS, J.M. HOGUE, & J.W. FEMINELLA (2000b): Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* 10: 1456-1477
- HAWKINS, C.P., J.R. OLSON & R.A. HILL (2010): The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 29: 312-343
- HAWKINS, C.P. & M.R. VINSON (2000): Weak correspondence between landscape classifications and stream invertebrate assemblages: implications for bioassessment. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 501-517
- HAYBACH, A. & P. MALZACHER (2002): Verzeichnis der Eintagsfliegen Deutschlands (Insecta: Ephemeroptera). *Ent. Z.* 112 : 34-35
- HAYBACH, A. & T. SCHMIDT (1997): Ein Beitrag zur Kenntnis der Heptageniidae-Fauna im nördlichen Hessen mit einem Nachweis von *Rhithrogena germanica* EATON (Ephemeroptera: Heptageniidae). *Lauterbornia* 31: 41-48

- HAYBACH, A. (1998): Die Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) von Rheinland-Pfalz. Zoogeographie, Faunistik, Ökologie, Taxonomie und Nomenklatur. Unter besonderer Berücksichtigung der Familie Heptageniidae und unter Einbeziehung der übrigen aus Deutschland bekannten Arten. Diss., J.-Gutenberg-Universität Mainz, FB Biologie. 417 S. + Anh.
- HAYBACH, A. (2003): Zoogeographische Aspekte der Eintagsfliegenbesiedlung Deutschlands (Insecta, Ephemeroptera). Verh. Westd. Entomologentag 2002, Löbbecke-Museum, Düsseldorf: 187-209
- HEFTI, D. & I. TOMKA (1991): Mayfly communities in a prealpine stream system of Switzerland. Aquatic Sciences 53: 21-37
- HEINO, J. (2002): Spatial Variation of Benthic Macroinvertebrate Biodiversity in Boreal Streams - Biogeographic Context and Conservation Implications. Diss., Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Jyväskylä. Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science 116: 1-43
- HEINO, J., T. MUOTKA, R. PAAVOLA, H. HÄMÄLÄINEN & E. KOSKENNIEMI (2002): Correspondence between regional delineations and spatial patterns in macroinvertebrate assemblages of boreal headwater streams. J.N.Am.Benthol.Soc. 21: 397-413.
- HEINO, J. & H. MYKRÄ (2006): Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? Biological Conservation 129: 418-426
- HEITKAMP, U. (1997): Fließgewässer. in: WEGENER, U. [Hrsg.]: Schutz und Pflege von Lebensräumen. G. Fischer Verlag, Jena.
- HEITKAMP, U. & E. CORING (1997): Die biozönotische Gliederung der Oder, eines Mittelgebirgsflusses im Harz und Harzvorland. Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 133-179
- HEITKAMP, U., D. LESSMANN & C. PIEL (1985): Makrozoobenthos-, Moos- und Interstitialfauna des Mittelgebirgssystems der Sieber im Harz (Süd-Niedersachsen). Arch. Hydrobiol. Suppl. 70: 279-364
- HEITKAMP, U., D. LESSMANN, J. ROMMELSMANN, R. RÜDDENKLAU & J. WOLFHORST (1992): Limnology of a slightly alkaline and acidified brook in the Harz Mountains (FRG). Verh. Internat. Verein Limnol. 24: 1862-1868
- HELEŠIĆ, J. (2001): Nonparametric evaluation of environmental parameters determining the occurrence of stonefly larvae (Plecoptera) in streams. Aquat.Sci. 63: 490-501
- HERDAM, H. (1991): Neue Flora von Halberstadt. Farn- und Blütenpflanzen des Nordharzes und seines Vorlandes (Sachsen-Anhalt). Botanischer Arbeitskreis Norharz e.V., Quedlinburg. 385 S.
- HILL, M.O. (1973): Reciprocal averaging – An eigenvector method of ordination. J. Ecol. 61: 237-249
- HILL, M.O. & H.G. GAUCH (1980): Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. Vegetatio 42: 47-58
- HINDERER, M. & G. EINSELE (1998): Grundwasserversauerung in Baden-Württemberg. Landesanst. f. Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.]: Handbuch Wasser 3, Bd. 4, Karlsruhe. 210 S.
- HOFIUS, K. (1971): Das Temperaturverhalten eines Fließgewässers, dargestellt am Beispiel der Elz. Freiburger Geographische Hefte 10: Beiträge zur Hydrologie des Schwarzwaldes. Geogr. Inst. d. Albrecht-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.. 111 S.
- HOFMANN, W. (1988): The significance of chironomid analysis (Insecta: Diptera) for paleolimnological research. Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology 62: 501-509
- HOHL, R. (1981)[HRSG.]: Die Entwicklungsgeschichte der Erde. Brockhaus Nachschlagewerk Geologie. F.A. Brockhaus Verlag Leipzig. 703 S.
- HOHMANN, M. & D. BÖHME (1999): Checkliste der Eintags- und Steinfliegen (Ephemeroptera, Plecoptera) von Sachsen-Anhalt. Lauterbornia 37: 151-162
- HOHMANN, M. (2011): Untersuchungen an Wasserinsekten im Nationalpark Harz (Sachsen-An-

halt) unter besonderer Berücksichtigung von Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). Dissertation Universität Kassel. Kassel University Press. 242 S.

HOTELLING, H. (1933): Analysis of a complex of statistical variables into principal components. J. Educ. Psychol. 24: 417-441, 498-520

HÖVERMANN, J. (1973/74): Neue Befunde zur pleistozänen Harzvergletscherung. Abh. Braunschw. Wiss. Ges. 24: 31-52

HÖVERMANN, J. (1978): Über Ausdehnung und Typ pleistozäner Harzvergletscherungen. Beitr. z. Quartär- u. Landschaftsforschung, Festschrift J. Fink: 251-260

HÖXTER, W. (1997): *Ameletus inopinatus* (Eaton 1887) (Ephemeroptera: Rallidentidae) und *Rhithrogena hercynia* (Landa 1969) (Ephemeroptera: Heptageniidae) im Harz. Lauterbornia 32: 27-28

HÖXTER, W. (1999): Beitrag zur Kenntnis der *Rhithrogena*-Arten (Ephemeroptera, Heptageniidae) in Niedersachsen. Braunschweiger Naturkundl. Schr. 5: 841-847

HUNDT, R. (1964): Die Bergwiesen des Harzes, Thüringer Waldes und Erzgebirges. Gustav Fischer Verlag Jena. Pflanzensoziologie Bd. 14: 284 S.

HUNTLEY, B., P.M. Berry, W. Cramer & A.P. McDonald (1995): Modelling present and potential future ranges of some European higher plants using climate response surfaces. J. Biogeogr. 22: 967-1001

HUTCHINSON, G.E. (1957): Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology 22: 415-427

HYDROGEOLOGIE NORDHAUSEN GMBH [HGN] (1996): Flussgebietsstudie Bode, Spezieller Teil: Teilgebiet Bode und Lieth, Bd. IV. Im Auftrag des STAU Magdeburg. 170 S. + Anl.

HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 11: 332-351

ILLIES, J. (1953): Beitrag zur Verbreitungsgeschichte der europäischen Plecopteren. Arch. Hydrobiol. 48: 35-74

ILLIES, J. (1955): STEINFLIEGEN ODER PLECOPTERA. in DAHL, M. & H. BISCHOFF (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile Teil 43. Fischer Verlag Jena. 150 S.

ILLIES, J. (1955): DER BIOLOGISCHE ASPEKT DER LIMNOLOGISCHE FLIEßGEWÄSSERTYPISIERUNG. ARCH. HYDROBIOL. SUOPPL. 22: 337-346

ILLIES, J. (HRSG.)(1978): Limnofauna europaea. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. 532 S.

ILLIES, J. (1979): Population dynamics of Plecoptera from Breitenbach, Schlitz (Summary). in: 6. Int. Symp. Plecoptera, Schlitz. Gewässer und Abwässer 64: 47

ILLIES, J. & L. & BOTOSANEANU (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Int. Verein. f. theoretische und angewandte Limnologie, Mitt. No. 12. Schweizerbarth'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 1-57

JACOB, U. (1972): Beitrag zur autochthonen Ephemeropterenfauna in der Deutschen Demokratischen Republik. Diss. Karl-Marx-Universität Leipzig, Sektion Biologie. 158 S.

JACKSON, D.A. (1993): Multivariate analysis of benthiv invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardisations, measures of association, and ordination methods. Hydrobiologia 268: 9-26

JACKSON, D.A. & H.H. HARVEY (1989): Biogeographic associations in fish assemblages: local vs. regional processes. Ecology 70: 1472-1484

JEZBEROVA, M. (2003): Distribution and density of Ephemeroptera and Plecoptera of the Radikovsky brook (Czech Republic) in relation to selected environmental variables. Proceedings of the 2001 International Joint Meeting X International Conference on Ephemeroptera, XIV International Symposium

on Plecoptera held August 5-11, 2001. In: E. GAINO [Hrsg.]: Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera, University of Perugia, Italy: 327-331

JONES, M. M., H. TUOMISTO, D. BORCARD, P. LEGENDRE, D.B. CLARK & P.C. OLIVAS (2008): Explaining variation in tropical plant community composition: influence of environmental and spatial data quality. *Oecologia* 155: 593-604.

JONGMAN, R.H.G., C.J.F. TER BRAAK & O.F.R. VAN TONGEREN (1995): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 324 S.

JOHNSON, R.K. (2001): Defining reference condition and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment. Background document for the EU-funded REFCOND project. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 13 S.

JOHNSON, R.K. & W. GOEDKOOP (2000): The use of biogeographical regions for partitioning variance of littoral macroinvertebrate communities. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 333-339

JOHNSON, R.K. & L. SANDIN (2001): Development of a prediction and classification system for lake (littoral, SWEPA_{CLI}) and stream (riffle SWEPA_{SRI}) macroinvertebrate communities. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Report 2001.

JOHST, A. (1998): Biozönotische Charakterisierung der Fließgewässer Thüringens als Grundlage einer landesweiten Fließgewässertypologie. Dipl.-Arb., Inst. F. Geobotanik, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Halle.

JONES, M. M., H. TUOMISTO, D. BORCARD, P. LEGENDRE, D.B. CLARK & P.C. OLIVAS (2008): Explaining variation in tropical plant community composition: influence of environmental and spatial data quality. *Oecologia* 155: 593-604

JONGMAN, R.H.G., C.J.F. TER BRAAK & O.F.R. VAN TONGEREN, eds. (1995): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne. 299 S.

JOOST, W. (1967): Steinfliegen aus dem Unterharz. *Mitt. Dt. Ent. Ges.* 26: 9-13

JOOST, W. (1989): Die Steinfliegen-Emergenz der Vesser 1984/84 (Insecta, Plecoptera). *Verh. XI. SIEEC, Gotha 1986. Gothaer Emergenz-Untersuchungen im Biosphärenreservat Vessertal, Nr. 15. Dresden: 325-330*

JOOST, W. (1996): Zur Kenntnis der Plecoptera- und Trichoptera-Fauna der Emse, einem Bergbach im nordwestlichen Thüringer Wald. *Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha* 19: 74-87

JOOST, W. (2002): Neufunde von *Leuctra major* BRINK, 1949 (Plecoptera, Leuctridae) in Thüringen. *Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha* 22: 185-186

JOOST, W., B. KLAUSNITZER & W. ZIMMERMANN (1985): Die merolimnische Insektenfauna eines Thüringer-Wald-Baches im Ergebnis dreijähriger Emergenzuntersuchungen, Teil I. Faun. *Abh. Mus. Tierk. Dresden* 13: 1-39

JOOST, W. & R. KÜTTNER (1997): Beitrag zur Kenntnis der Steinfliegen Sachsens (Plecoptera). *Entomol. Nachr. Ber.* 41: 213-232

KAMMERAD, B. & O. WÜSTEMANN (1990): Wachstum und Nahrung der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) i der Zorge (Südharz, DDR.) *Fischökologie aktuell* 2: 4-8

KAMMERAD, B., S. ELLERMANN, J. MENCKE, O. WÜSTEMANN & U. ZUPPKE (1997): Die Fischfauna von Sachsen-Anhalt – Verbreitungsatlas. Hrsg. Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg. 180 S.

KAMMERAD, B. & L. TAPPENBECK (1996): Faunistisch-ökologische Untersuchung der Fische und Wirbellosen der Ilse – ein Beitrag zur Erweiterung des Artinventars von Fließgewässern der Harzregion (Landkreise Wernigerode und Halberstadt, Sachsen-Anhalt). *Abhandlungen und Berichte des Museums für Naturkunde Magdeburg* 19: 19-30

- KARR, J. R. (1991): Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1: 66-84
- KEARNS, B.L. & J.R. KARR (1994): A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4: 768-785
- KEFFORD, B. J., P. J. PAPAS, L. METZELING & D. NUGEGODA (2004): Do laboratory salinity tolerances of freshwater animals correspond with their field salinity? *Environmental Pollution* 129: 355-362
- KELLER, R. (1979): Variationskoeffizient des mittleren jährlichen Abflusses (MQ). Blatt 40 in: KELLER, R. [Hrsg.]: *Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland*. Deutsche Forschungsgemeinschaft. H. Boldt Verlag, Boppard.
- KERN, F.-J., J. STRUB & CH. LEIBUNDGUT (2000): Gewässernetzdichte. Blatt 1.2 in: BMUNR [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg.] (2000): *Hydrologischer Atlas von Deutschland der BRD*.
- KLOTZEK, F. (1971): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Plekopteren der Einzugsgebiete von Bode und Selke im Harz. Diss., Martin-Luther-Universität Halle/Saale
- KOKEŠ, J., S. ZAHŘÁDKOVÁ, D. NĚMEJCOVÁ, J. HODOVSKÝ, J. JARKOVSKÝ & T. SOLDÁN (2006): The PERLA system in the Czech Republic: a multivariate approach for assessing the ecological status of running waters. *Hydrobiologia* 566: 343–354
- KÖLLNER, T. & P. HAASE (1997): Über einige seltene Wasserinsekten des Westharzes (Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera). *Göttinger naturkundl. Schriften* 4: 173-179
- KOTHÉ, P. (1962): Der "Artenfehlbetrag", ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendbarkeit bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. *Deutsche Gewässerkundl. Mitt.* 6: 60-65
- KRNO, I. (2003): Distribution patterns and habitats of stoneflies in Slovakia. In: GAINO, E. [Hrsg.]: *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*. University of Perugia, Italy: 349-356
- KRUSKAL, J.B. (1964): Multidimensional scaling by optimizing the goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29: 1-27
- KURTH, A. (1998): Komplexe gewässerökologische Bewertung der Wipper, ihrer Nebengewässer und ihres Umlandes. Dipl.-Arb. an der FH Anhalt, FB Landschaftspflege. Anhang.
- KÜTTEL, S., A. PETER & A. WÜEST (2001): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Rhône Revitalisierung - Publikation Nummer 1. 41 S. <http://www.rhone-thur.eawag.ch/temperaturpraeferenzen1.pdf>
- LANA [Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Hrsg.] (2004): Empfehlungen der LANA zu „Anforderungen an die Prüfung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen der Natura 2000-Gebiete gemäß § 34 BNatSchG im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)“. 14 S. <http://www.brandenburg.de/cms/media.php/2338/FFHVP171.pdf> (01.03.2010)
- LANDIS, J. R. & G.G. KOCH (1977): Measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33:159–174.
- LAU LSA (2000) [LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, Hrsg.]: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-fachkarte 1: 200.000. Ber. LAU LSA Sonderheft 1/2000. 230 S. + Anl.
- LAU LSA (1995) [LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, Hrsg.]: Das Frühjahrshochwasser vom April 1994. Ber. LAU LSA Heft 15. 42 S.
- LAUDON, H., S. KÖHLER & K. BISHOP (1999): Natural Acidity or Anthropogenic Acidification in Spring Flood of Northern Sweden. *Science of the Total Environment* 234: 63-73
- LAUDON, H., A.B.S. POLEO, L. A. VØLLESTADB & K. BISHOP (2005a): Survival of brown trout during spring flood in DOC-rich streams in northern Sweden: the effect of present acid deposition and modelled pre-industrial water quality. *Environmental Pollution* 135: 121–130

- LAUDON, H., J. HRUŠKA, S. KÖHLER & P. KRÁM (2005b): Retrospective analyses future predictions of episodic acidification: Example from a heavily impacted stream in the Czech Republic. *Environmental Science and Technology* 39: 3197-3202
- LAUDON, H., O. WESTLING, S. LÖFGREN & K. BISHOP (2001): Modelling preindustrial ANC and pH during the spring flood in northern Sweden. *Biogeochemistry* 54: 171–195
- LANG, G. (1994): *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas*. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, New York.
- LANGHEINRICH, U., D. BÖHME, U. WEGENER & V. LÜDERITZ (2002): Streams in the Harz National Parks (Germany) - a hydrochemical and hydrobiological evaluation. *Limnologica* 32: 309-321
- LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE (1998): *Numerical ecology*. Second English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam, The Netherlands. 853 S.
- LEGENDRE, P., D. BORCARD & P. R. PERES-NETO (2005): Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75: 435-450
- LEK, S. & J.F. GUEGAN (1999): Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling* 120: 65-7
- LEK, S., M. SCARDI, P.F.M. VERDONSCHOT, J.-P. DESCY & Y.-S. PAK (2005): *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer Verlag Berlin Heidelberg. 517 S.
- LENAT, D.R. & V.R. RESH (2001): Taxonomy and stream ecology—The benefits of genus- and species-level identifications. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 20: 287–298
- LENHART, B. & C. STEINBERG (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern – Eine Literaturstudie. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft H. 4/84*. 203 S.
- LEßMANN, D. (1993): *Gewässerversauerung und Fließgewässerbiozönosen im Harz*. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Bd. 97: 1-247
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie – Eine Einführung*. Springer Verlag Berlin Heidelberg. 221 S.
- LFF [LANDESANSTALT FÜR FORSTEN DES FREISTAATES SACHSEN, Hrsg.] (1997): *Karte der natürlichen Waldgesellschaften im Freistaat Sachsen*. 1: 300 000.
- LIEBSCHER, H.J. & M. SCHUHMACHER (1979): Mittlere Abflusshöhen im Jahr. Blatt 34 in: KELLER, R. [Hrsg.]: *Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland*. Deutsche Forschungsgemeinschaft. H. Boldt Verlag, Boppard.
- LINKE, S. & R.H. NORRIS (2003): Biodiversity: bridging the gap between condition and conservation. *Hydrobiologia* 500: 203-211
- LINKE, S., R.H. NORRIS, D. F. FAITH & D. STOCKWELL (2005): ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology* 50: 147-158
- LIU, C., P.M. BERRY, T.P. DAWSON & R.G. PEARSON (2005): Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *ECOGRAPHY* 28: 385-393
- LOBO, J.M., A. JIMÉNEZ-VALVERDE & R. REAL (2008): AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145–151
- LÖFFLER, E. & C. KINSINGER (1998): *Gewässertypenatlas des Saarlandes*. Ministerium f. Umwelt, Energie, und Verkehr [Hrsg.]. Saarbrücken. 191 S.
- LORENZ, A. (2004): *Mid-sized Mountain Streams – Typology, Assessment and Reliability of Sampling and Assessment Methods*. Diss., Universität Duisburg-Essen, FB Bio- und Geowissenschaften, Landschaftsarchitektur. 146 S.

