Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen der Fließgewässer vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Dissertation
zur
Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)

dem
Fachbereich Biologie
der Philipps-Universität Marburg
vorgelegt von

Andrea Sundermann
aus Ibbenbüren / Westfalen

Marburg / Lahn 2005

Die der vorliegenden Dissertation zu Grunde liegenden Arbeiten wurden in der Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung des Forschungsinstituts Senckenberg durchgeführt.

Vom Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg

als Dissertation am 02.01.2006 angenommen.

Erstgutachter: Prof. Dr. L.A. Beck

Zweitgutachter: Prof. Dr. E.I. Meyer

Tag der mündlichen Prüfung: 26.01.2006

Inhaltsverzeichnis

Allgemeine Einleitung 1

Teil A: Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen

A 1 Einleitung 5

A 2 Material und Methoden 7

A 2.1 Datengrundlage zu Frage 1: Vergleich unterschiedlicher Erfassungsmethoden 7
A 2.1.1 Verwendete Datensätze 7
A 2.1.2 Erfassung der Daten 7
A 2.2 Datengrundlage zu Frage 2: Quantifizierung der Variabilität zweier methodisch einheitlich erfasster Proben 9
A 2.2.1 Verwendete Datensätze 9
A 2.2.2 Auswahl der Probestellen und Erfassung der Daten 10
A 2.3 Datengrundlage zu Frage 3: Die Analyse der Rolle „seltener“ Taxa in den Bewertungsergebnissen 12
A 2.4 Datengrundlage zu Frage 4: Die Analyse der verschiedenen Angabemöglichkeiten zur Abundanz der Taxa 12
A 2.5 Datengrundlage zu Frage 5: Klärung der Bedeutung einzelner taxonomischer Gruppen im Hinblick auf die Bewertung 12
A 2.6 Kalkulation von Metricwerten und Bewertungsergebnissen 13
A 2.7 Statistische Auswertung 13

A 3 Ergebnisse 16

A 3.1 Auswirkung unterschiedlicher Erfassungsmethoden auf Bewertungsergebnisse 16
A 3.2 Variabilität zweier methodisch einheitlich erfasster Proben 20
A 3.2.1 Abiotik und Struktur der Probestellen 20
A 3.2.2 Individuen- und Taxazahlen bzw. Ähnlichkeit der H- und W-Proben 24
A 3.2.3 Metricwerte der H- und W-Proben 33
A 3.2.4 Bewertungsergebnisse (MMI-Werte) der H- und W-Proben 39
A 3.2.5 Zusammenhänge zwischen Unterschieden in der Substratkartierung bzw. Voreinstufung der Gewässer und den Metricergebnissen 45
A 3.3 „Seltene“ Taxa und deren Einfluss auf Bewertungsergebnisse 48
A 3.4 Verschiedene Angabemöglichkeiten der Abundanz: Zählen oder Schätzen? 52
A 3.4.1 Differenz des MMI nach Transformation der Individuenzahlen in Schätz-Zahlen 54
A 3.4.2 Differenz ausgewählter Metric-Werte nach Logarithmierung der Individuenzahlen 55
A 3.5 Bedeutung taxonomischer Gruppen 60
A 3.5.1 Analyse der Taxa- und Individuenzahlen 61
A 3.5.2 Bewertungsergebnisse in Abhängigkeit der einzelnen Gruppen 63