- LORENZ, A., D. HERING, C.K. FELD & P. ROLAUFFS (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127
- LUA NRW (1999a) [LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, Hrsg.]: Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Teil 1: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Merkblätter LUA NRW 16: 1-235 + Anl.
- LUA NRW (1999b) [LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, Hrsg.]: Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. Merkblätter LUA NRW 17 1-87 + Anl.
- LÜDERITZ, V., U. LANGHEINRICH, C. KUNZ U. U. WEGENER (2006): Die Ecker - Referenzgewässer für den grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 7: 95-112
- MACAN, T.T. (1959): The temperature of a small stony stream. *Hydrobiologia* 12: 89-105
- MADER, H., H. MEIXNER & H. HABERSACK (1999): Clusteranalyse als Instrument zur Fließgewässertypisierung. *Wasserwirtschaft* 89: 368-375
- MALCOLM, R. L. & V. C. KENNEDY (1970): Variation of cation exchange capacity and rate with particle size in stream sediment. *Journ. Water Poll. Control* 2: 153-160
- MANEL, S., H.C. WILLIAMS & S.J. ORMEROD (2001): Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931
- MANGELSDORF, J., K. SCHEURMANN & F.-H. WEIß (1990): *River Morphology. A Guide for geoscientists and Engineers.* Springer Series in Physical Environment 7. Springer Verlag Berlin Heidelberg NewYork. 243 S.
- MARCHANT, R. (1999). How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? A comment on the conclusions of CAO et al. 1999. *Limnology and Oceanography* 44:1840-1841
- MARCHANT, R. (2002): Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? *J.N.Am.Benthol.Soc.* 21: 311-313
- MARCHANT, R., F. WELLS & P. NEWALL (2000) : Assessment of an ecoregion approach for classifying macroinvertebrate assemblages from streams in Victoria, Australia. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 497-500
- MARET, T. R., D. E. MACCOY, K. D. SKINNER, S. E. MOORE & I. O'DELL (2001): Evaluation of Macroinvertebrate Assemblages in Idaho Rivers Using Multimetric and Multivariate Techniques, 1996-1998. Water-Resources Investigations Report 01-4145, U.S. Geological Survey in cooperation with Idaho Departement of Environmental Quality. Boise. 68 S.
- MARSHALL, J.C., A. L. STEWARD & B. D. HARCH (2006): Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia* 572: 33-57
- MATSCHULLAT, J., H. HEINRICH, J. SCHNEIDER & B. ULRICH [Hrsg.] (1994): *Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität – Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz.* Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. 478 S.
- MAVRI, U., S. PODGORNIK, I. SIVEC & M.J. TOMAN (2003): An approach to the study of ecology of the stonefly distribution in the Lipnica Stream, Slovenia. *Proceedings of th 2001 International Joint Meeting X International Conference on Ephemeroptera, XIV International Symposium on Plecoptera held August 5-11, 2001.* In: E. GAINO [Ed.]: *Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera*, University of Perugia, Italy: 363-366
- MCGARIGAL, K. & S.A. CUSHMAN (2005): The gradient concept of landscape structure. p. 112-119 in: WIENS, J.A. & M. MOSS [Hrsg.]: *Issues and perspective in landscape ecology.* Cambridge University Press, Cambridge.
- MCGEOCH, M.A. & S.L. CHOWN (1998): Scaling up the value of bioindicators. *Trends. Ecol. Evol.* 13: 46-47

- McKIE, B.G., Z. PETRIN & B. MALMQUIST (2006): Mitigation or disturbance? Effects of liming on macroinvertebrate assemblage structure and leaf-litter decomposition in the humic streams of northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 43: 780–791
- McPHERSON, J.M., W. JETZ & D.J. ROGERS (2004): The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41: 811–823
- MEHL, D. & V. THIELE (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflands – Am Beispiel der jungglazialen Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. Parey Buchverlag Berlin. 261 S.
- MEIER, C., P. HAASE, P. ROLAUFFS, K. SCHINDEHÜTTE, F. SCHÖLL, A. SUNDERMANN & D. HERING (2006a): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie [Stand Mai 2006]. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>
- MEIER, C., BÖHMER, J., BISS, R.; FELD, C., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & HERING, D. (2006b): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. [Stand Juni 2006]. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>
- MEINEKE, T. (1990): Kritische Sichtung der Literaturangaben zur Geradflügler-Fauna des Naturraumes Harz (Orthoptera, Dictyoptera, Dermaptera). *Göttinger Naturk. Schr.* 2: 17-39
- MEINEL, W., L. SCHÖFFEL & B. RIBBENKAMP (1997): Zur Wasserinsektenfauna Nordhessens und Südniedersachsens. Teil 1: Ephemeroptera und Plecoptera. *Lauterbornia* 31: 33-40
- MISERENDINO, M. L. (2001): Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia* 222: 147-148
- MLU LSA (2002) [MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT SACHSEN-ANHALT; Hrsg.]: Sachsen Anhalt: Biologische Gewässergüte 1995 und 2000 (1: 300.000). Magdeburg.
- MONSERUD, R. A. & R. LEEMANS (1992): Comparing global vegetation maps with Kappa statistic. *Ecological Modelling* 62: 275–293
- MOOG, O. (1995) [HRSG.]: Fauna aquatica austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Loseblattsammlung, Wien.
- MOOG, O., A. CHOVANEC, J. HINTEREGGER & A. RÖMER (1999): Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MOOG, O.; A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Wasserwirtschaftskataster. Wien. 106 S.
- MORISI, A. & S. FENOGLIO (2003): Ecological considerations on the presence and distribution of the genus *Epeorus* EATON in the district of Cueno (NW Italy) (Ephemeroptera: Heptageniidae). Proceedings of the 2001 International Joint Meeting X International Conference on Ephemeroptera, XIV International Symposium on Plecoptera held August 5-11, 2001. In: E. GAINO [Ed.]: Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera, University of Perugia, Italy: 373-3376
- MOSS, D., M.T. FURSE, J.F. WRIGHT & P.D. ARMITAGE (1987): The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17: 41-52
- MÜCKE, E. (1966): Zur Großformung der Hochfläche des östlichen Harzes. *Hercynia* 3: 221-224

- MUGODO, J., M. KENNARD, P. LISTON, S. NICHOLS, S. LINKE, R. H. NORRIS & M. LINTERMANS (2006): Local stream habitat variables predicted from catchment scale Characteristic are useful for predicting fish distribution. *Hydrobiologia* 572: 59–70
- MÜLLER, H.J. (1984) [HRSG.]: Ökologie. Studienreihe Biowissenschaften, Gustav Fischer Verlag Jena.
- MUTZ, M., J. SCHLIEF & C. ORENDT (2001): Morphologische Referenzzustände für Bäche und Flüsse im Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes Brandenburg 33: 1-75
- MYKRÄ, H., J. AROVIITA, J. KOTANEN & H. HÄMÄLÄINEN (2008): Predicting the stream macroinvertebrate fauna across regional scales: influence of geographical extent on model performance. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 27: 705-716
- NEEF, E. [HRSG.] (1956): Brockhaus-Taschenbuch der physischen Geographie - Das Gesicht der Erde. Mit einem ABC. F.A. Brockhaus Verlag Leipzig, 703 S.
- NIJBOER, R.C., T.K. JOHNSON, P.F.M. VERDONSCHOT, M. SOMMERHÄUSER & A. BUFFAGNI (2004): Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia* 516: 91–105
- NIJBOER, R. C., & A. SCHMIDT-KLOIBER (2004): The effect of excluding taxa with low abundances or taxa with small distribution ranges on ecological assessment. *Hydrobiologia* 516: 1347-363
- NIJBOER, R. C., P.F. VERDONSCHOT & D.C. VAN DER WERF (2005): The use of indicator taxa as representatives of communities in bioassessment. *Freshwater Biology* 50: 1427-1440
- NOBLE, R. & I. COWX (2002): Development of a river-type classification system (D1) and Compilation and harmonisation of fish species classification (D2). Final Report. Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers - A Contribution to the Water Framework Directive (FAME). A project under the 5th Framework Programme Energy, Environment and Sustainable Management. Key Action 1: Sustainable Management and Quality of Water. Contract N° EVK1 -CT-2001-00094.
- NORRIS, R.H. & A. GEORGES (1993): Analysis and interpretation of benthic surveys. In ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH [Hrsg.]: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. 512 S.
- NOSS, R.F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364
- ODE, P.R., C.P. HAWKINS & R.D. MAZOR (2008): Comparability of biological assessments derived from predictive models and multimetric indices of increasing geographic scope. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 27: 967-985
- ODUM, E.P. (1950): Bird populations of the Highland (North Carolina) plateau in relation to plant succession and avian invasion. *Ecology* 31: 587-605
- OFENBÖCK, T., O. MOOG, J. GERRITSEN & M. BARBOUR (2002): Multimetrische Methoden zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel). Tutzing. 157-160
- OFFINGER, W. & M. BRAUNS (2000): Untersuchungen zur biozönotischen Gliederung und zur Wiederbesiedlung der Holtemme, einem anthropogen beeinträchtigten Fließgewässer in Nordharz. Dipl.-Arb. Hochschule Anhalt (FH), Bernburg. 147 S. + Anh.
- OKLAND, R.H. (1999): On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *Journ. Veg. Sci.* 10: 131-136
- OLDEN, J.D. & D.A. JACKSON (2002): A comparison of statistical approaches for modelling fish species distributions. *Freshwater Biology* 47: 1-20
- OLDEN, J., D.A. JACKSON & P.P. PERES-NETO (2002): Predictive Models of Fish Species Distributions: A Note on Proper Validation and Chance Predictions. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 329-336

- OLDEN, J., M.K.JOY & R.G. DEATH (2006): Rediscovering the species in community-wide predictive modelling. *Ecological Applications* 16: 1449-1460
- OLDEN, J.D., J.J. LAWLER & N.L. POFF (2008): Machine learning methods without tears: a primer for ecologists. *The Quarterly Review in Biology* 83: 171-193
- ORLOCI, L. (1967): An agglomerative method for the classification of plant communities. *Journal of Ecology* 55: 193-206
- OSTERMILLER, J.D. & C. HAWKINS (2004): Effects of sampling error on of bioassessments of stream ecosystems: Application to RIVPACS-type models. *J.N.Am.Benthol. Soc.* 23: 363-382
- OTTO, A. (1999): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche. Mitt. Inst. Wasserbau und Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe. 180 S.
- OTTO, A. & U. BRAUKMANN (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 288. Landwirtschaftsverlag Münster. 61 S.
- PARSONS, M., M. C. THOMS & R. H. NORRIS (2003): Scales of macroinvertebrate distribution in relation to the hierarchical organization of river systems. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 22: 105-122
- PEISSNER, T. (1992): Erfassung und Eignung des Makrozoobenthos für die Gütebestimmung und Beurteilung des von Gewässern. in: TRAUTNER, J. [Hrsg.]: Arten und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Verlag J. Margraf, Weikersheim: 75-96
- PETERSON, J. (1997): Potentiell-natürliche Vegetation. In: Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Harz. Ber. LAU LSA, Sonderheft 4/1997: 22-24
- PETRIN, Z. (2007): What are the effects of natural versus humancaused acidity on stream species diversity and ecosystem functioning? Diss., Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University. 25 S. +Anh.
- PETRIN, Z., H. LAUDON & B. MALMQUIST (2007): Does freshwater macroinvertebrate diversity along a pH-gradient reflect adaptation to low pH? *Freshwater Biology* 52: 2172-2183
- PFLUME, S. & H. BRUELHEIDE (1994): Wärmestufen-Karte des Harzes auf phänologischer Grundlage. *Tuexenia* 14: 479-486
- PINTO, P., M. MORAIS, M. ILHÉU & L. SANDIN (2006): Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia* 566: 75-90
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher 1563. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 463 S.
- PLESKOT, G. (1951): Wassertemperatur und Leben im Bach. *Wetter u. Leben* 3: 129-143
- POFF, N. L. (1997): Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 16: 391-409
- POSER, H. & HÖVERMANN, J. (1951): Untersuchungen zur pleistozänen Harz-Vergletscherung. *Abh. Braunsch. Wiss. Ges.* 3: 61-115
- POTTGIESSER, T. & T. EHLERT (2002): Eine kurvenreiche Zukunft für Flüsse? Typologie und Leitbilder für Flüsse des Tieflandes in Nordrhein-Westfalen. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel). Tutzing: 81-86
- POTTGIESSER, T. & M. HALLE (2003): Abschließende Arbeiten zur Fliegewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der WRRL – Teil I. Endbericht. Umweltbüro Essen, Gutachten i.A. der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Mai 2003. 27 S.
- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen- Steckbriefe und Anhang. http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/?command=downloadContent&filename=00_Begleittext_Steckbriefe_Anhang_April2008.pdf

- RABENI, C.F. & K. E. DOISY (2000): Correspondence of stream benthic invertebrate assemblages to regional classification schemes in Missouri. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 419-428
- RASPER, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen. Leitbilder und Referenzgewässer. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie [Hrsg.], Hannover. 98 S.
- RAUŠER, J. (1964): Verbreitungsgeschichte der tschechoslowakischen Plecopteren-assoziationen. *Verh. 3. Symp. Plecoptera. Gewässer und Abwässer* 34: 115-129
- RAUŠER, J. (1980): Rad posvatky-Plecoptera- in ROZKOSNY, R. (Hrsg.): *Klic vodnich larev hmyzu*, Prag, S. 86-132 (Übers. TU Dresden)
- REHFELDT, G. (1987): Wirkung von Talsperren und Gewässerbelastungen auf Invertebraten-gesellschaften in Fließgewässern und Auen des Harzes. *Arch. Hydrobiol.* 111: 255-281
- RESH, V.H. (1979): Biomonitoring, species diversity indices, and taxonomy. S. 241–253 in: GRASSLE, J.F., G.P. PATIL, W. SMITH & C. TAILLIE [Hrsg.]: *Ecological Diversity in theory and practice*. International Co-Operative Publishing House, Fairland, Maryland.
- RESH, V.H. & D.M. ROSENBERG (1993): Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. S. 1-9 in: ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH [Hrsg.]: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- REUSCH, H. & P. HAASE (2000): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten mit Gesamtartenverzeichnis. 2. Fassung, Stand 1.10.2000. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 20: 182-200
- REUSCH, H. & R. BRETTFELD (1995): Eintagsfliegen (Ephemeroptera) im Niedersächsischen Landesmuseum Hannover. *Braunschweiger Naturkundl. Schr.* 4: 863-871
- REUSCH, H. & A. WEINZIERL (1999): Regionalisierte Checkliste der aus Deutschland bekannten Steinfliegenarten (Plecoptera). *Lauterbornia* 37: 87-96
- REYNOLDSON, T.B. & D.M. ROSENBERG (1996): Sampling strategies and practical considerations in building reference data bases for the prediction of invertebrate community structure. In: BAILEY, R.C., R.H. NORRIS & B. REYNOLDSON (eds.): *Study Design and Data Analysis in Benthic Macroinvertebrate Assessments of Freshwater Ecosystems Using a Reference Site Approach*. Technical Information Workshop, *N.Am.Benthol.Soc.* 31 S.
- REYNOLDSON, T.B., R.H. NORRIS, V.H. RESH, K.E. DAY & D.M. ROSENBERG (1997): The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 16: 833–852
- REINEKING, B. & B. SCHRÖDER (2004): Gütemaße für Habitatmodelle. In: Dormann, C.F., T. Blaschke, A. Lausch, B. Schröder & D. Söndgerath [Hrsg.] (2004): *Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen*. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. *UFZ-Berichte* 9/2004: 27-37
- RICHARDSON, R. E. (1928): The bottom fauna of the Middle Illinois River, 1913-1925. *Illinois Natural History Survey Bulletin* 17: 387-475
- RIEKEN, U. U. RIES & A. SSYMANK (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. *Schr.R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 41. BfN [Hrsg.] Bonn. 184 S.
- ROHLF, F.J. (1963): Classification of *Aedes* by numerical taxonomic methods (Diptera: Culicidae). *Ann. Entomol. Soc. Am.* 56: 798-894
- ROI, O. LE (1915): Beiträge zur Neuropteroiden-Fauna des von Deutschland. 1. Plecoptera, Planipennia, Megaloptera und Mecoptera aus dem Harz und Bayern. *Allg. Z. f. Entomol.* 11: 214-217
- ROLAUFFS, P., D. HERING, M. SOMMERHÄUSER, S. JÄHNIG & S. RÖDIGER (2003): Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes. Umweltbundesamt Texte 11/03: 137 S.