A 3.5.3 Zur Bestimmung der Larven aquatischer Diptera 65
A 4 Diskussion 68
A 4.1 Auswirkung der Erfassungsmethode auf die Vergleichbarkeit verschiedener Datensätze 68
A 4.2 Variabilität methodisch einheitlich erfasster Proben 70
A 4.2.1 Differenzen hinsichtlich Abiotik und Struktur der H- und W-Probestellen 70
A 4.2.2 Ausmaß der biozönotischen Unterschiede in H- und W-Proben 71
A 4.2.3 Auswirkung der biozönotischen Unterschiede in H- und W-Proben auf Metric- bzw. Bewertungsergebnisse 73
A 4.2.4 Mögliche Ursachen für biozönotische Unterschiede in H- und W-Proben 75
A 4.3 Bedeutung „seltener" Taxa und deren Einfluss auf Bewertungsergebnisse 76
A 4.4 Verschiedene Möglichkeiten zur Angabe der Abundanz 78
A 4.5 Bedeutung verschiedener taxonomischer Gruppen 79
A 4.6 Abschließende Bemerkung 80
Teil B: Bewertung der Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes
B 1 Einleitung 83
B 2 Das Untersuchungsgebiet 86
B 2.1 Das Alpenvorland 86
B 2.2 Die Jungmoräne des Alpenvorlandes 86
B 2.3 Charakterisierung der Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes 87
B 2.4 Verteilung der Probestellen 88
B 3 Material und Methoden 90
B 3.1 Kriterien für die Auswahl der Probestellen 90
B 3.2 Aufnahme der Daten 90
B 3.3 Auswertung der Daten 90
B 3.3.1 Berechnung von Metrics sowie „Trefferwahrscheinlichkeiten" von Bewertungsergebnissen 90
B 3.3.2 Biologische Merkmale (Traits) der Makrozoobenthosorganismen 91
B 3.3.3 Multivariate Analysemethoden 91
B 3.3.4 Weitere Analysemethoden 93
B 4 Ergebnisse 94
B 4.1 Einstufung des Zustands der Gewässer im Hinblick auf das Modul „Allgemeine Degradation" 94
B 4.1.1 Strukturelle und hydromorphologische Aspekte im Bereich der Probestelle des Gewässers 94
B 4.1.2 Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer 96
B 4.1.3 Einstufung des ökologischen Zustands der Gewässer durch Experten 98

B 4.1.4 Eignung unterschiedlicher Parameter zur Einstufung der Gewässer hinsichtlich des ökologischen Zustands 99
B 4.2 Lassen sich biologische Metrics („Species traits“) sinnvoll in die Bewertung der Gewässer integrieren? 104
B 4.2.1 Zusammenhang zwischen „Species traits“ und biozönotischer Struktur der Daten 104
B 4.2.2 Korrelation ausgewählter Traits mit der Voreinstufung der Gewässer 111
B 4.3 Auswahl geeigneter Metrics zur Bewertung der Gewässer 112
B 4.3.1 Festlegung von Ankerpunkten und Berechnung des MMI 115
B 4.3.2 Vergleich des MMI auf der Basis „originaler“ und transformierter Metricwerte 118
B 5 Diskussion 122
B 5.1 Verschiedene Möglichkeiten zur Einstufung der Gewässer 122
B 5.2 Berücksichtigung biologischer Traits für die Bewertung von Gewässern 124
B 5.3. Das Bewertungssystem für die Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes 125
Zusammenfassung 129
Literatur 133
Danksagung 144
Anhang

Abbildungsverzeichnis

Abb. A 1: Vergleichbare Probestellen an der Ebrach. 11

Abb. A 2: Ordination (NMS) der Makrozoobenthosdaten aus den Routineuntersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Dreiecke) sowie eigener Untersuchungen (Punkte). 17

Abb. A 3: Anzahl der Individuen bzw. Taxa in Proben aus Routineuntersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) sowie eigener Aufnahmen. 17

Abb. A 4: Werte des multimetrischen Index in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode (Aufsammlung- und Sortierung). 19

Abb. A 5: Absolute Differenzen ausgewählter Parameter zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestellen. 21

Abb. A 6: Absolute Differenzen der Gewässerbreite und -tiefe zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestellen. 22

Abb. A 7: Prozentuale Abweichung ausgewählter chemischer Kenngrößen zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestelle. 23

Abb. A 8: Individuenzahlen aus Haupt- und Wiederholungsprobe sowie absolute Differenz aus beiden Proben (Individuenzahl der H-Probe minus Individuenzahl der W-Probe). 25