- ROOSTAI, A.H. (1987): Geogene und anthropogene Quellen von Schwermetallen im Einzugsgebiet der Sösetalsperre (Westharz). Unveröff. Dipl.-Arb. FB Geowissenschaften Uni Hannover. 100 S.
- ROOSTAI, A.H. (1997): Zur Geochemie der Oberflächengewässer des Brockenmassivs / Harz unter Berücksichtigung der Gewässerversauerung. Diss., Inst. für Geol. und Miner., Lehrst. f. Angew. Geol., Univ. Erlangen-Nürnberg. 298 S.
- RÜDDENKLAU, R. (1989): Ökologische Untersuchungen an Trichopteren ausgewählter Harzbäche unter besonderer Berücksichtigung der Gewässerversauerung. Dipl.-Arb. Univ. Göttingen
- RYKIEL, E.J. (1996): Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90: 229–244
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 9. Aufl., Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. 881 S. + Anh.
- SANDIN, L. (2001): Spatial and temporal variability of stream benthic macroinvertebrates. Implications for environmental assessment. Doctor's dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 102 S.
- SANDIN, L. & R. K. JOHNSON (2000): Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 462–474
- SANDERSON, R.A., M.D. EYRE & S.P. RUSHTON (2005): The influence of stream invertebrate composition at neighbouring sites on local assemblage composition. *Freshwater Biology* 50: 221–231
- SCAMONI, A. (1981): Blatt 12 Natürliche Vegetation, Atlas der DDR, Hermann Haack Gotha
- SCARDI, M., S. CATAUDELLA, E. CICOTTI, P. DI PATO, G. MAIO, E. MARCONATO, S. SALVIATI, L. TANCIONI, P. TURIN & M. ZANETTI (2005): Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers. In: LEK et al. [Hrsg.] (2005): 114–128
- SCHÄFER, M. & W. TISCHLER (1983): Wörterbücher der Biologie: Ökologie. Gustav Fischer Verlag Jena. 354 S.
- SCHINDEHÜTTE, K. (2000): Zooökologische, strukturelle und typologische Untersuchungen an südniedersächsischen Fließgewässern, insbesondere des Westharzes als Beitrag zu einer regionalen Bachtypologie. Dipl.-Arb. Univ. Göttingen. 141 S. + Anh.
- SCHIRMER, H. (1979): Mittleres Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlag (%). Blatt 19 in: KELLER, R. [Hrsg.]: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland. Deutsche Forschungsgemeinschaft. H. Boldt Verlag, Boppard.
- SCHLÜTER, H. (1961): Geobotanische Grundlagen einer Höhenstufen- und Wuchsbezirksgliederung im Thüringer Gebirge. *Archiv für Forstwesen* 10: 765–791
- SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96. 543 S.
- SCHMEDTJE, U., M. SOMMERHÄUSER, U. BRAUKMANN, E. BRIEM, P. HAASE & D. HERING (2001): „Top down – bottom up“ - Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing: 147–151
- SCHMIDT-KLOIBER, A., T. OFENBÖCK & O. MOOG (2002): Aquatische Bioregionen – Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Daten. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 145–150
- SCHMITZ, W. (1954): Grundlagen der Untersuchung der Temperaturverhältnisse in den Fließgewässern. *Ber. Flußbiol. Stat. Freudenthal* 6: 29–50
- SCHMITZ, W. (1955): Physiographische Aspekte der limnologischen Fließgewässertypen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 22: 510–523
- SCHMITZ, W. (1957): Die Bergbach-Zoozönosen und ihre Abgrenzung, Dargestellt am Beispiel der oberen Fulda. *Arch. Hydrobiol.* 53: 465–498

- SCHOENEMUND, E. (1930): Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. in DAHL, M. & H. BISCHOFF (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile Teil 19. Fischer Verlag Jena. 1-106
- SCHÖLL, F. & J. FUKSA (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Masaryk Water Research Institute und Internationale Kommission zum Schutz der Elbe [Hrsg.]. Koblenz, Praha. http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/IKSE-Makrozoobenthos_der_Elbe-2000.pdf
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart Jena New York. 504 S.
- SCHRÖDER, H. & H. J. FIEDLER (1979): Beitrag zur Kenntnis der Böden des östlichen Harzes. Hercynia N.F. 16: 121-140
- SCHRÖDER, B. & B. REINEKING (2004a): Modellierung der Art-Habitat-Beziehung – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. In: DORMANN, C.F., T. BLASCHKE, A. LAUSCH, B. SCHRÖDER & D. SÖNDGERATH [Hrsg.] (2004): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004: 5-24
- SCHRÖDER, B. & B. REINEKING (2004b): Validierung von Habitatmodellen. In: DORMANN, C.F., T. BLASCHKE, A. LAUSCH, B. SCHRÖDER & D. SÖNDGERATH [Hrsg.] (2004): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004: 47-56
- SCHUBERT, R., W. HILBIG & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart. 403 S.
- SCHUHBOT, J. & J. PETERSON (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Sachsen-Anhalts. Ber. Landesamt Umweltschutz LSA (Halle) 39: 20–33
- SCHUHMACHER, H. (1986): „Künstliche Bachalterung“ - eine konzeptionelle Charakterisierung anthropogener Veränderungen von mitteleuropäischen Fließgewässern. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 79: 318.
- SCHULTZE, J.H. (1955): Die naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik. VEB Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha. 329 S. + Kartenanhang.
- SCHWEDER, H. (1992): Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. Limnologie Aktuell 3: 353-377.
- SCHWIETERT, B. (1989): Geologie, Klima und Forststandorte des Harzes. Allg. ForstZ 18-20: 449-453.
- SHARPE, I., S.A. BENNETT, S. LINKE, R.C. BAILEY & C.J. PERRIN (2006): Benthic macroinvertebrate sustainability indicator development project: Summary of progress in year 2. Report prepared by BC Ministry of Environment for the BC Forest Science Program. 119 S.
- SHEPARD, R.N. (1962): The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. Psychometrika 27: 125-139
- SIEBERT, M. (1998): Wasserinsekten im Hyporhithral und Epipotamal der Fulda, einst und jetzt. Lauterbornia 33: 53-83
- SIMPSON, J. & R.H. NORRIS (2000): Biological assessment of water quality: development of AUSRIVAS models and outputs. 125-142 in: WRIGHT, J.F., D.W. SUTCLIFFE & M.T. FURSE [Eds.]: RIVPACS and similar techniques for assessing the biological quality of freshwaters. Freshwater Biological Association and Environment Agency, U.K., Ableside, Cumbria, U.K.
- SKRIVER, J., N. FRIBERG & J. KIRKEGAARD (2001): Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 27: 1822-1830.
- SMITH, M.J., W.R. KAY, D. H.D. EDWARD, P.J. PAPAS, K.ST.J. RICHARDSON, J.C. SIMPSON, A.M. PINDER, D.J. CALE, P.H.J. HORWITZ, J.A. DAVIS, F.H. YUNG, R.H. NORRIS & S.A. HALSE (1999): AusRivAS: using

macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology* 41: 269 – 282

SNELDER, T.H., F. CATTANÉO, A.M. SUREN & B.J.F. BIGGS (2004): Is the River Environment Classification an improved landscape-scale classification of rivers? *J.N.Am.Benthol.Soc.* 23: 580-598

SOMMERHÄUSER, M., A. GARNIEL & T. POTTGIESSER (2001): Gewässerlandschaften und Bachtypen. Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Pirwitz, Flintbeck. 62 S.

SOMMERHÄUSER, M. & H. SCHUMACHER (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie - Bewertung - Management. Atlas für die limnologische Praxis. ecomed verlagsgesellschaft AG & Co. KG Landsberg. 278 S.

SØRENSEN, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Det. Kong. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr. (Copenhagen)* 5: 1-34

SOUTHWOOD, T.R.E. (1978): Ecological methods with particular reference to the study of insect populations. 2nd. Ed. Chapman & Hall, London – Wiley, New York. 524 S.

SPITZENBERG, D. (1994): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Wasserkäferfauna (Coeloptera, Hydradeptera et Palpicornia) ausgewählter Moore des Nationalpark Hochharz. *Abh. Ber. Mus. Heineanum Halberstadt* 2: 115-124

STEVENSON, R. J. & F.R. HAUSER (2002): Integrating Hydrogeomorphic and Index of Biotic Integrity approaches for environmental assessment of wetlands. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 21: 502–513.

STÖCKER, G. (1990): Vegetationseinheiten und Höhenstufen des Harzes. In: Kraftzwerg e.V.: [Hrsg.]: Tourismus und Nationalpark im Harz. Tagungsbericht 7.-9.9.1990 Schierke. Clauthal-Zellerfeld: 16-24.

STOCKWELL, D. & D. P. FAITH (1996): Investigation of alternative approaches to linking habitat variables with site classification in a RIVPACS model - Final Report. LWRDRC. In Linke, S. (2000): *New Methods in Predictive Bioassessment*. Diplomarbeit, FB Biologie, Universität Konstanz. 89 S. + Anh.

STRAHLER, A.N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union, Transactions* 38: 913-920

STRAUSS, B. & R. BIEDERMANN (2007): Evaluating temporal and spatial generality: How valid are species-habitat relationship models? *Ecological Modelling* 204: 104-114

STUEDEMANN, D., P. LANDOLT, M. SARTORI, D. HEFTI & I. TOMKA (1992): Ephemeroptera. in: SCHWEIZER ENTOMOLOGISCHE GESELLSCHAFT [Hrsg.]: *Insecta Helvetica* 9: 1-175

SUDARYANTI, S., Y. TRIHANDININGRUM, B.T. HART, P. DAVIES, C. HUMPHREY, R. NORRIS, J. SIMPSON & L. THURTELL (2001): Assessment of the health of the Brantas River, East Java, Indonesia using the Australian River Bioassessment Method (AUSRIVAS). *Aquatic Ecology* 35:135–146

TALSPERRENMEISTEREI DES LANDES SACHSEN-ANHALT [TSM LSA] (Hrsg.) (1994): *Talperren in Sachsen-Anhalt*. Eigenverlag. Blankenburg. 247 S.

TAPPENBECK, L. & D. BÖHME (1997): Steinfliegen (Plecoptera). In: *Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Harz*. Ber. LAU LSA, Sonderheft 4/1997: 176-181

TATE, C.M. & J.S. HEINY (1995): The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology* 33: 439-454

TER BRAAK, C.J.F. (1986) Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179

TER BRAAK, C.J.F. (1987). The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 64: 69-77

TER BRAAK, C. J. F. & P. ŠMILAUER (1998): *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA. 352 S.

- TER BRAAK, C.J.F. & P.F.M. VERDONSCOT (1995): Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci.* 57: 255–259
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Die Binnengewässer Bd. XVIII, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart. 809 S.
- TIMISCHL, W. (2000): Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Mediziner. 2. Aufl., Springer Verlag Wien New York. 340 S.
- TIXIER, G. & F. GUÉROLD (2005): Plecoptera response to acidification in several headwater streams in the Vosges Mountains (northeastern France). *Biodiversity and Conservation* 14: 1525–1539
- ULMER, G. (1927): Verzeichnis der deutschen Ephemeropteren und ihrer Fundorte. *Konovia* 6: 234–264
- UBA [Umweltbundesamt] (2004): CORINE Land Cover, DVD, DLR-DFD 2004
- USHER, M.B. & W. ERZ [Hrsg.] (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. UTB für Wissenschaft: Große Reihe. Quelle & Meyer, Heidelberg. 340 S.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130–137
- VANNOTE, R.L. & B. SWEENEY (1980): Geographical analysis of thermal equilibria: A conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *American Naturalist* 115: 667–695
- VAN SICKLE, J. (1997): Using Mean Similarity Dendrograms to Evaluate Classifications, *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 2: 370–388
- VAN SICKLE, J. (2000): Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 370–384
- VAN SICKLE, J., C.P. HAWKINS, D.P. LARSE & A.T. HERLIHY (2005): A null model for the expected macroinvertebrate assemblage in streams. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 24: 178–191
- VAN SICKLE, J., D.P. LARSEN & C.P. HAWKINS (2007): Exclusion of rare taxa affects performance of the O/E index in bioassessments. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 26: 319–331
- VAUGHAN, I.P. & S.J. ORMEROD (2005): The continuing challenges of testing species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 42: 720–730
- VÖLKLER, J. (2008): Anhängigkeit der Besiedlung benthischer Invertebraten von Hydromorphologie und Saprobie in silikatischen Mittelgebirgsbächen. Diss., Fakultät Forts-, Geo- und Hydrowissenschaften, TU Dresden. 154 S.
- VOIGT, H., R. KÜTTNER & A. HAYBACH (2006): Ein Nachweis von *Rhithrogena iridina* (Kolontai, 1859) in Sachsen (Insecta: Ephemeroptera), neu für Deutschland? *Lauterbornia* 58: 67–70
- VRBA, J., J. KOPÁČEK, J. FOTT, L. KOHOUT, L. NEDBALOVÁ, M. PRŽÁKOVÁ, T. SOLDÁN, J. SCHAUMBURG (2003): Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (Central Europe). *The Science of the Total Environment* 310: 73–85
- WAGENBRETH, O. & W. STEINER (1982): Geologische Streifzüge. Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig. 204 S.
- WAGNER, H.H. & M.-J. FORTIN (2005): Spatial Analysis of landscapes: Concepts and statistics. *Ecology* 86: 1975–1987
- WAGNER, R. (1989): Das Bedrohungspotential für limnische Wirbellose – Versuch einer Risikoanalyse. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Natursch.* 29: 38–51
- WAGNER, R., T. DAPPER & H.-H. SCHMIDT (2000): The influence of environmental variables on the abundance of aquatic insects: a comparison of ordination and artificial neural networks. *Hydrobiologia* 422/423: 143–152
- WAGNER, R. & H.-H. SCHMIDT (2004): Yearly discharge patterns determine species abundance and community diversity: Analysis a 25 year record from the Breitenbach. *Arch. Hydrobiol.* 161: 511–540

- WAITE, I.R., A.T. HERLIHY, D.P. LARSEN & D.J. KLEMM (2000): Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 19: 429-441
- WALKER, I. R. (1995): Chironomids as indicators of past environmental change. pp. 405-422 in: ARMITAGE P. D., P. S. CRANSTON & L. C. V. PINDER [Hrsg.]: *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London.
- WALKER, I.H. & J.D. LAWSON (1977): Natural stream temperature variations in a catchment. *Water Res.* 11: 373-377
- WEINZIERL, A. & H. REUSCH (1995): Steinfliegen (Plecoptera) im Niedersächsischen Landesmuseum Hannover. *Braunschw. naturkundl. Schr.* 4: 573-83
- WERNER, E. & H. WERNER (1968): Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera und Coleroptera vom Geisbach bei bad Hersfeld. *Gewässer und Abwässer* 47: 20-30
- WHITTAKER, R.H. (1956): Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* 26:1-80
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251
- WIBERG-LARSEN, P., K.P. BRODERSEN, S. BIRKHOLM, P.N. GRØN & J. SKRIVER (2000): Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43: 633-647
- WILLIAMS, B.K. & K. TITUS (1988): Assessment of sampling stability in ecological applications of discriminant analysis. *Ecology* 69: 1275-1285
- WINKLER, O. (1979): The specific poverty of Ephemeroptera in the brooks of the Krkonose (Giant Mountains). *Proc. 2nd Int. Conf. Ephemeroptera*: 39-41.
- WRIGHT, J.F. (1995): Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology* 20: 181-197
- WRIGHT, J.F. (2000): An introduction to RIVPACS. In: WRIGHT, J.F., D.W. SUTCLIFFE & M.T. Furse (2000): *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Cumbria: 1-24
- WRIGHT, J. F., M. T. FURSE & P. D. ARMITAGE (1993): RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *Eur. Wat. Poll. Cont.* 3: 15-25
- WÜSTEMANN, O. & B. KAMMERAD (1991): Die Fischfauna der Fließgewässer des Landkreises Wernigerode. *Fischökologie aktuell* 5: 14-18
- ZELINKA, M. (1980): Rad jepice -Ephemeroptera- in ROZKOSNY, R. (Hrsg.): *Klic vodnich larev hmyzu*, Prag, S. 39-67 (Übers. TU Dresden)
- YUAN, L.L. (2006): Theoretical predictions of observed to expected ratios in RIVPACS-type predictive model assessments of stream biological condition. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 25: 841-850
- YUAN, L.L., C.P. HAWKINS & J. VAN SICKLE (2008): Effects of regionalization decisions on an O/E index for the US national assessment. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 27: 892-905
- ZIMMERMANN, W. (1975): Zwei thüringische Funde der Eintagsfliege *Arthoplea congener* Bengtsson – Erstnachweis für die DDR. *Landschaftspflege u. Naturschutz Thür.* 29: 38-51
- ZIMMERMANN, W. (1989): Die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) in der Emergenz von zwei Fallenstandorten am Vesser-Bach (DDR, Bezirk Suhl). *Gothaer Emergenz-Untersuchungen im Biosphärenreservat Vessertal*, Nr. 11. *Verh. XI. SIEEC, Gotha 1986*. Dresden: 316-312
- ZIMMERMANN, W. (1998): Die Ephemeropteren-Besiedlung der Vesser. *Abh. Ber. Mus. Nat. Gotha* 20: 47-60
- ZIMMERMANN, W. & H. ZIEMANN (1991): Die Eintagsfliegen (Insecta, Ephemeroptera) der Ohra-Quellbäche, ein Phänomen der Wasserstoffionenkonzentration? *Verh. Westd. Entom. Tag 1990*, Düsseldorf: 245-253

ZUUR, A.F. (1999): Dimension Reduction Techniques in Community Ecology. With Applications to Spatio-Temporal Marine Ecological Data. Unpubl. PhD-thesis, Dept. of Math. Sciences, University of Aberdeen. Zitiert in: ZUUR, A.F. (2000): Brodgar 2.+. Software package for Multivariate Analysis and Multivariate Time Series Analysis. Manual. © Highland Statistics Ltd., 6 Laverock Road, AB41 6FN Newburgh, Aberdeenshire, Scotland.

ZUUR, A.F., E.N. IENO & G.M. SMITH (2007): Analysing Ecological Data. Springer Science & Business Media, LLC. New York. 672 S.

ZWEIG, M.H. & G. CAMPBELL (1993): Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine. Clin. Chem. 39: 561-577

ZWICK, P. (1967): Ein Beitrag zur Kenntnis der Plekopterenfauna des Harzes. Mitt. Deutsch. Ent. Ges. 26: 59-61

ZWICK, P. (1980): Bemerkenswerte Steinfliegen-Funde (Insecta Plecoptera) in Osthessen. Beitr. Naturkde. Osthessen H. 16: 168-169

ZWICK, P. (1993a): Anmerkungen zu ILLIES (1955), Plecoptera, in DAHL, Tierwelt Deutschlands. (unveröff. Mskr.)

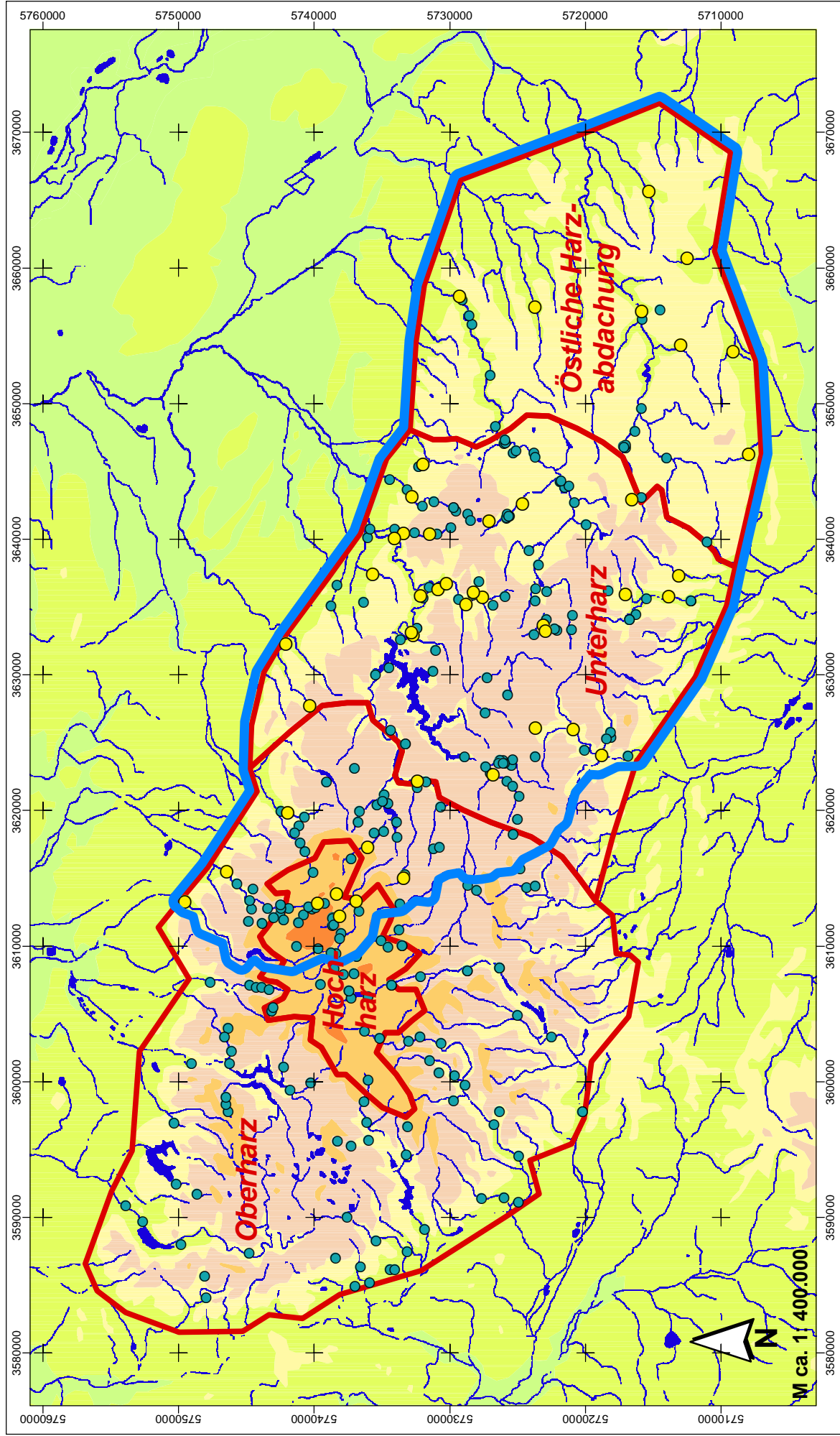
ZWICK, P. (1993b): Überarbeitete und ergänzte Fassung des Schlüssels von RAUŠER (1980) nach d. Übers. v. K. ZERNY. (unveröff. Mskr.)

Kürzel	Art	Kürzel	Art
Ame_ino	<i>Ameletus inopinatus</i> EATON, 1887	Bra_ris	<i>Brachyptera risi</i> (MORTON, 1896)
Art_con	<i>Arthroplea congener</i> BENGTTSSON, 1908	Bra_set	<i>Brachyptera seticornis</i> (KLAPALEK, 1902)
Bae_alp	<i>Baetis alpinus</i> (PICTET, 1845)	Cap_bif	<i>Capnia bifrons</i> (NEWMAN, 1839)
Bae_fus	<i>Baetis fuscatus</i> (LINNAEUS, 1761)	Cap_vid	<i>Capnia vidua</i> (KLAPALEK, 1904)
Bae_lut	<i>Baetis lutheri</i> MÜLLER-LIEBENAU, 1967	Chl_tri	<i>Chloroperla tripunctata</i> (SCOPOLI, 1763)
Bae_mel	<i>Baetis melanonyx</i> (PICTET, 1845)	Din_cep	<i>Dinocras cephalotes</i> (CURTIS, 1827)
Bae_mut	<i>Baetis muticus</i> (LINNAEUS, 1758)	Diu_bic	<i>Diura bicaudata</i> (LINNAEUS, 1758)
Bae_nig	<i>Baetis niger</i> (LINNAEUS, 1761)	Iso_dif	<i>Isoperla difformis</i> (KLAPALEK, 1909)
Bae_rho	<i>Baetis rhodani</i> (PICTET, 1845)	Iso_goe	<i>Isoperla goertzi</i> ILLIES, 1952
Bae_sca	<i>Baetis scambus</i> EATON, 1870	Iso_gra	<i>Isoperla grammatica</i> (PODA, 1761)
Bae_ver	<i>Baetis vernus</i> CURTIS, 1834	Iso_oxy	<i>Isoperla oxylepis</i> (DESPAX, 1936)
Cae_bes	<i>Caenis beskidensis</i> SOWA, 1973	Iso_riv	<i>Isoperla rivulorum</i> (PICTET, 1841)
Cae_hor	<i>Caenis horaria</i> (LINNAEUS, 1758)	Leu_alb	<i>Leuctra albida</i> KEMPNY, 1899
Cae_luc	<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister, 1839)	Leu_aur	<i>Leuctra aurita</i> NAVAS, 1919
Cae_mac	<i>Caenis macrura</i> STEPHENS, 1835	Leu_aut	<i>Leuctra autumnalis</i> AUBERT, 1948
Cae_riv	<i>Caenis rivulorum</i> EATON, 1884	Leu_bra	<i>Leuctra braueri</i> KEMPNY, 1898
Cae_rob	<i>Caenis robusta</i> EATON, 1884	Leu_dig	<i>Leuctra digitata</i> KEMPNY, 1899
Cen_lut	<i>Centropilum luteolum</i> (MÜLLER, 1776)	Leu_fus	<i>Leuctra fusca</i> (LINNAEUS, 1758)
Clo_dip	<i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)	Leu_hip	<i>Leuctra hippopus</i> KEMPNY, 1899
Ecd_dis	<i>Ecdyonurus dispar</i> (CURTIS, 1834)	Leu_ine	<i>Leuctra inermis</i> KEMPNY, 1899
Ecd_sap	<i>Ecdyonurus subalpinus</i> KLAPALEK, 1907	Leu_lep	<i>Leuctra leptogaster</i> AUBERT, 1949
Ecd_sum	<i>Ecdyonurus submontanus</i> LANDA, 1969	Leu_maj	<i>Leuctra major</i> BRINCK, 1949
Ecd_tor	<i>Ecdyonurus torrentis</i> KIMMINS, 1942	Leu_nig	<i>Leuctra nigra</i> (OLIVIER, 1811)
Ecd_ven	<i>Ecdyonurus venosus</i> (FABRICIUS, 1775)	Leu_pri	<i>Leuctra prima</i> KEMPNY, 1899
Ele_lat	<i>Electrogena lateralis</i> (CURTIS, 1834)	Leu_psc	<i>Leuctra pseudocingulata</i> MENDL, 1968
Ele_ujh	<i>Electrogena ujhelyii</i> (SOWA, 1981)	Leu_pss	<i>Leuctra pseudosignifera</i> AUBERT, 1954
Epe_ass	<i>Epeorus assimilis</i> EATON, 1885	Leu_rau	<i>Leuctra rauscheri</i> AUBERT, 1957
Eph_dan	<i>Ephemera danica</i> MÜLIER, 1764	Nem_avi	<i>Nemoura avicularis</i> MORTON, 1894
Epa_muc	<i>Ephemerella mucronata</i> (BENGTTSSON, 1909)	Nem_cam	<i>Nemoura cambrica</i> STEPHENS, 1836
Epa_not	<i>Ephemerella notata</i> (BENGTTSSON, 1909)	Nem_fle	<i>Nemoura flexuosa</i> AUBERT, 1849
Hab_con	<i>Habroleptoides confusa</i> SARTORI & JACOB, 1986	Nem_mar	<i>Nemoura marginata</i> PICTET, 1835
Haa_fus	<i>Habrophlebia fusca</i> (CURTIS, 1834)	Nem_mor	<i>Nemoura mortoni</i> RIS, 1902
Haa_lau	<i>Habrophlebia lauta</i> EATON, 1884	Nem_sci	<i>Nemoura sciurus</i> AUBERT, 1849
Lep_mar	<i>Leptophlebia marginata</i> (LINNAEUS, 1767)	Nem_cin	<i>Nemoura cinerea</i> (RETZIUS, 1783)
Lep_ves	<i>Leptophlebia vespertina</i> (LINNAEUS, 1758)	Nem_dub	<i>Nemoura dubitans</i> MORTON, 1894
Par_sub	<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (STEPHENS, 1835)	Nea_pic	<i>Nemurella pictetii</i> KLAPALEK, 1900
Pro_bif	<i>Procloeon bifidum</i> (BENGTTSSON, 1912)	Per_bur	<i>Perla burmeisteriana</i> CLAASEN, 1936
Rhi_her	<i>Rhithrogena hercynia</i> LANDA, 1969	Per_mar	<i>Perla marginata</i> (PANZER, 1799)
Rhi_pic	<i>Rhithrogena picteti</i> SOWA, 1971	Pes_mic	<i>Perlodes microcephalus</i> (PICTET, 1833)
Rhi_puy	<i>Rhithrogena puytoraci</i> SOWA & DEGRANGE, 1987	Pro_aub	<i>Protonemura auberti</i> KLAPALEK, 1900
Rhi_sav	<i>Rhithrogena savoiensis</i> ALBA-TERCEDOR & SOWA, 1987	Pro_hra	<i>Protonemura hrabei</i> RAUŠER, 1956
Rhi_sem	<i>Rhithrogena semicolorata</i> (CURTIS, 1834)	Pro_int	<i>Protonemura intricata</i> (RIS, 1902)
Ser_ign	<i>Serratella ignita</i> (PODA, 1761)	Pro_mey	<i>Protonemura meyeri</i> (PICTET, 1841)
Sil_aes	<i>Siphonurus aestivalis</i> (EATON, 1903)	Pro_nim	<i>Protonemura nimborum</i> (RIS, 1902)
Sil_lac	<i>Siphonurus lacustris</i> (EATON, 1870)	Pro_nit	<i>Protonemura nitida</i> (PICTET, 1835)
Tor_maj	<i>Torleya major</i> (KLAPALEK, 1905)	Pro_pra	<i>Protonemura praecox</i> (MORTON, 1894)
Amp_sta	<i>Amphinemura standfussi</i> (RIS, 1902)	Sip_tor	<i>Siphonoperla torrentium</i> (PICTET, 1841)
Amp_sul	<i>Amphinemura sulcicollis</i> (STEPHENS, 1836)	Tae_aub	<i>Taeniopteryx auberti</i> (KIS& SOWA, 1964)
Amp_tri	<i>Amphinemura triangularis</i> (RIS, 1902)		

ANNA	Assessment by Nearest Neighbour Analysis
AUC	Area Under Curve (informationstheoretisches Maß zur Bewertung der ROC-Kurve)
AUSTRIVAS	Australian River Assessment System
BDM	Boreal Dilution Model (Hydrogeochemisches Versauerungsmodell)
CA	Correspondence Analysis (Korrespondenzanalyse)
CBR	Case Based Reasoning (Modellierungsverfahren der künstlichen Intelligenz)
CCA	Canonical Correspondence Analysis (Kanonische Korrespondenzanalyse)
CCI	Correctly Classified Instances (Zahl korrekter Prognosen für An- und Abwesenheit) für die jeweilige Art
CLC	CORINE Landcover Daten
CPOM	Coarse particulate organic matter
CS	Klassifikationsstärke einer a-priori Klassifikation im Ergebnis der MSA, je nach Index absolut oder relativ
<i>D</i>	Distanzmatrix (ggf. mit tiefgestelltem Kürzel des Distanzmaßes)
DOC	Dissolved organic carbon
dbMRT	distance based Multivariate Regression Tree
DCA	Detrended Correspondence Analysis (entzerrte Korrespondenzanalyse)
EZG	Einzugsgebiet
FPOM	Fine particulate organic matter
H ₀	Nullhypothese bei statistischen Tests
H ₁	Alternativhypothese bei statistischen Tests
HOBENT	HOdnoceni podle BENTosu (Software zur Referenzmodellierung des Makrozoobenthos im Rahmen von PERLA)
IndVal	Indikatorarten-Analyse
LOO-CV	Leave one out - Cross Validation (vollständige Kreuzvalidierung)
LF	Elektrische Leitfähigkeit [µS/sm]
MLP	Multi Layer Perceptron (Modellierungsverfahren der künstlichen Intelligenz)
MQ	Mittlerer Jährlicher Durchfluss [m³/s]
MSA	Mean Similarity Analysis
N, W, O, S	Nord, Süd Ost, West, auch kombiniert
nMDS	non-metric Multidimensional Scaling (Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung)
NSG	Naturschutzgebiet
PCA	Principal Components Analysis (Hauptkomponentenanalyse)
PCoA	Principal Coordinates Analysis (Hauptkoordinatenanalyse)
PERLA	Fließgewässerbewertungssystem der Tschechischen Republik
PERLODES	Deutsches System der Fließgewässerbewertung auf Basis des Makrozoobenthos
RETI	Rhithraler Ernährungstypen-Index
RIVPACS	River Invertebrate Prediction and Classification System
ROC	Receiver Operating Characteristic (Grenzwertoptimierungskurve, Anwendung aus der Signalentdeckungstheorie)
<i>S</i>	Ähnlichkeitsmatrix (ggf. mit tiefgestelltem Kürzel des Ähnlichkeitsmaßes)
SD, sd, σ	Standardabweichung (je nach Quelle und Bezug auf Grundgesamtheit bzw. Stichprobe)
SNK	Säureneutralisationskapazität [mmol/l]
SOM	Self Organising Map (Modellierungsverfahren der künstlichen Intelligenz)
SWEPAC _{SRI}	Swedish prediction and classification system for stream riffle
TK	Topographische Karte
TS	Talsperre
UPGMA	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean (Verfahren der Clusteranalyse)
<i>W</i>	Matrix der Glieder eines Polynoms 3. Grades der Stationskoordinaten
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
<i>Y</i>	Matrix der biotischen Befunde (Arten x Stationen)
<i>X</i>	Matrix der Umweltparameter (allgemein)
<i>X_{CCA}</i>	Matrix der nach Aussonderung der kollinearen Variablen in die CCA eingestellten Umweltparameter
<i>X_{local}</i>	Matrix der auf lokaler Maßstabsebene variierenden Umweltparameter
<i>X_{long}</i>	Matrix der längszonal differenzierende Umweltparameter
<i>X_{sub}</i>	Matrix der die Substratzusammensetzung der Gewässersohle beschreibenden Umweltparameter