Abb. A 9: Taxazahlen aus Haupt- Wiederholungsprobe sowie Differenz aus beiden Proben. 27

Abb. A 10: Ergebnis der NMS mit Haupt- (H) und Wiederholungsproben (W). 29

Abb. A 11: Ergebnisse der Ähnlichkeitsindices nach Bray Curtis als Box-Plot Darstellung. 31

Abb. A 12: Scatterplot der Ähnlichkeiten nach Bray Curtis in Abhängigkeit der absoluten Differenz der Individuenzahlen aus H- und W-Probe. 32

Abb. A 13: Scatterplot der Ähnlichkeiten nach Bray Curtis in Abhängigkeit der absoluten Differenz der Taxazahlen aus H- und W-Probe. 32

Abb. A 14: Scatterplots der Metricergebnisse aus H- und W-Probe. 35-37

Abb. A 15: Differenz des MMI, berechnet auf der Grundlage der Originalliste sowie der modifizierten Taxalisten. 51

Abb. A 16: Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis auf der Grundlage unveränderter (original) Individuenzahlen, nach Angabe der Individuenzahlen in Schätz-Zahlen und auf der Basis logarithmierter Individuenzahlen. 53

Abb. A 17: Scatterplots der Metricergebnisse aus H- und W-Probe. 55

Abb. A 18: Ordination (NMS) der H- und W-Proben auf der Grundlage logarithmierter Individuenzahlen. 60

Abb. A 19: Logarithmierte Darstellung der Individuenzahlen für die entsprechenden taxonomischen Gruppen. 61

Abb. A 20: Taxazahlen der entsprechenden taxonomischen Gruppen. 62

Abb. A 21: Absolute Differenz der MMI-Werte aus Originalliste und modifizierter Taxaliste (Gesamtliste ohne jeweils eine der taxonomischen Gruppen). 64

Abb. B 1: Geographische Lage der Moränen aus Riß- und Würm-Eiszeit. 86

Abb. B 2: Ach II oberhalb der Einmündung in den Staffelsee. 87

Abb. B 3: Leiblach. 88

Abb. B 4: Ausschnitt aus der biozönotisch bedeutsamen Gewässertypenkarte Deutschlands mit Angabe zur Lage der untersuchten Gewässer im Bereich der Jungmoränen des Alpenvorlandes. 88

Abb. B 5: Beispiele von Gewässern, die von Experten als mäßig (Steinach; linkes Bild) oder als schlecht (Rohrdorfer Ache II; rechtes Bild) eingestuft wurden. 99

Abb. B 6: Scatterplot zwischen Nutzungsindex (NI) und der Voreinstufung durch Experten. 100

Abb. B 7: Ergebnis der PCA auf der Grundlage verschiedener Parameter zur Struktur, Hydromorphologie und Landnutzung der Gewässer. 102

Abb. B 8: Ergebnis der Fuzzy-Korrespondenzanalyse mit 7 biologischen Traits. 106

Abb. B 9: Ergebnis der Fuzzy-Korrespondenzanalyse (FCA). 108

Abb. B 10: Ergebnis der Korrespondenzanalyse auf der Grundlage der biozönotischen Daten. 109

Abb. B 11: Ergebnis der Co-Inertia Analyse. 110

Abb. B 12: Scatterplots der Metrics in Abhängigkeit der Voreinstufung zur Ermittlung der Ankerpunkte. 116

Abb. B 13: Korrelation der Voreinstufung II mit dem MMI, welcher auf der Basis transformierter Metrics berechnet wurde. 121

Tabellenverzeichnis

Tab. A 1: Kenndaten zu den untersuchten Gewässern der Jungmoräne des Alpenvorlandes und der Mittelgebirge. 10

Tab. A 2: Verteilung der Probestellen auf die in Deutschland vorkommenden Ökoregionen. 13

Tab. A 3: Eckdaten zu Individuen- sowie Taxazahlen in Proben aus Routineuntersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) sowie eigener Aufnahmen. 18

Tab. A 4: Ergebnis des multimetrischen Index für die jeweiligen Aufnahmen des LfU sowie eigener Aufnahmen. 18

Tab. A 5: Kenngrößen der Individuenzahlen in Haupt- und Wiederholungsprobe. 25

Tab. A 6: Eckdaten zu Individuenzahlen in H- und W-Proben. 26

Tab. A 7: Kenngrößen der Taxazahlen in Haupt- und Wiederholungsprobe. 27

Tab. A 8: Eckdaten zu Taxazahlen in H- und W-Proben. 28

Tab. A 9: Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis (BC-Ähnlichkeitsindex) zwischen Haupt- und Wiederholungsprobe. 30

Tab. A 10: Kandidatenmetrics der Gewässertypen 1 bis 7. 34

Tab. A 11: Unterschiede in Metricwerten aus H- und W-Proben. 38

Tab. A 12: Bewertungsergebnisse (MMI) aus H- und W-Proben der einzelnen Gewässer. 39

Tab. A 13: Berechnete Varianzen der Coremetrics der Gewässertypen 1, 2, 3.1 und 5. 42

Tab. A 14: Prozentuale Ungenauigkeiten von Bewertungsergebnissen einer realen Taxaliste unter Berücksichtigung verschiedener Varianzen. 43

Tab. A 15: Übersicht über die Anzahl der Teilproben, die nach der Substratkartierung in unterschiedlichen Substraten genommen wurden. 45

Tab. A 16: Ergebnis der Korrelationen zwischen Differenzen der Substratkartierung und Metricergenissen aus H- und W-Proben. 46

Tab. A 17: Ergebnis der Korrelationen zwischen Voreinstufung und Differenzen der Metricergebnisse aus H- und W-Proben. 47

Tab. A 18: Taxazahlen in den original Taxalisten sowie den modifizierten Listen. 49

Tab. A 19: Werte des MMI für den Gewässertyp 3.1, berechnet auf der Grundlage der Originalliste sowie der modifizierten Taxalisten. 50

Tab. A 20: Angabe von Individuenzahlen und deren entsprechenden Schätz-Zahlen. 52

Tab. A 21: Vergleich der MMI-Werte nach Gebrauch von Schätz-Zahlen. 54

Tab. A 22: Werte für das 5%- bzw. 95%-Perzentil der Metrics „Crustacea [%] (Ind.)“ und „Plecoptera [%] (Ind.)“ sowie deren Ankerpunkte. 56

Tab. A 23: Werte für das 5%- bzw. 95%-Perzentil der Metrics „Crustacea [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%] (log_Ind.)“ sowie deren Ankerpunkte. 56

Tab. A 24: Berechnete Varianz (ANOVA) der Metrics „Crustaceae [%] (Ind.)“, „Plecoptera [%] (Ind.)“„Crustaceae [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%] (log_Ind.)“. 57

Tab. A 25: Prozentuale Ungenauigkeiten der Scores für die Metrics „Crustaceae [%] (Ind.)“, „Plecoptera [%] (Ind.)“„Crustaceae [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%](log_Ind.)“ berechnet auf der Basis einer reellen Taxaliste unter Berücksichtigung metricspezifischer Varianzen. 58

Tab. A 26: Kenngrößen der einzelnen taxonomischen Gruppen im Hinblick auf Individuen- und Taxazahlen. 63

Tab. A 27: Kenngrößen des Vergleichs der MMI-Werte aus Originalliste und modifizierter Taxaliste. 65

Tab. B 1: Liste der untersuchten Gewässer mit Angabe der wichtigsten Eckdaten. 89

Tab. B 2: Zusammenstellung verschiedener Parameter zu Struktur, Hydromorphologie sowie Landnutzung im Bereich der Probestelle. 95