Anhang A

Karten



Legende

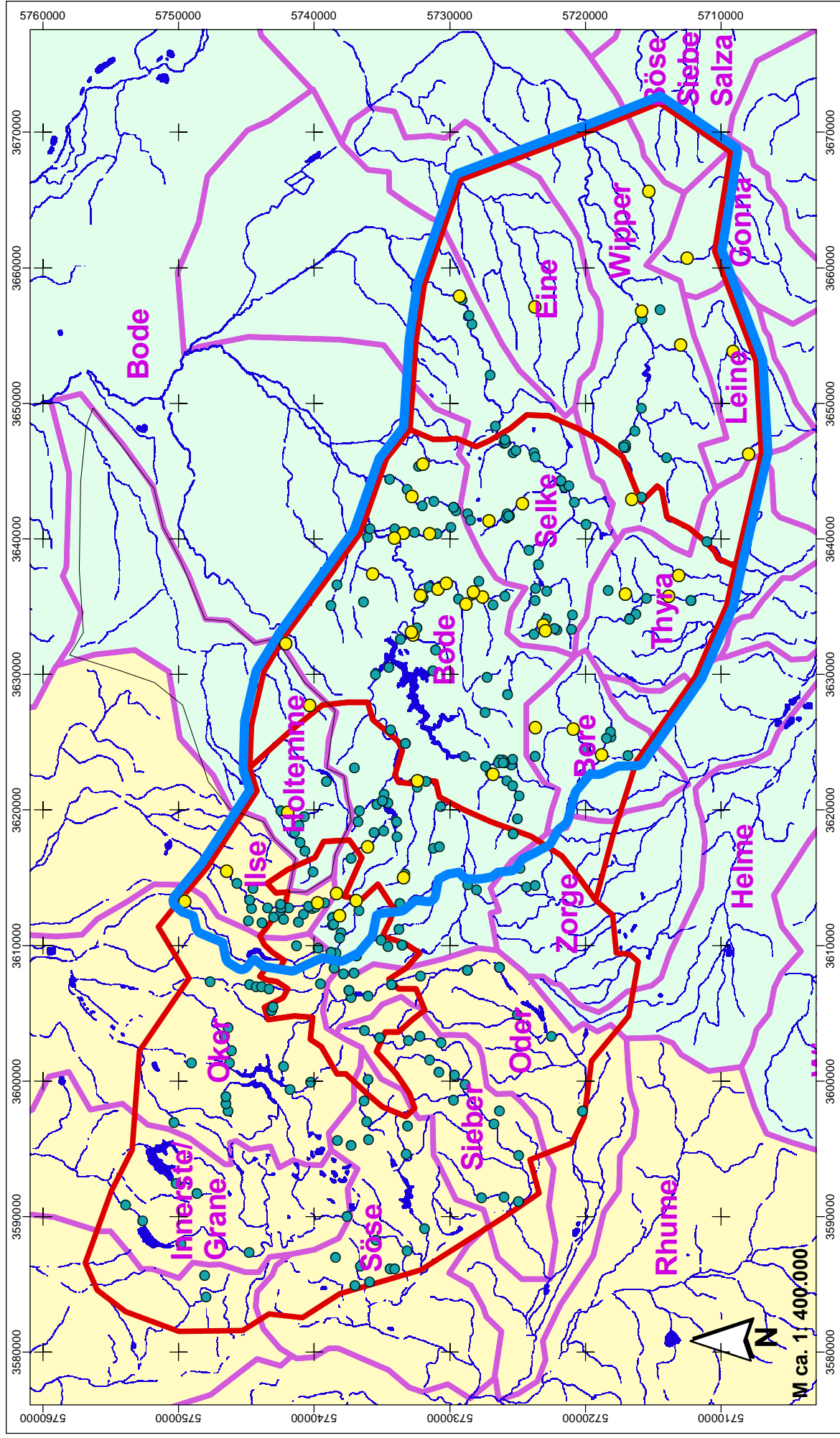
Karte 1: Relief und Land- schaftsgliederung



- Haupt-Untersuchungsstationen
- Sonstige Fundorte (eigene Aufsammlungen, Literaturdaten)

- engeres Untersuchungsgebiet
- Landschaftseinheiten

Kartengrundlage: DTK 500, Gauß-Krüger-Projektion, RD, Bessel-Ellipsoid, 3. Meridianstreifen (Mittelmeridian 9°)

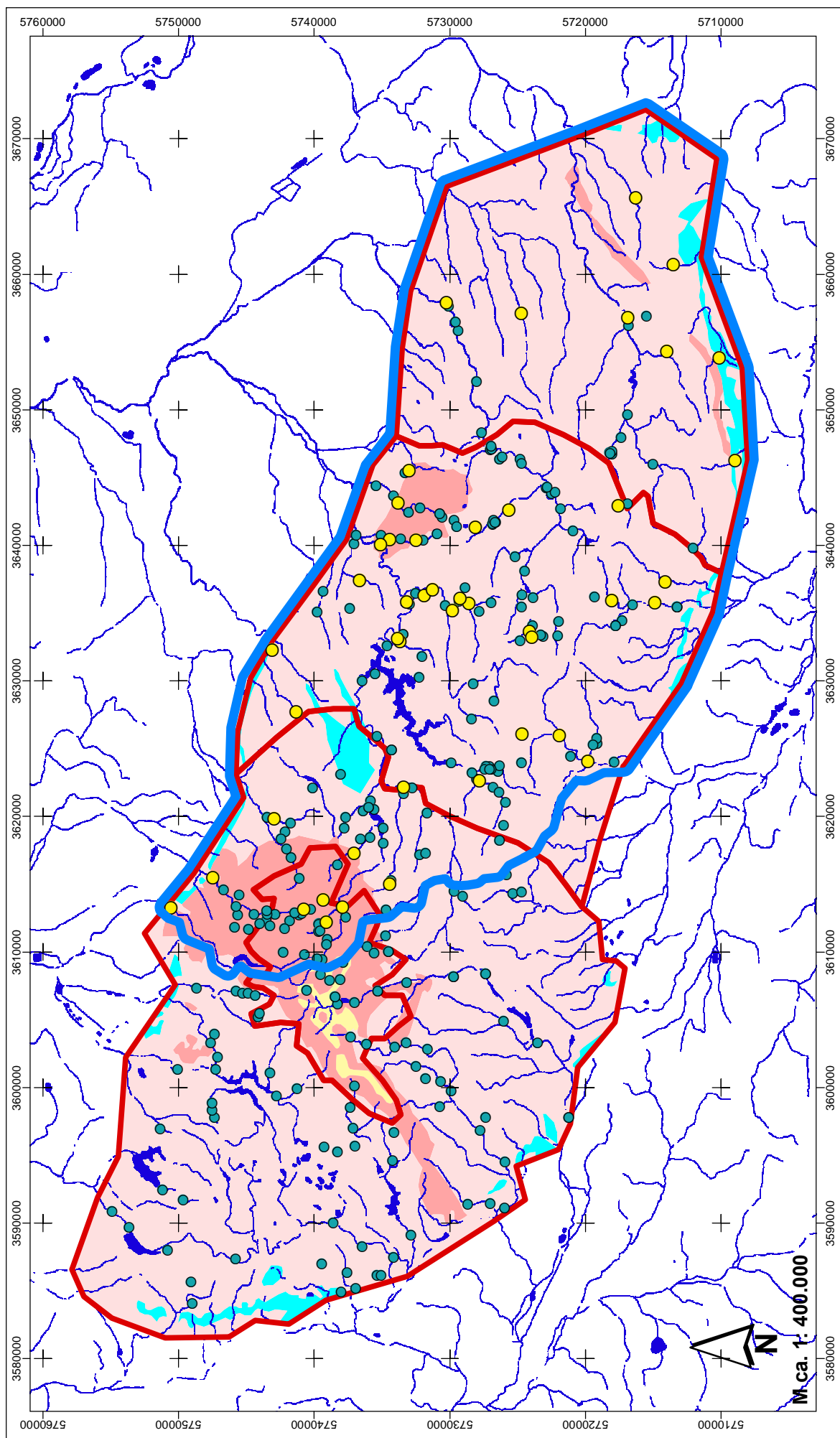


Legende

Karte 2: Hydrologische Gebietsgliederung

- engeres Untersuchungsgebiet
- Haupt-Untersuchungsstationen
- Sonstige Fundorte (eigene Aufsammlungen, Literaturdaten)
- Landchaftseinheiten
- Flussgebiet der Elbe
- Flussgebiet der Weser
- Einzugsgebiete der Hauptgewässer

Kartengrundlage: DTK 500, Gauß-Krüger-Projektion, RD, Bessel-Ellipsoid, 3. Meridianstreifen (Mittelmeridian 9°)



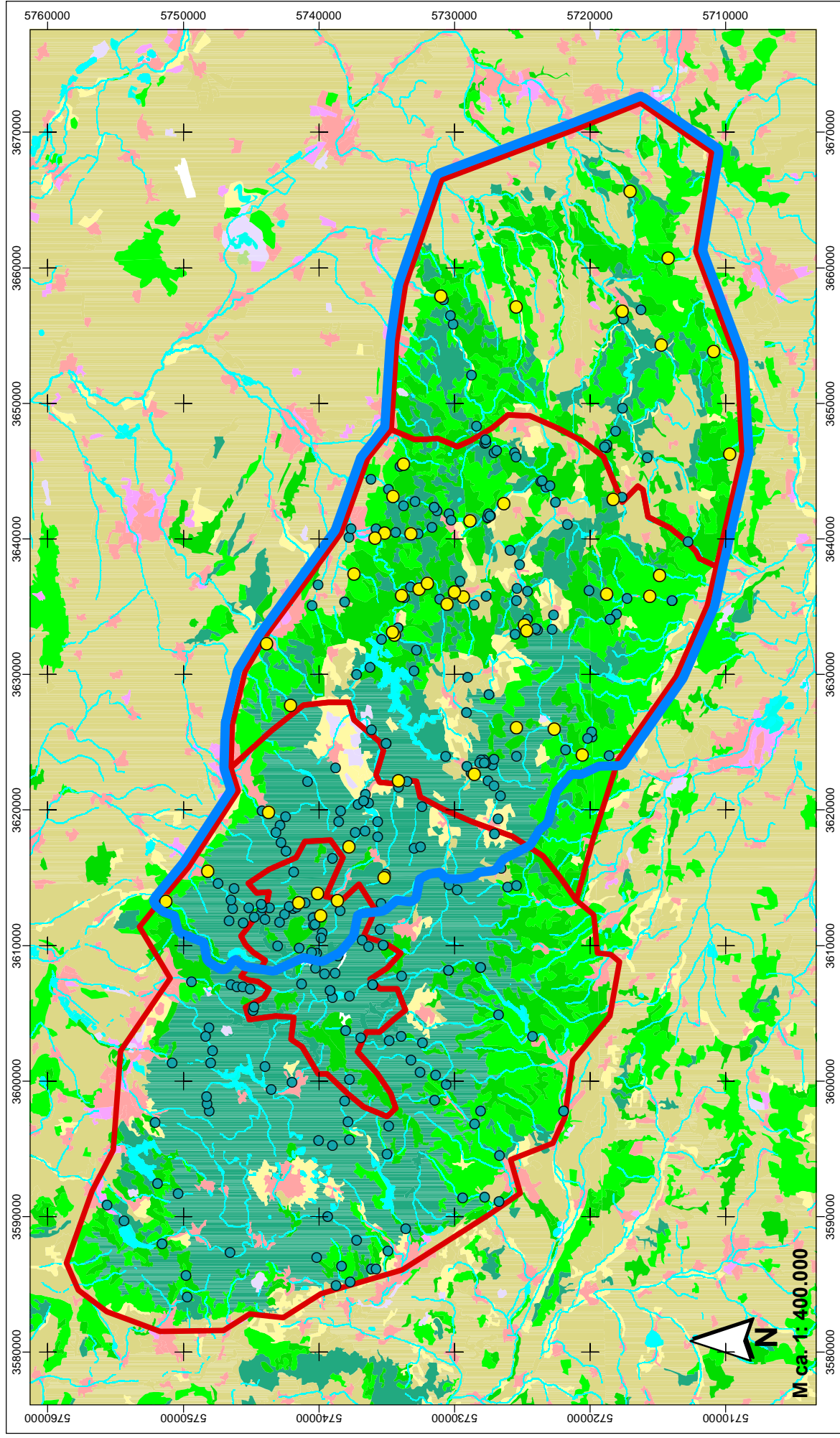
Legende

- engeres Untersuchungsgebiet
- Landschaftseinheiten
- Haupt-Untersuchungsstationen
- Sonstige Fundorte (eigene Aufsammlungen, Literaturdaten)

- Silikattyp B, elektrolytarm
- Silikattyp A, sehr elektrolytarm

- Karbonattyp, elektrolytreich
- Moor über Silikattyp A

Karte 3: Hydrochemische Gebietsgliederung



Legende

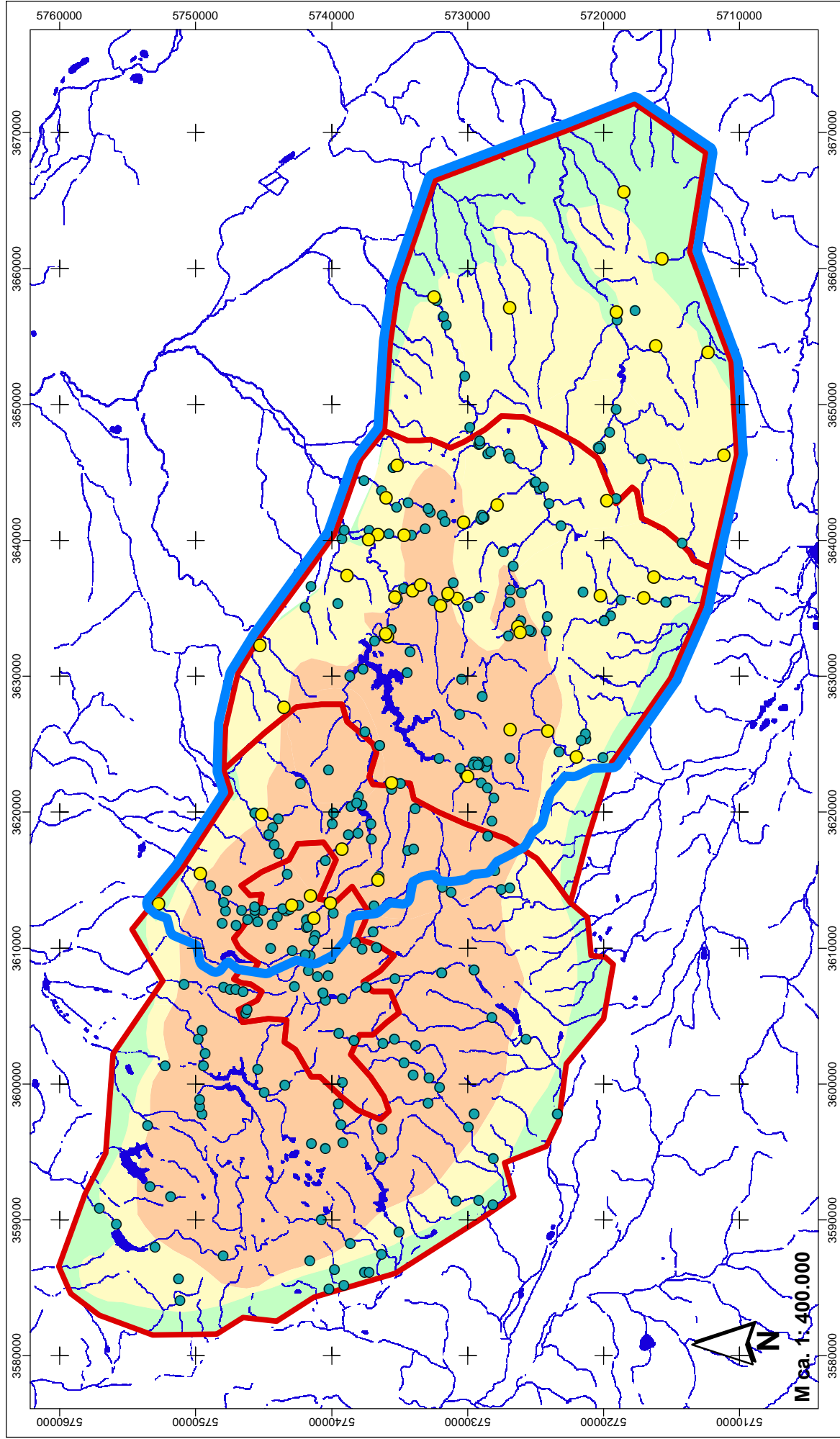
- engeres Untersuchungsgebiet
- Landschaftseinheiten