Tab. B 3: Prozentualer Anteil verschiedener Formen der Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG) der untersuchten Gewässer (CORINE Daten). 97

Tab. B 4: Voreinstufung der Gewässer durch Experten. 98

Tab. B 5: Ergebnis der Korrelation zwischen Voreinstufung der Gewässer und verschiedenen strukturellen bzw. hydromorphologischen Parametern. 101

Tab. B 6: Analysierte Traits mit zugehöriger Kategorie. 105

Tab. B 7: Angabe des prozentualen Anteils der Varianz, der durch die sieben untersuchten Traits erklärt wird. 107

Tab. B 8: Ergebnis der Korrelation der Metricergebnisse, welche auf der Grundlage der Traits ermittelt wurden und der Voreinstufung II der Gewässer. 112

Tab. B 9: Auflistung der Kandidatenmetrics des Gewässertyps 3.1 mit Angabe der Korrelation zur Voreinstufung bzw. zu strukturellen oder hydromorphologischen Parametern. 114

Tab. B 10: Ankerpunkte der Coremetrics. 117

Tab. B 11: Angabe der Rangkorrelationswerte nach Spearman (R) für die Korrelation der Voreinstufung II mit den Ergebnissen des MMI, basierend auf einer unterschiedlichen Zusammensetzung des multimetrischen Index. 118

Tab. B 12: Ankerpunkte der transformierten Coremetrics mit Angabe zur Funktion, nach der die Transformierung der Metricwerte erfolgte. 119

Tab. B 13: Varianzen „originaler“ und transformierter Metrics, berechnet auf der Datengrundlage der H- und W-Proben. 119

Tab. B 14: Ergebnis der Bewertung mittels originaler und transformierter Metrics. 120

Tab. B 15: Ausgewählte Beispiele zur Interpretation von Trefferwahrscheinlichkeiten einzelner Bewertungsergebnisse. 128

ALLGEMEINE EINLEITUNG

Mit dem Erlass der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL; Europäische Union 2000) im Jahr 2000 ergaben sich völlig neue Anforderungen an die Gewässerbiologie. Der wesentliche Aspekt der EG-WRRL ist es, Oberflächengewässer zu bewerten, wobei sich die Bewertung der Gewässer dabei in viel stärkerem Maße als bisher auf so genannte „Biologische Qualitätskomponenten“ stützt. Zu diesen gehören neben den Fischen und der aquatischen Flora auch die benthischen Makroinvertebraten.

Ziel der EG-WRRL ist es, bis 2015 gegebenenfalls durch verbessernde Maßnahmen, den guten ökologischen Zustand in den Gewässern zu erreichen. Das bedeutet, dass Gewässer auf einer fünf-stufigen Skala von „sehr gut“ (1) bis „schlecht“ (5) anhand der genannten biologischen Qualitätskomponenten bewertet werden. Wird ein Gewässer als „mäßig“ (3) oder schlechter eingestuft, stehen in der Regel kostenintensive Verbesserungsmaßnahmen an, die bei einem „guten“ (2) Bewertungsergebnis nicht vorgesehen sind. Das Bewertungsergebnis eines Gewässers wird dabei unter Zugrundelegung des „worst-case-Ansatzes“ festgelegt (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2003). Dies bedeutet, dass das schlechteste Ergebnis der jeweiligen Qualitätskomponenten dem ökologischen Zustand des Gewässers entspricht. Wenn demnach das Bewertungsergebnis nur einer Qualitätskomponente den guten ökologischen Zustand verfehlt, besteht Handlungsbedarf. Vor dem Hintergrund der hohen Kosten im Fall einer Sanierung (Gunkel 1996) stellt sich die Frage, wie sicher das Bewertungsergebnis der jeweiligen Qualitätskomponente ist – ein Gesichtspunkt, der in Form der Forderung nach einer „Schätzung hinsichtlich des [...] Grads der Zuverlässigkeit und Genauigkeit“ der Bewertungsergebnisse in der EG-WRRL verankert wurde (Anhang V, Absatz 1.3). Über diese Schätzung der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von Bewertungsergebnissen hinaus, ist ein weiterer Aspekt ganz wesentlich. Die Ergebnisse sind ohne Aussagekraft, wenn der Grad der Zuverlässigkeit sehr gering ist, was häufig mit einer hohen Variabilität der Daten einhergeht. Ist die Variabilität der Daten und damit auch der Bewertungsergebnisse hoch, ist deren Zuverlässigkeit gering. Dieses Prinzip gilt für alle Qualitätskomponenten, wobei der Fokus in der vorliegenden Arbeit auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos gelenkt werden soll.

Vor dem Hintergrund der genannten Aspekte ist demnach ein Ziel der vorliegenden Arbeit, für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos die Ursachen der Variabilität der Daten zu identifizieren und deren Einfluss auf die Variabilität von Bewertungsergebnissen zu quantifizieren. Anhand dieser Ergebnisse können Empfehlungen für die praktische Umsetzung der EG-WRRL gegeben werden. Diese zielen darauf ab, möglichst stabile und reproduzierbare Bewertungsergebnisse mit einer zuverlässigen Aussagekraft zu erhalten.

Des Weiteren kann die Kenntnis der Ursachen der Variabilität wichtige Hinweise für die Entwicklung und/oder Weiterentwicklung der Bewertungsverfahren auf der Grundlage des Makrozoobenthos liefern. Letzterer Aspekt ist wichtig, da mit der Implementierung der EG-WRRL die Forderung nach neuen Bewertungssystemen einhergeht. Dies hängt damit zusammen, dass die Untersuchung der Fließgewässer anhand des Makrozoobenthos bislang auf der

Grundlage des Saprobiensystems (DEV 1992) erfolgte. Dieses System wurde für die Indikation saprobieller Belastungen konzipiert. Heutzutage stellt die saprobielle Belastung der Gewässer in Deutschland jedoch nicht mehr den Hauptbelastungsfaktor dar. Zu den wesentlichen Belastungsfaktoren zählt derzeit vielmehr eine veränderte Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer sowie der Gewässerausbau und die damit einhergehende „Allgemeine Degradation" (Lorenz et al. 2004). Um den Aspekt der „Allgemeinen Degradation" zu bewerten, sind demnach gänzlich neue Bewertungsansätze erforderlich.
Um dieser Forderung nachzukommen, konnten in den vergangenen Jahren in zahlreichen nationalen sowie internationalen Forschungsprojekten bereits wesentliche Schritte unternommen werden (Haase et al. 2004 a und b; Haase & Sundermann 2004; Meier et al. 2004; Meier et al. 2005; Hering et al. 2004 a; Furse et al. im Druck). Dennoch bestehen Bearbeitungslücken bei der Bewertung der „Allgemeinen Degradation" auf der Grundlage des Makrozoobenthos. Hiervon betroffen sind einzelne Fließgewässertypen, wobei derzeit in Deutschland 24 verschiedene biozönotisch begründete Fließgewässertypen unterschieden werden (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004). Mit der Unterscheidung dieser Typen und einer typabhängigen Bewertung der Gewässer wird einer weiteren Forderung der EG-WRRL nachgekommen.
Eine der erwähnten Bearbeitungslücken im Hinblick auf die Bewertung betrifft die Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes. Für diesen Gewässertyp konnte bislang erst ein vorläufiges Bewertungssystem entwickelt werden, welches nach Absprache mit Experten des Landesamtes für Umwelt in Bayern den ökologischen Zustand der Gewässer in vielen Fällen nicht treffend wiedergibt (vgl. Meier et al. 2004).