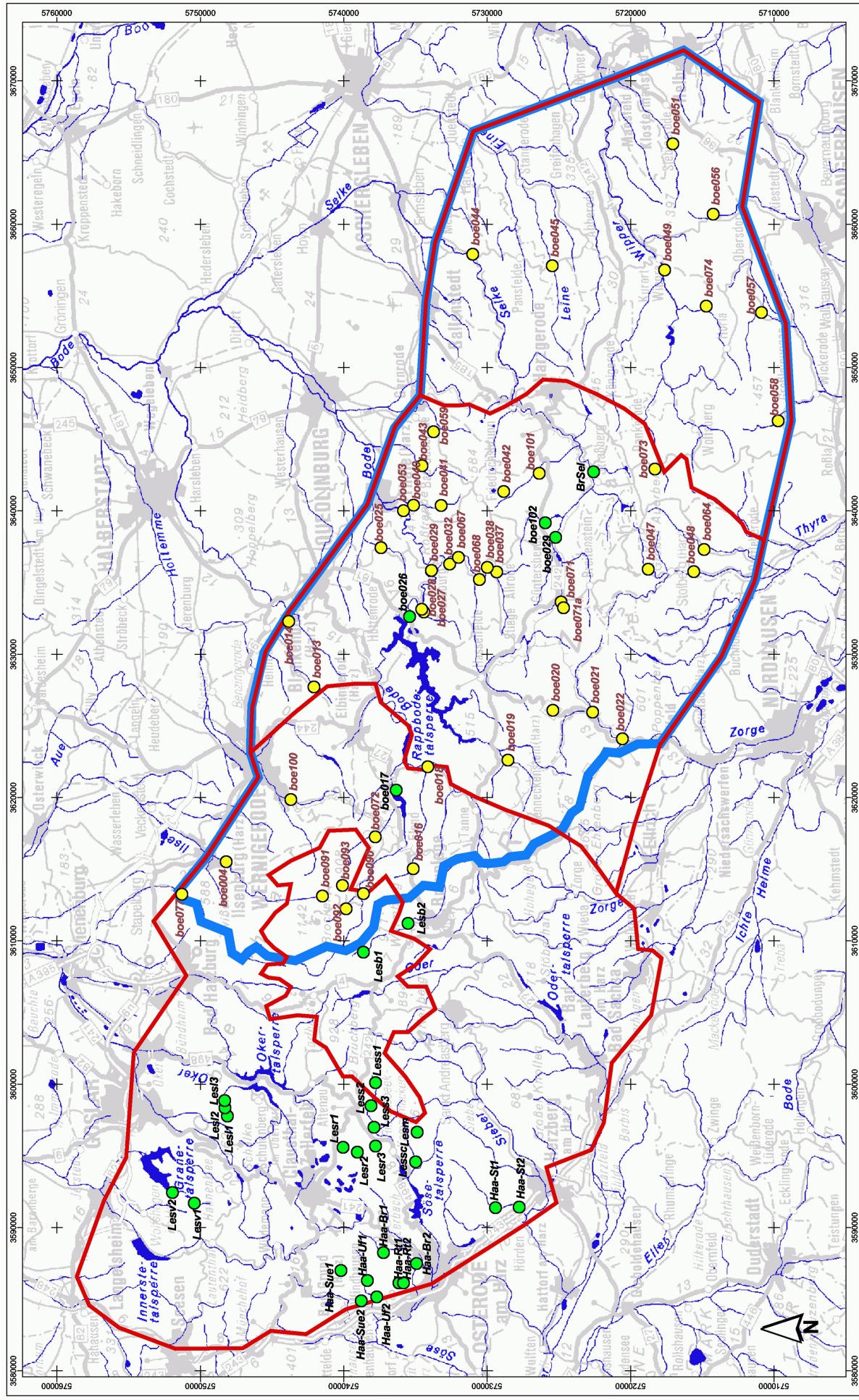
- Haupt-Untersuchungsstationen
- Sonstige Fundorte (eigene Aufsammlungen, Literaturdaten)

- Urbaner Bereich
- Industrie, Gewerbe
- Abbauflächen, Deponien
- Acker- und Gartenbau
- Grünland, (halb)natürliches Offenland
- Laubwälder
- Mischwälder
- Nadelwälder
- Wasserflächen
- Fels, vegetationsarme und -freie Flächen

Karte 4: Flächennutzung

Kartengrundlage: DTK 500, Gauß-Krüger-Projektion, RD, Bessel-Ellipsoid, 3. Meridianstreifen (Mittelmeridian 9°)
CORINE Landcover 2000 (UBA 2004)





Legende

- engeres Untersuchungsgebiet
- Für externe Modellvalidierung genutzte Untersuchungsstationen
- boe0
- Lesr3

Karte 6:
Für Modellierung und -validierung
genutzte Untersuchungsstationen

Kartengrundlage: DTK 500, Gauß-Krüger-Projektion, RD, Bessel-Ellipsoid, 3. Meridianstreifen (Mittelmeridian 9°)

Anhang B

Primärdaten

Station	Rechswert (GKK)	Hochwert (GKK)	Naturraum	Hoehenstufe (Hundt 1962)	EZG-Flaeche [km²]	Hydrogeochemie (EZG)	Geologie anstehend (Probenstelle)	Talform	Flussentwicklung	Talrichtung [deg]	Horizont-Winkel Ost [deg]	Horizont-Winkel Süd [deg]	Horizont-Winkel West [deg]	Höhe [m NN]	Gefaeelle	Quellentfernung [km]	Gewässer-Ordnungszahl	Breite [m]	Tiefe max.[m]	Tiefe mittel [m]	Fels	Bloেকে	Steine	Schotter	Kies	Sand	Lehm/Ton	Schlamm	Phytal	Lithophytal	CPOM	FPOM	Flussgebiet	Gewässertyp LAWA	Längszone WRRL System B	
boe091	4406187	5741065	HH	m	0,7	Sil A	FG	MT	gew	350	14	11	6	845	0,0571	1,0	1	1,5	0,50	0,25	0%	50%	5%	5%	40%	0%	0%	0%	0%	40%	15%	0%	Oker	(5)	(Bach)	
boe093	4406868	5739630	HH	m	0,9	Sil A	FG	MT	ges	355	6	0	7	785	0,0877	0,5	0	0,6	0,40	0,20	0%	45%	5%	0%	50%	0%	0%	0%	0%	20%	20%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe041	4433080	5731680	UH	m	1,9	Sil A	pglDS	MT	gew	5	2	4	8	465	0,0208	1,5	0	0,8	0,26	0,06	0%	0%	5%	5%	25%	30%	5%	30%	0%	0%	25%	40%	Bode	(5)	(Bach)	
boe071a	4425586	5723445	UH	m	1,9	Sil B	pglDS	MT	gew	70	2	3	0	480	0,0278	2,5	2	1,1	0,50	0,12	0%	5%	15%	20%	20%	10%	15%	15%	0%	10%	25%	5%	Bode	(5)	(Bach)	
boe016	4407827	5734665	OH	m	2,1	Sil B	pglDS	KST	m	100	9	0	0	445	0,0556	2,0	1	0,6	0,28	0,15	0%	0%	10%	10%	40%	40%	0%	0%	0%	5%	10%	30%	Bode	(5)	(Bach)	
boe038	4428631	5728630	UH	m	2,2	Sil B	pglDS	MT	gew	260	3	13	3	410	0,0277	1,5	0	0,8	0,39	0,15	0%	0%	20%	35%	35%	10%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	Bode	(5)	(Bach)
boe092	4405222	5739457	HH	m	2,7	Sil A	FG	KT	gew	140	14	10	6	780	0,0858	2,0	1	4,0	0,80	0,30	0%	35%	20%	5%	35%	5%	0%	0%	0%	25%	15%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe056	4452604	5711898	öHAd	k	2,7	Sil B	pglDS	MT	gew	100	6	10	5	270	0,0270	2,0	1	1,0	0,18	0,07	0%	0%	5%	10%	35%	20%	10%	20%	0%	5%	5%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe013	4420783	5741046	UH	hk-sm	2,9	Sil B	hfS	KT	gew	40	6	17	5	400	0,0353	1,0	1	1,5	0,60	0,10	5%	5%	30%	40%	15%	5%	0%	0%	0%	5%	5%	5%	Bode	(5)	(Bach)	
boe073	4435001	5716685	UH	hk-sm	3,3	Sil B	pglDS	MT	m	70	16	8	2	410	0,0136	3,0	2	1,0	0,40	0,10	0%	0%	10%	10%	40%	10%	10%	20%	0%	0%	5%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe071	4426000	5723590	UH	m	3,9	Sil B	pglDS	KST	m	150	7	3	6	455	0,0269	2,5	3	1,2	0,60	0,10	0%	0%	5%	20%	30%	10%	10%	25%	0%	5%	0%	25%	Bode	(5)	(Bach)	
boe042	4433866	5727278	UH	hk-sm	4,0	Sil B	pglDS	MT	m	140	9	9	7	460	0,0227	2,0	1	1,2	0,35	0,10	0%	0%	5%	15%	35%	15%	15%	15%	5%	0%	0%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe040	4433174	5733600	UH	hk-sm	4,2	Sil B	pglDS	KT	ges	320	33	9	34	375	0,1545	5,0	1	1,9	0,55	0,07	0%	15%	30%	20%	30%	5%	0%	0%	0%	5%	10%	5%	Bode	(5)	(Bach)	
boe025	4430310	5735985	UH	hk-sm	4,4	Sil B	pglDS	MT	gew	200	14	8	13	260	0,0332	4,0	1	0,8	0,25	0,12	0%	0%	5%	20%	70%	5%	0%	0%	0%	5%	30%	20%	Bode	(5)	(Bach)	
boe068	4427800	5729225	UH	m	4,6	Sil B	pglDS	KT	gew	60	9	14	12	370	0,0417	3,5	1	1,2	0,25	0,10	0%	5%	10%	60%	20%	5%	0%	0%	0%	0%	15%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe072	4410168	5737210	OH	m	4,8	Sil A	FG	KT	ges	145	22	8	9	560	0,0871	4,0	3	3,0	0,60	0,20	0%	25%	20%	15%	30%	10%	0%	0%	0%	25%	5%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe027	4425694	5733194	UH	m	5,8	Sil B	hfS	KT	ges	230	22	21	17	325	0,0500	7,5	2	1,6	0,35	0,15	0%	5%	15%	25%	45%	10%	0%	0%	0%	10%	15%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe057	4445603	5708810	öHAd	k	5,8	Sil B	pglDS	MT	gew	135	8	4	2	255	0,0322	5,0	1	1,8	0,55	0,10	0%	0%	20%	40%	30%	5%	5%	0%	0%	5%	5%	0%	Helme	(5)	(Bach)	
boe020	4418480	5724470	UH	m	6,4	Sil B	hfS	KST	m	220	6	14	12	450	0,0175	2,5	2	1,5	0,28	0,09	0%	0%	5%	45%	35%	5%	10%	0%	0%	0%	5%	15%	Helme	(5)	(Bach)	
boe043	4435901	5732886	UH	hk-sm	6,5	Sil A	pglDS	KT	ges	45	19	18	14	265	0,0625	5,0	2	3,5	0,38	0,07	0%	30%	15%	15%	40%	5%	0%	0%	0%	20%	5%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe058	4437997	5707944	öHAd	hk-sm	6,8	Sil B	pglDS	KT	gew	160	22	2	11	260	0,0388	5,0	2	2,0	0,10	0,65	5%	5%	25%	40%	20%	0%	5%	0%	0%	5%	5%	0%	Helme	(5)	(Bach)	
boe059	4438222	5731993	UH	hk-sm	7,1	Sil A	pglDS	KT	gew	70	8	26	8	270	0,0737	4,5	2	1,5	0,30	0,11	0%	10%	40%	20%	30%	0%	0%	0%	0%	20%	5%	5%	Bode	(5)	(Bach)	
boe051	4457612	5714493	öHAd	k	7,4	Sil B	pglDS	MT	m	60	5	8	4	245	0,0087	5,0	1	1,4	0,29	0,13	0%	0%	0%	5%	5%	30%	30%	30%	0%	0%	0%	0%	Bode	(5.1)	(Bach)	
boe067	4429411	5730610	UH	m	8,2	Sil B	pglDS	KT	m	320	22	29	16	310	0,0297	5,5	2	2,0	0,40	0,15	0%	5%	5%	25%	60%	5%	0%	0%	0%	5%	5%	5%	Bode	(5)	(Bach)	
boe047	4428036	5717439	UH	hk-sm	9,7	Sil B	pglDS	KT	gew	225	7	13	15	345	0,0195	3,5	2	0,8	0,32	0,08	20%	0%	25%	30%	5%	0%	20%	0%	0%	5%	5%	0%	Helme	(5)	(Bach)	
boe100	4412998	5742995	OH	hk-sm	9,9	Sil B	pglDS	KT	gew	10	12	23	20	300	0,0289	5,9	3	4,0	0,60	0,20	0%	10%	15%	25%	50%	0%	0%	0%	0%	10%	0%	0%	Bode	(5)	(Bach)	
boe074	4446218	5712647	öHAd	hk-sm	10,7	Sil B	pglDS	KST	m	50	8	21	7	300	0,0159	6,5	3	2,5	0,50	0,15	5%	0%	15%	20%	40%	0%	10%	10%	5%	10%	5%	20%	Bode	5	Bach	
boe090	4406243	5738200	HH	m	11,9	Sil A	FG	MT	gew	90	1	3	3	640	0,0207	4,5	2	5,0	1,00	0,30	0%	20%	20%	10%	40%	10%	0%	0%	5%	20%	0%	0%	Bode	5	Bach	
boe014	4425435	5742621	UH	hk-sm	12,1	Sil B	hfS	MT	ges	120	6	3	1	240	0,0188	7,5	2	3,0	0,75	0,14	0%	0%	10%	65%	20%	0%	0%	5%	0%	0%	10%	5%	Bode	5	Bach	
boe064	4429245	5713484	UH	hk-sm	12,2	Sil B	pglDS	KT	m	190	19	18	13	300	0,0187	6,5	2	2,0	0,51	0,09	0%	5%	15%	30%	30%	10%	10%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	Helme	5	Bach
boe037	4428276	5727995	UH	hk-sm	12,5	Sil B	pglDS	MT	m	20	8	2	5	405	0,0132	3,0	1	1,3	0,35	0,22	0%	0%	0%	10%	70%	5%	15%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	Bode	5	Bach
boe101	4435042	5724754	UH	hk-sm	13,4	Sil B	pglDS	MT	m	135	2	3	2	380	0,0111	9,0	2	1,5	0,42	0,09	0%	0%	10%	50%	10%	0%	10%	20%	5%	0%	0%	0%	0%	Bode	5	Bach
boe045	4449462	5723253	öHAd	hk-sm	16,4	Sil B	pglDS	MT	m	55	3	5	3	260	0,0101	7,5	2	1,9	0,38	0,07	0%	0%	10%	15%	30%	10%	5%	30%	0%	0%	5%	30%	Bode	5	Bach	
boe019	4415135	5727741	UH	m	23,6	Sil B	pglDS	KST	m	45	23	14	18	365	0,0023	9,5	3	2,5	0,50	0,25	0%	0%	5%	10%	55%	10%	20%	0%	20%	0%	0%	0%	Bode	5	Bach	
boe004	4408863	5747670	OH	hk-sm	24,7	Sil A	FG	KT	gew	45	15	28	28	275	0,0259	9,5	3	8,0	0,60	0,13	5%	25%	30%	10%	30%	0%	0%	0%	0%	5%	5%	5%	Oker	5	Bach	
boe048	4427742	5714269	UH	hk-sm	32,4	Sil B	pglDS	KST	gew	220	23	12	8	260	0,0107	10,0	3	4,0	0,75	0,18	10%	10%	50%	20%	5%	5%	0%	0%	5%	0%	0%	25%	Helme	5	Bach	
boe077	4406726	5750845	OH	k	33,2	Sil A	pglDS	MT	gew	35	9	10	2	260	0,0143	16,0	3	4,5	0,48	0,09	0%	5%	40%	35%	15%	5%	0%	0%	0%	5%	10%	10%	Oker	5	Bach	
boe021	4418240	5721720	UH	m	35,0	Sil B	hfS	KT	m	260	6	14	13	360	0,0188	5,5	4	3,0	0,46	0,18	0%	15%	60%	20%	5%	0%	0%	0%	0%	5%	0%	0%	Helme	5	Bach	
boe032	4428966	5731245	UH	m	41,5	Sil B	hfS	KT	gew	30	33	9	5	285	0,0206	9,0	3	5,5	0,70	0,28	5%	10%	35%	30%	20%	0%	0%	0%	5%	5%	0%	Bode	5	Bach		
boe022	4416280	5719710	UH	hk-sm	41,8	Sil B	pglDS	KST	gew	180	26	5	19	310	0,0079	9,0	4	4,0	0,65	0,25	0%	5%	10%	70%	10%	5%	0%	0%	0%	0%	5%	0%	Helme	5	Bach	
boe018	4414889	5733351	OH	m	95,8	Sil B	pglDS	KST	m	359	9	6	13	430	0,0047	23,0	4	8,0	0,85	0,27	0%	0%	30%	25%	10%	20%	15%	0%	10%	10%	0%	0%	Bode	5	Bach	
boe049	4448848	5715424	öHAd	k	114,9	Sil B	pglDS	KST	m	45	3	9	3	250	0,0044	20,0	4	4,5	0,90	0,20	0%	0%	10%	60%	10%	0%	0%	20%	0%	5%	0%	5%	Bode	9	kl. Fluss	
boe044	4450484	5728750	öHAd	k	178,8	Sil B	pglDS	KST	gew	80	7	13	15	190	0,0055	30,0	4	8,0	0,76	0,15	0%	5%	45%	35%	10%	0%	0%	5%	0%	20%	5%	20%	Bode	9	kl. Fluss	
boe028	4425894	5733324	UH	m	324,8	Sil B	pglDS	KST	gew	190	29	20	15	300	0,0060	48,0	5	18,0	0,90	0,40	0%	10%	40%	40%	10%	0%	0%	10%	20%	0%	0%	0%	Bode	9	kl. Fluss	
boe029	4428580	5732545	UH	hk-sm	333,3	Sil B	pglDS	KST	gew	230	8	14	35	275	0,0054	52,5	5	20,0	1,80	0,35	0%	10%	70%	10%	5%	5%										