Vor dem Hintergrund der bisher durchgeführten Arbeiten und dem derzeitigen Stand der Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland verfolgt die vorliegende Arbeit die folgenden Ziele:

A) Quantifizierung der Variabilität von Makrozoobenthosproben und Auswirkung auf Bewertungsergebnisse

Es soll versucht werden, verschiedene Ursachen der Variabilität von Makrozoobenthosproben zu identifizieren und deren Einfluss auf Bewertungsergebnisse zu quantifizieren. Die Ergebnisse lassen zum einen Aussagen über die Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse zu und zum anderen können die Ergebnisse wichtige Hinweise für die Umsetzung der EG-WRRL in der wasserwirtschaftlichen Praxis geben. Darüber hinaus können die gewonnenen Erkenntnisse für die Entwicklung und/oder Weiterentwicklung der Bewertungsverfahren genutzt werden.

B) Entwicklung eines Bewertungssystems auf der Basis des Makrozoobenthos für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes

Bislang konnte kein zufrieden stellendes Bewertungssystem für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes entwickelt werden. Ziel ist es daher, ein solches Verfahren zu entwickeln. In diesem Zusammenhang soll untersucht werden, inwieweit biologische Merkmale („species traits“) der Organismen in die Bewertung integriert werden können; ein neuartiger Ansatz, dessen Realisierung für die Bewertung der Fließgewässer in Deutschland bislang nicht wissenschaftlich überprüft wurde.

Teil A:
Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen

A 1 EINLEITUNG

In der allgemeinen Einleitung der vorliegenden Arbeit wurde herausgestellt, dass versucht werden soll, verschiedene Ursachen der Variabilität von Makrozoobenthosproben zu identifizieren und zu quantifizieren sowie die Auswirkung der Variabilität auf Bewertungsergebnisse zu analysieren. Der Anlass für diese Untersuchungen soll im Folgenden näher erläutert werden.

Für die Bewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers nach den Vorgaben der EG-WRRL werden die Bewertungsergebnisse aus den biologischen Untersuchungen herangezogen. Bis zum Erhalt der Bewertungsergebnisse aus diesen Untersuchungen sind jedoch zahlreiche Arbeitsschritte notwendig. Da im Falle der Bewertung anhand des Moduls Makrozoobenthos alle Bearbeitungsschritte von der Auswahl der Probestelle, der Probenahme und Weiterverarbeitung (Sortierung) der Probe, der Bestimmung der Organismen bis hin zur Datenverarbeitung (natürlich oder methodisch bedingt) einer gewissen Variabilität unterliegen, muss die Variabilität aller einzelnen Schritte erfasst werden. Nur nach Kenntnis der Variabilität der Daten kann der Forderung der EG-WRRL nach einer Schätzung hinsichtlich der Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse nachgekommen werden.

Bislang wurden nur in wenigen wissenschaftlichen Arbeiten Versuche unternommen, die Variabilität einzelner Bearbeitungsschritte im Hinblick auf Makrozoobenthosproben zu quantifizieren. So stellen Clarke et al. (im Druck a) und Haase et al. (2004 a) fest, dass die Anwendung verschiedener Aufsammlungsprotokolle (RIVPACS und STAR-AQEM) zu unterschiedlichen Ergebnissen führen kann. Vor dem Hintergrund, dass es bislang in Deutschland keine einheitlich vorgeschriebene Erfassungsmethode für Makrozoobenthosuntersuchungen gibt, stellt sich die Frage, inwieweit die in den letzten Jahren (meist uneinheitlich) erhobenen Makrozoobenthosdaten miteinander vergleichbar sind.

Ein weiterer Aspekt, welcher von Clarke et al. (im Druck a) untersucht wurde, ist die resultierende Variabilität, welche sich aus zwei Proben ergibt, die an derselben Probestelle eines Gewässers genommen wurden. Unklar ist jedoch, welcher Variabilität die Ergebnisse unterliegen, wenn zwei Proben an unterschiedlichen (jedoch vergleichbaren) Stellen im Gewässer genommen werden.