[illegible]

	Gewässer	Ort	Station
			boe004 boe013 boe014 boe016 boe018 boe019 boe020 boe021 boe022 boe025 boe027 boe028 boe029 boe032 boe037 boe038 boe040 boe041 boe042 boe043 boe044 boe045 boe047 boe048 boe049 boe051 boe053 boe056 boe057 boe058 boe059 boe064 boe067 boe068 boe071 boe071a boe072 boe073 boe074 boe077 boe090 boe091 boe092 boe093 boe100 boe101
			Ilse Goldbach Goldbach Fahrenbach Warme Bode Rappbode Behre Behre Behre Bach im Blauen Bruch Großes Mühlental Bode Bode Luppode Luppode Sellebach Steinbach Steinbach Kleiner Uhlenbach Wurnbach Selke Leine Sprachenbach Thyra Wipper Mittelschluff Bode Gonna Leine Nasse Kaltes Tal Krummschlichtbach Tiefenbach Kleiner Klingenbach Selke Steigerbach Wormke Auerbergsbach Horle Ecker Kalte Bode Ilse-Oberlauf Schwarzes Schlufwasser Quellbach Braunes Wasser Großer Uhlenbach SUMME
Leuctra albida	0	7	45
Leuctra aurita	30	50	9
Leuctra braueri	0	1	0
Leuctra digitata	7	2	4
Leuctra fusca	4	0	0
Leuctra fusca/digitata	0	0	0
Leuctra hippopus	66	39	38
Leuctra inermis	25	1	6
Leuctra inermis-Gr.	0	0	0
Leuctra leptogaster	0	0	0
Leuctra major	0	0	0
Leuctra nigra	35	28	1
Leuctra prima	19	1	9
Leuctra prima/pseudosignifera	0	6	0
Leuctra pseudocingulata	0	7	1
Leuctra pseudosignifera	2	4	0
Leuctra rauscheri	0	0	0
Leuctra sp.	0	2	5
Leuctra x aurita	0	1	0
Nemoura avicularis	1	0	0
Nemoura cambrica	1	4	0
Nemoura cinerea	0	0	20
Nemoura dubitans	0	0	0
Nemoura flexuosa	0	2	9
Nemoura marginata	1	1	1
Nemoura marginata-Gr.	1	5	12
Nemoura sciurus	0	0	2
Nemoura sp.	5	10	14
Nemurella pictetii	7	0	0
Perla burmeisteriana	0	0	0
Perla marginata	0	0	2
Perlodes microcephalus	11	0	9
Protonemura auberti	0	2	0
Protonemura hrabei	0	0	0
Protonemura intricata	4	2	0
Protonemura meyeri	3	0	0
Protonemura nitida	0	1	0
Protonemura nitida-Gr.	0	4	0
Protonemura praecox	1	4	1
Protonemura sp.	1	0	5
Siphonoperla sp.	0	0	0
Siphonoperla torrentium	78	10	10
SUMME	486	454	347

Station	Quellentfernung [km]	Bloecke %	Sand %	Lehm+Ton %	Schlamm %	Oberharz	Hochharz	Geologie EZG: Sedimentite überwiegend	Geologie EZG: Silikattyp A überwiegend	Geologie Bettbildung: Festgestein	Muldental	Helme-EZG
LesB1	2,5	0,1	0,3	0	0	0	1	0	1	0	1	0
LesB2	5,5	0,15	0,15	0	0,05	1	0	0	1	0	0	0
LesL1	0,4	0	0,3	0	0,15	1	0	1	1	0	1	0
LesL2	1	0	0,05	0	0,1	1	0	1	1	0	0	0
LesL3	1,9	0	0,15	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
LesM	0,7	0,15	0,05	0	0,025	1	0	1	1	0	1	0
LesR1	0,6	0	0,2	0	0,025	1	0	1	0	0	0	0
LesR2	2,1	0,05	0,1	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
LesR3	3,7	0,15	0,1	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
LesS1	0,9	0,3	0,05	0	0	0	1	1	1	0	1	0
LesS2	2,2	0,1	0,1	0	0,025	0	1	1	1	0	0	0
LesS3	4,2	0,2	0,1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
LesSC	3,9	0,1	0,05	0	0,025	1	0	1	1	0	0	0
LesV1	1,3	0	0,05	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
LesV2	3,8	0	0,1	0	0,025	1	0	1	0	0	0	0
SchBr_1	2,3	0,25	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
SchBr_2	5,5	0	0	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
SchRo_1	1,7	0	0	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
SchRo_2	2,1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
SchSt_1	4,2	0,25	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
SchSt_2	6,5	0,15	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
SchSue_1	1,1	0,5	0	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
SchSue_2	4,5	0,5	0	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
SchUf_1	2,5	0,2	0	0	0,05	1	0	1	0	0	0	0
SchUf_2	4,3	0,1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
boe017	14	0,05	0,1	0,2	0,1	1	0	0	0	0	0	0
boe026	43,9	0,4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
boe039	7,9	0	0,05	0,1	0	0	0	1	0	0	0	0
boeSipt	4	0	0	0,6	0,1	0	0	1	0	0	1	0
BreS	14,2	0,05	0,1	0,2	0,1	0	0	1	0	0	0	0

[illegible]

Anhang C

Statistik, Modelle

Numerische Ergebnisse der CCA mit Forward selection

*** General information ***

Number of response variables: 83

Number of samples: 46

Missing values (if any) were removed by column (variable) averages

The following response variables were used.

- 1 Ame_ino
- 2 Bae_alp
- 3 Bae_fus
- 4 Bae_lut
- 5 Bae_mut
- 6 Bae_nig
- 7 Bae_rho
- 8 Bae_sca
- 9 Bae_ver
- 10 Cae_bes
- 11 Cae_hor
- 12 Cae_mac
- 13 Cae_riv
- 14 Cae_rob
- 15 Cen_lut
- 16 Clo_dip
- 17 Ecd_dis
- 18 Ecd_sub
- 19 Ecd_tor
- 20 Ecd_ven
- 21 Ele_lat
- 22 Epa_muc
- 23 Epe_ass
- 24 Eph_dan
- 25 Haa_fus
- 26 Haa_lau
- 27 Hab_con
- 28 Lep_mar
- 29 Par_sub
- 30 Prc_bif
- 31 Rhi_her
- 32 Rhi_pic
- 33 Rhi_puy
- 34 Rhi_sem
- 35 Ser_ign
- 36 Sil_aes
- 37 Sil_lac
- 38 Tor_maj
- 39 Amp_sta
- 40 Amp_sul
- 41 Amp_tri
- 42 Bra_ris
- 43 Bra_set
- 44 Cap_bif
- 45 Cap_vid
- 46 Chl_tri
- 47 Din_cep
- 48 Diu_bic
- 49 Iso_dif
- 50 Iso_gra
- 51 Iso_oxy
- 52 Leu_alb
- 53 Leu_aur
- 54 Leu_bra
- 55 Leu_dig
- 56 Leu_fus
- 57 Leu_hip
- 58 Leu_ine
- 59 Leu_lep
- 60 Leu_maj

- 61 Leu_nig
- 62 Leu_pri
- 63 Leu_psc
- 64 Leu_pss
- 65 Leu_rau
- 66 Nea_pic
- 67 Nem_avi
- 68 Nem_cam
- 69 Nem_cin
- 70 Nem_dub
- 71 Nem_fle
- 72 Nem_mar
- 73 Nem_sci
- 74 Per_bur
- 75 Per_mar
- 76 Pes_mic
- 77 Pro_aub
- 78 Pro_hra
- 79 Pro_int
- 80 Pro_mey
- 81 Pro_nit
- 82 Pro_prx
- 83 Sip_tor

The following explanatory variables were used.

- 1 Oberharz
- 2 Hochharz
- 3 Oestliche_Harzabdachung
- 4 montan
- 5 kollin
- 6 Vulkanite
- 7 Sedimentite
- 8 Silikattyp_A
- 9 Festgestein
- 10 periglaziale_Decken
- 11 Kerbtal
- 12 Muldental
- 13 gestreckt
- 14 maeandrierend
- 15 Hoehe
- 16 Gefaelle
- 17 Quellentfernung
- 18 Gewaesser_OZ
- 19 Tiefe_max_
- 20 Tiefe_mittel
- 21 Fels
- 22 Bloecke
- 23 Steine
- 24 Kies
- 25 Sand
- 26 Lehm_Ton
- 27 Schlamm
- 28 Phytal
- 29 Lithophytal
- 30 CPOM
- 31 FPOM
- 32 Oker_EZG
- 33 Wipper_EZG
- 34 Helme_EZG

*** Information on explanatory variables ***

VIF = Variance inflation factor

VIF values larger than 50 indicate co-linearity

It might be an option to remove such variables

Brodgar will give an error message if VIF > 150

X	Mean	Std	VIF
1	0.13	0.34	10.83
2	0.09	0.28	35.10
3	0.17	0.38	11.07
4	0.41	0.49	3.90
5	0.13	0.34	7.41
6	0.24	0.43	14.59
7	0.50	0.50	5.86
8	0.22	0.41	11.45
9	0.13	0.34	15.75
10	0.72	0.45	3.99
11	0.37	0.48	18.89
12	0.37	0.48	15.97
13	0.13	0.34	3.88
14	0.35	0.48	7.47
15	370.87	147.99	37.75
16	0.03	0.03	12.87
17	9.50	13.28	10.61
18	2.22	1.30	20.39
19	0.53	0.28	7.00
20	0.17	0.11	3.68
21	0.01	0.03	4.99
22	0.09	0.14	9.13
23	0.19	0.16	6.79
24	0.28	0.17	5.97
25	0.07	0.09	5.16
26	0.05	0.07	5.21
27	0.05	0.10	14.89
28	0.02	0.05	6.34
29	0.08	0.10	13.23
30	0.07	0.07	4.20
31	0.06	0.10	11.94
32	0.07	0.25	3.31
33	0.09	0.28	3.32
34	0.17	0.38	4.57

*** Biplot settings ***

Scaling = Inter-sample distances

*** Eigenvalue information ***

Column 1: axis

Column 2: eigenvalue

Column 3: eigenvalue as percentage of total inertia

Column 4: idem, but cumulative

Column 5: eigenvalue as percentage of sum of all canonical eigenvalues

Column 6: idem, but cumulative

Col 1	Col 2	Col 3	Col 4	Col 5	Col 6
1	0.377	15.990	15.990	19.105	19.105
2	0.184	7.825	23.815	9.349	28.454
3	0.148	6.280	30.095	7.504	35.958
4	0.113	4.801	34.896	5.736	41.694
5	0.094	3.971	38.867	4.744	46.438

Total inertia or total variance: 2.36

Sum of all canonical eigenvalues: 1.97

*** Loadings and scores for triplots and biplots ***

Loadings & scores have been saved in the following file:

C:/Eigene Dateien/Diss/Brodgar_aktuell/bipl2.txt

*** DIAGNOSTICS ***

Sum of all canonical eigenvalues: 1.97

Mass: totals per response variable as % of overall total.

Inertia: contribution of each response variable (in %) to total inertia.

Variance: variance per response variable.

Y	Mass (%)	Inertia (%)	Variance
1	0.07	0.23	46.14
2	1.83	0.25	1.09
3	0.22	0.39	12.84
4	0.37	0.61	6.67
5	2.85	0.44	0.51
6	0.73	0.39	3.49
7	4.75	0.32	0.28
8	0.73	0.40	2.98
9	1.76	0.62	1.68
10	0.15	0.22	20.38
11	0.07	0.06	34.05
12	0.07	0.59	43.10
13	0.15	0.64	20.08
14	0.07	0.06	34.05
15	0.73	0.37	2.99
16	0.07	0.24	40.42
17	0.22	0.52	12.69
18	1.46	0.34	1.28
19	1.32	0.45	1.32
20	1.61	0.25	1.09
21	0.22	0.14	10.08
22	0.95	0.36	3.05
23	2.49	0.37	1.10
24	1.10	0.75	2.72
25	0.44	0.18	5.55
26	2.12	0.15	0.52
27	4.02	0.69	0.49
28	0.29	0.46	11.94
29	0.51	0.29	5.16
30	0.07	0.13	47.82
31	0.07	0.07	41.72
32	2.71	0.52	0.93
33	0.15	0.06	23.44
34	1.32	0.48	1.59
35	1.83	0.47	1.27
36	0.15	0.49	23.61
37	0.29	2.58	26.27
38	0.73	0.61	3.00
39	1.24	0.82	3.38
40	2.49	0.44	0.88
41	0.07	0.35	32.34
42	2.63	0.72	1.08
43	2.12	0.99	1.86
44	0.44	0.68	9.88
45	1.02	2.50	6.44
46	0.44	0.59	5.78
47	0.88	0.42	2.72
48	0.66	2.04	11.03
49	0.51	0.59	7.32
50	0.44	0.45	5.34
51	0.44	0.21	6.35
52	2.78	0.28	0.57
53	1.76	0.90	1.60
54	0.73	0.27	2.82
55	1.61	0.54	1.59
56	2.12	0.65	0.93
57	5.12	0.09	0.23
58	1.76	0.78	1.81
59	0.15	0.33	19.52
60	0.07	0.17	36.97
61	4.02	1.31	0.91
62	1.32	0.19	1.29
63	1.54	1.27	2.44
64	0.51	0.29	4.95
65	0.51	4.18	18.45
66	1.98	1.51	2.26
67	0.44	0.49	5.86
68	1.83	0.33	1.17
69	2.27	0.51	1.10
70	0.29	0.71	10.94
71	1.46	0.29	1.07
72	0.80	0.07	2.81
73	0.66	0.46	4.06
74	0.37	1.02	12.08
75	0.80	0.64	3.03

76	1.76	0.30	0.85
77	1.68	0.69	1.89
78	0.29	0.13	8.25
79	2.12	0.26	0.60
80	0.80	0.67	3.25
81	1.02	0.19	2.05
82	1.83	0.24	1.02
83	3.51	0.15	0.51

Results forward selection

Sum of all eigenvalues= 1.973

MARGINAL EFFECTS

1	0.09	4.44
2	0.28	14.44
3	0.08	4.17
4	0.08	4.11
5	0.06	3.10
6	0.21	10.45
7	0.12	6.27
8	0.24	12.39
9	0.21	10.89
10	0.11	5.35
11	0.09	4.43
12	0.12	6.25
13	0.07	3.48
14	0.08	4.12
15	0.25	12.64
16	0.18	9.09
17	0.17	8.86
18	0.18	9.22
19	0.10	5.16
20	0.07	3.62
21	0.05	2.72
22	0.17	8.54
23	0.09	4.76
24	0.10	4.90
25	0.08	3.85
26	0.11	5.40
27	0.10	4.88
28	0.09	4.73
29	0.15	7.84
30	0.11	5.80
31	0.04	2.17
32	0.07	3.33
33	0.06	2.95
34	0.09	4.42

Column 1: Index referring to explanatory variables

Column 2: Eigenvalue using only one explanatory variable

Column 3: Eigenvalue as % (of sum all eigenvalues) using only one explanatory variable

CONDITIONAL EFFECTS

(=Increase total sum of eigenvalues after including new variable)

2	0.28
17	0.16
8	0.11
27	0.10
26	0.08
7	0.07
18	0.07
22	0.07
34	0.06
12	0.06
9	0.05
1	0.05
25	0.04
6	0.04
15	0.04
29	0.04
28	0.04
30	0.04
19	0.04

11	0.04
24	0.04
23	0.04
4	0.04
32	0.04
10	0.03
13	0.04
21	0.03
14	0.03
5	0.03
3	0.03
20	0.03
16	0.03
31	0.03
33	0.04

Column 1: Index referring to explanatory variables
Column 2: The increase in explained variation due to adding an extra explanatory variable.

F statistic and P-values of conditional effects

Variable	F statistic	P-value
2	5.855	0.001
17	3.507	0.001
8	2.634	0.001
27	1.244	0.142
26	2.169	0.001
7	1.837	0.001
18	1.096	0.324
22	1.625	0.006
34	1.416	0.028
12	1.914	0.001
9	1.496	0.025
1	1.558	0.010
25	1.558	0.015
6	1.110	0.283
15	1.144	0.243
29	1.085	0.327
28	1.080	0.350
30	1.025	0.461
19	1.038	0.402
11	1.114	0.292
24	0.950	0.537
23	1.068	0.392
4	0.994	0.501
32	0.995	0.482
10	0.896	0.630
13	1.016	0.418
21	0.902	0.613
14	0.880	0.624
5	0.877	0.583
3	0.887	0.585
20	0.832	0.629
16	0.773	0.652
31	0.735	0.736
33	0.901	0.558

Numerische Ergebnisse der CCA mit reduziertem Umweltdatensatz nach Forward selection

Numerical output for CCA

*** General information ***

Number of response variables: 89

Number of samples: 46

Missing values (if any) were removed by column (variable) averages

The following response variables were used.

- 1 Ame_ino
- 2 Bae_alp
- 3 Bae_fus
- 4 Bae_lut
- 5 Bae_mut
- 6 Bae_nig
- 7 Bae_rho
- 8 Bae_sca
- 9 Bae_ver
- 10 Cae_bes
- 11 Cae_hor
- 12 Cae_mac
- 13 Cae_riv
- 14 Cae_rob
- 15 Cen_lut
- 16 Clo_dip
- 17 Ecd_dis
- 18 Ecd_sub
- 19 Ecd_tor
- 20 Ecd_ven
- 21 Ele_lat
- 22 Epa_muc
- 23 Epe_ass
- 24 Eph_dan
- 25 Haa_fus
- 26 Haa_lau
- 27 Hab_con
- 28 Lep_mar
- 29 Par_sub
- 30 Prc_bif
- 31 Rhi_her
- 32 Rhi_pic
- 33 Rhi_puy
- 34 Rhi_sem
- 35 Ser_ign
- 36 Sil_aes
- 37 Sil_lac
- 38 Tor_maj
- 39 Amp_sta
- 40 Amp_sul
- 41 Amp_tri
- 42 Bra_ris
- 43 Bra_set
- 44 Cap_bif
- 45 Cap_vid
- 46 Chl_tri
- 47 Din_cep
- 48 Diu_bic
- 49 Iso_dif
- 50 Iso_gra
- 51 Iso_oxy
- 52 Leu_alb
- 53 Leu_aur
- 54 Leu_bra
- 55 Leu_dig
- 56 Leu_fus
- 57 Leu_hip
- 58 Leu_ine
- 59 Leu_lep

- 60 Leu_maj
- 61 Leu_nig
- 62 Leu_pri
- 63 Leu_psc
- 64 Leu_pss
- 65 Leu_rau
- 66 Nea_pic
- 67 Nem_avi
- 68 Nem_cam
- 69 Nem_cin
- 70 Nem_dub
- 71 Nem_fle
- 72 Nem_mar
- 73 Nem_sci
- 74 Per_bur
- 75 Per_mar
- 76 Pes_mic
- 77 Pro_aub
- 78 Pro_hra
- 79 Pro_int
- 80 Pro_mey
- 81 Pro_nit
- 82 Pro_prx
- 83 Sip_tor

The following explanatory variables were used.

- 1 Oberharz
- 2 Hochharz
- 3 Sedimentite
- 4 Silikattyp_A
- 5 Festgestein
- 6 Muldental
- 7 Quellentfernung
- 8 Bloecke
- 9 Sand
- 10 Lehm_Ton
- 11 Schlamm
- 12 Helme_EZG

*** Information on explanatory variables ***

VIF = Variance inflation factor

VIF values larger than 50 indicate co-linearity

It might be an option to remove such variables

Brodgar will give an error message if VIF > 150

X	Mean	Std	VIF
1	0.13	0.34	2.22
2	0.09	0.28	4.58
3	0.50	0.50	2.36
4	0.22	0.41	2.69
5	0.13	0.34	5.67
6	0.37	0.48	1.61
7	9.50	13.28	1.67
8	0.09	0.14	3.24
9	0.07	0.09	1.62
10	0.05	0.07	1.63
11	0.05	0.10	2.23
12	0.17	0.38	1.81

*** Biplot settings ***

Scaling = Inter-sample distances

*** Eigenvalue information ***

Column 1: axis

Column 2: eigenvalue

Column 3: eigenvalue as percentage of total inertia

Column 4: idem, but cumulative

Column 5: eigenvalue as percentage of sum of all canonical eigenvalues

Column 6: idem, but cumulative

Col 1	Col 2	Col 3	Col 4	Col 5	Col 6
1	0.355	15.061	15.061	30.575	30.575
2	0.159	6.755	21.816	13.713	44.288
3	0.136	5.791	27.607	11.757	56.045
4	0.101	4.274	31.881	8.676	64.721
5	0.069	2.944	34.825	5.976	70.697

Total inertia or total variance: 2.36

Sum of all canonical eigenvalues: 1.16

*** Loadings and scores for triplots and biplots ***

Loadings & scores have been saved in the following file:

C:/Eigene Dateien/Diss/Brodgar_Endfassung/bipl2.txt

Biplot scores of environmental variables:

X	Correlation with axes				
1	-0.05	0.13	0.12	0.19	0.07
2	-0.41	-0.15	0.04	-0.05	0.07
3	0.26	-0.02	-0.12	-0.13	0.09
4	-0.43	0.00	0.08	0.09	-0.03
5	-0.39	-0.05	0.09	0.04	0.06
6	-0.17	0.01	-0.23	-0.10	0.01
7	0.27	-0.29	0.09	0.09	-0.09
8	-0.27	-0.16	0.15	0.00	-0.07
9	-0.08	0.06	-0.17	0.09	0.01
10	0.10	0.01	-0.25	0.05	0.08
11	0.02	-0.02	-0.24	-0.06	-0.04
12	0.15	0.08	0.12	-0.14	0.05

Biplot scores of environmental variables have also been saved in the following file:

C:/Eigene Dateien/Diss/Brodgar_Endfassung/bipl1.txt

Centroids of environmental variables

-0.097	0.299	0.268	0.417	0.155
-1.901	-0.704	0.146	-0.245	0.300
0.265	-0.015	-0.118	-0.132	0.092
-0.968	-0.008	0.157	0.191	-0.067
-1.208	-0.163	0.263	0.110	0.165
-0.255	0.008	-0.337	-0.155	0.015
0.351	-0.373	0.119	0.123	-0.119
-0.456	-0.276	0.244	-0.007	-0.124
-0.108	0.079	-0.215	0.107	0.010
0.155	0.012	-0.405	0.075	0.136
0.039	-0.054	-0.496	-0.140	-0.078
0.342	0.183	0.293	-0.320	0.108

Canonical coefficients of environmental variables

0.139	0.021	0.336	0.021	0.674
-0.504	-0.932	0.232	-0.348	1.045
0.255	-0.379	-0.023	-0.070	0.550
-0.435	0.037	-0.008	0.667	-0.547
0.163	0.188	-0.080	0.218	0.255
-0.023	0.116	-0.355	-0.417	-0.112
0.415	-0.774	0.043	0.403	-0.025
-0.270	-0.076	0.044	-0.514	-0.580
-0.169	0.031	-0.300	0.229	-0.203
-0.023	-0.097	-0.463	0.518	0.241
-0.030	-0.114	-0.102	-0.444	-0.275
0.056	0.229	0.362	-0.477	-0.105

*** DIAGNOSTICS ***

Sum of all canonical eigenvalues: 1.16

Monte Carlo significance test of all canonical axes

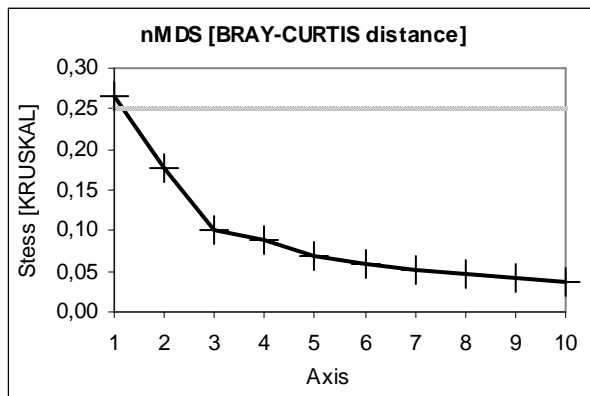
Permutations under the full model

F ratio= 2.5368

P value of the F ratio= 0.0001

Number of permutations 9999

Ergebnisse der nMDS von Y – Scree plot und Lage der Stationen in der 3-Achsen-Lösung



Ergebnisse der nMDS von Y – Lage der Stationspunkte in der 3-Achsen-Lösung

Station	Achse 1	Achse 2	Achse 3
boe004	-0,159	-0,941	-0,255
boe013	-0,211	-0,221	-0,563
boe014	0,127	-0,172	0,233
boe016	0,285	-0,330	-0,480
boe018	-0,600	-0,128	0,786
boe019	-0,106	0,137	1,039
boe020	-0,421	-0,087	-0,495
boe021	-0,926	-0,041	-0,483
boe022	-0,693	0,141	-0,302
boe025	0,003	-0,058	-0,822
boe027	-0,378	-0,142	0,177
boe028	-0,757	0,347	0,885
boe029	-1,289	0,452	0,431
boe032	-0,508	0,199	-0,193
boe037	-0,044	0,464	0,238
boe038	0,211	0,374	-0,264
boe040	0,855	-1,151	-0,689
boe041	1,486	-0,611	0,562
boe042	0,117	0,757	0,081
boe043	1,212	-1,221	0,104
boe044	-1,051	0,483	0,584
boe045	0,075	0,581	-0,417
boe047	-0,969	0,518	-0,165
boe048	-1,204	0,296	-0,014
boe049	-0,741	0,959	0,548
boe051	1,372	0,969	0,045
boe053	-0,993	0,891	0,237
boe056	1,236	0,885	-0,551
boe057	0,401	0,756	-0,932

Station	Achse 1	Achse 2	Achse 3
boe058	-0,845	0,800	-0,873
boe059	0,932	-1,123	-0,141
boe064	-0,646	0,561	-0,575
boe067	-0,624	0,188	0,009
boe068	-0,373	-0,091	-0,291
boe071	0,647	0,088	0,028
boe071a	1,114	0,243	0,984
boe072	-0,032	-0,872	0,003
boe073	0,487	0,575	0,021
boe074	-0,542	0,735	-0,136
boe077	-0,537	-0,088	-0,081
boe090	0,644	-1,330	0,598
boe091	1,644	-1,509	0,034
boe092	0,976	-1,356	0,305
boe093	1,774	-1,465	0,543
boe100	-0,541	-0,608	-0,080
boe101	-0,482	1,213	0,451

dbMRT – Numerische Ergebnisausgabe

Multivariate tree obtained

n= 46

node), split, n, deviance, yval

* denotes terminal node

```

1) root 46 13.0700 13.0700
 2) as.factor(Silikattyp_A)=0 36 9.1620 9.1620
   4) Quellentfernung< 9.25 28 6.9010 6.9010
     8) Schlamm< 0.125 20 4.3550 4.3550
       16) as.factor(Sedimentite)=1 12 2.3210 2.3210
         32) as.factor(Helme_EZG)=1 7 1.2740 1.2740 *
         33) as.factor(Helme_EZG)=0 5 0.7236 0.7236 *
       17) as.factor(Sedimentite)=0 8 1.5860 1.5860 *
     9) Schlamm>=0.125 8 1.9170 1.9170 *
   5) Quellentfernung>=9.25 8 1.4730 1.4730 *
 3) as.factor(Silikattyp_A)=1 10 2.3880 2.3880 *
```

Samples in leaves of the tree

Leaves	Samples present
1 as.factor(Helme_EZG)=b	boe020 , boe021 , boe022 , boe047 , boe057 , boe058 , boe064
2 as.factor(Helme_EZG)=a	boe032 , boe037 , boe038 , boe067 , boe074
3 as.factor(Sedimentite)=a	boe013 , boe014 , boe016 , boe025 , boe027 , boe040 , boe068 , boe100
4 Schlamm>=0.125	boe042 , boe045 , boe051 , boe056 , boe071 , boe071a , boe073 , boe101
5 Quellentfernung>=9.25	boe018 , boe019 , boe028 , boe029 , boe044 , boe048 , boe049 , boe053
6 as.factor(Silikattyp_A)=b	boe004 , boe041 , boe043 , boe059 , boe072 , boe077 , boe090 , boe091 , boe092 , boe093

Settings:

db-MRT, D14, minimum split = 11, tree size by 1se

dbMRT - Referenzlisten für die Terminalgruppen

Art	Wahrscheinlichkeit <i>p</i> des Vorkommens der Arten bei Zuordnung einer Teststation zu Referenzliste Nr.					
	1	2	3	4	5	6
Ame_ino	0,1000					
Bae_alp	0,3000	0,1250	0,2500	0,7500	1,0000	0,7143
Bae_fus		0,3750				
Bae_lut		0,5000		0,1250		
Bae_mut	0,1000	0,8750	1,0000	0,7500	1,0000	1,0000
Bae_nig		0,5000	0,1250	0,3750	0,2000	
Bae_rho	0,4000	1,0000	0,8750	0,8750	1,0000	1,0000
Bae_sca	0,1000	0,7500		0,2500		0,1429
Bae_ver	0,4000	0,6250	0,7500	0,2500	0,6000	
Cae_bes		0,2500				

Art	Wahrscheinlichkeit p des Vorkommens der Arten bei Zuordnung einer Teststation zu Referenzliste Nr.					
	1	2	3	4	5	6
Cae_hor	0,1000					
Cae_mac		0,1250				
Cae_riv		0,2500				
Cae_rob	0,1000					
Cen_lut	0,1000	0,5000	0,1250	0,2500	0,2000	0,1429
Clo_dip		0,1250				
Ecd_dis		0,3750				
Ecd_sub	0,2000	0,3750	0,1250	0,6250	0,8000	0,5714
Ecd_tor		1,0000	0,3750	0,2500	0,6000	0,2857
Ecd_ven	0,2000	0,6250	0,1250	0,6250	0,6000	0,7143
Ele_lat	0,1000			0,2500		
Epa_muc		0,3750	0,1250	0,1250	0,8000	0,2857
Epe_ass	0,1000	0,7500	0,6250	0,6250	1,0000	0,8571
Eph_dan		0,6250	0,3750	0,1250	0,6000	0,1429
Haa_fus	0,1000		0,1250	0,1250	0,6000	
Haa_lau	0,3000	0,6250	0,5000	0,6250	1,0000	1,0000
Hab_con	0,1000	1,0000	0,7500	0,8750	1,0000	1,0000
Lep_mar	0,2000	0,1250		0,1250		
Par_sub		0,3750	0,1250		0,6000	
Prc_bif			0,1250			
Rhi_her						0,1429
Rhi_pic	0,2000	0,6250	1,0000	0,6250	0,8000	1,0000
Rhi_puy			0,1250			0,1429
Rhi_sem	0,1000	0,8750	0,2500	0,3750	0,6000	0,1429
Ser_ign	0,2000	1,0000	0,3750	0,5000	0,4000	0,2857
Sil_aes			0,1250		0,2000	
Sil_lac	0,3000					
Tor_maj		0,6250	0,1250	0,1250	0,4000	0,1429
Amp_sta	0,5000	0,1250	0,5000	0,3750		0,1429
Amp_sul	0,8000	0,8750		0,7500	0,4000	0,7143
Amp_tri					0,2000	
Bra_ris	0,3000	0,2500	0,5000	0,6250	0,6000	1,0000
Bra_set	0,7000	0,1250	0,2500	0,5000	0,4000	0,4286
Cap_bif			0,2500	0,2500		0,1429
Cap_vid	0,8000		0,2500			
Chl_tri		0,5000			0,2000	0,1429
Din_cep		0,1250		0,7500	0,4000	0,2857
Diu_bic	0,4000			0,1250	0,2000	
Iso_dif	0,1000	0,3750	0,1250		0,2000	
Iso_gra		0,3750	0,1250	0,1250	0,2000	
Iso_oxy		0,1250		0,1250	0,2000	0,4286
Leu_alb	0,4000	0,6250	0,5000	0,8750	1,0000	0,8571
Leu_aur	0,4000	0,3750		1,0000		0,4286
Leu_bra	0,1000		0,1250	0,6250	0,2000	0,2857

Art	Wahrscheinlichkeit p des Vorkommens der Arten bei Zuordnung einer Teststation zu Referenzliste Nr.					
	1	2	3	4	5	6
Leu_dig	0,3000	0,1250	0,7500	0,6250	1,0000	
Leu_fus	0,4000	1,0000	0,2500	0,3750	0,6000	0,5714
Leu_hip	0,8000	1,0000	0,7500	1,0000	1,0000	1,0000
Leu_ine	0,7000	0,2500		0,6250	0,8000	0,1429
Leu_lep				0,1250		0,1429
Leu_maj				0,1250		
Leu_nig	1,0000	0,3750	0,8750	1,0000	0,8000	0,2857
Leu_pri	0,4000	0,1250	0,2500	0,7500	0,8000	0,1429
Leu_psc	0,9000			0,8750		0,1429
Leu_pss	0,3000			0,3750		0,1429
Leu_rau	0,4000					
Nea_pic	1,0000	0,1250	0,6250	0,5000	0,2000	0,1429
Nem_avi	0,3000	0,2500		0,1250		
Nem_cam	0,7000		0,6250	0,5000	1,0000	0,4286
Nem_cin	0,5000	0,6250	0,8750	0,6250	0,4000	0,2857
Nem_dub		0,1250	0,2500		0,2000	
Nem_fle	0,1000	0,8750	0,2500	0,3750	0,8000	0,4286
Nem_mar	0,3000	0,2500	0,2500	0,3750	0,2000	
Nem_sci		0,1250	0,5000	0,3750	0,2000	
Per_bur		0,3750	0,1250			
Per_mar		0,6250	0,1250	0,2500	0,2000	0,2857
Pes_mic	0,3000	0,7500	0,2500	0,5000	0,8000	0,5714
Pro_aub	0,7000		0,6250	0,8750	0,2000	0,1429
Pro_hra	0,2000			0,2500		
Pro_int	0,4000	0,5000	0,2500	0,7500	1,0000	1,0000
Pro_mey	0,5000	0,2500		0,5000		
Pro_nit		0,2500	0,1250	0,6250	0,4000	0,5714
Pro_prx	0,4000	0,2500	0,3750	0,8750	0,8000	0,5714
Sip_tor	0,8000	0,8750	0,6250	0,8750	1,0000	0,5714
Arten Ephemeroptera	3,8	15,4	8,5	9,6	14,0	9,7
Arten Plecoptera	15,9	13,0	11,4	20,4	16,6	12,4
Arten gesamt	19,7	28,4	19,9	30,0	30,6	22,1

ISBN 978-3-86219-384-4