In weiteren Arbeiten von Clarke et al. (im Druck b), Haase et al. (2004 b und im Druck) wird der Aspekt der Unterprobennahme und Sortierung der Organismen aus dem Probenmaterial hinsichtlich seiner Variabilität untersucht. Grundsätzlich stehen für die Sortierung der Organismen zwei Varianten zur Verfügung. Die erste Variante umfasst eine Sortierung der noch lebenden Organismen im Gelände (Lebendsortierung), während die zweite Variante die Sortierung einer Unterprobe des konservierten Materials im Labor vorsieht (Laborsortierung). Die Arbeit von Haase et al. (2004 b) zeigt, dass bei der Lebendsortierung vergleichsweise weniger Taxa nachgewiesen werden konnten als bei der Sortierung der Organismen im Labor. Es ist dabei davon auszugehen, dass bei der Lebendsortierung neben kleinen und unscheinbaren Organismen unter Umständen solche Taxa mit einer größeren Wahrscheinlichkeit überse-

hen werden, welche nur in geringen Abundanzen oder in geringen Stetigkeiten in den Proben vorkommen. Inwieweit Bewertungsergebnisse in Abhängigkeit einer unterschiedlichen Menge „seltener“ Taxa beeinflusst werden, ist unklar.
Mit unterschiedlichen Sortiervorschriften gehen unterschiedliche Möglichkeiten zur Angabe der Abundanz nachgewiesener Taxa einher. In den Untersuchungen der vergangenen Jahre wurde entweder die Anzahl der Taxa gezählt oder in so genannten Häufigkeitsklassen geschätzt (vgl. Alf et al. 1992). Je nach Methode resultiert aus den unterschiedlichen Angaben eine gewisse Variabilität der Taxalisten, deren Auswirkung auf die Bewertungsergebnisse unzureichend bekannt ist.
Eine weiterer unbekannter Aspekt ist die Bedeutung einzelner taxonomischer Gruppen für die Bewertung der Fließgewässer. Es stellt sich die Frage, welche Organismen für die Bewertung herangezogen werden sollten und bis zu welchem Niveau die Bestimmung der Organismen erfolgen sollte. Ein nicht einheitliches Vorgehen würde zwangsläufig zu Unterschieden in den Taxalisten und eventuell zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen führen.

Zur Identifizierung der Ursachen der Variabilität von Makrozoobenthosproben sowie zur Quantifizierung der Einflüsse auf Bewertungsergebnisse infolge der Variabilität sind demnach noch einige Fragen offen. Diese zu beantworten ist das Ziel, welches im Teil A der vorliegenden Arbeit verfolgt wird.
Die Fragen sind im Folgenden zusammengefasst:

1. Sind Makrozoobenthosproben unterschiedlicher Erfassungsmethoden miteinander vergleichbar oder unterscheiden sich in der Folge die Bewertungsergebnisse voneinander?
2. Wie groß ist die Variabilität zweier Makrozoobenthosproben, die an vergleichbaren Probestellen im Gewässer genommen wurden?
3. In welcher Weise beeinflussen „seltene“ Taxa die Bewertungsergebnisse?
4. Spiegelt sich eine unterschiedliche Angabe der Abundanz (Zählwerte/Schätzwerte) in Bewertungsergebnissen wider?
5. Welchen Einfluss haben die unterschiedlichen taxonomischen Gruppen auf die Bewertung?

Nach Kenntnis des Umfangs der resultierenden Variabilität einzelner Bearbeitungsschritte lassen sich Aussagen im Hinblick auf die Genauigkeit und Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen treffen. Auf der Grundlage gewonnener Erkenntnisse soll das erweiterte Ziel daher sein, Empfehlungen für die wasserwirtschaftliche Praxis zu gegeben, um möglichst reproduzierbare und stabile Bewertungsergebnisse auf der Basis des Makrozoobenthos zu erhalten.

A 2 MATERIAL UND METHODEN

Um die angeführten Fragen hinsichtlich verschiedener Ursachen der Variabilität sowie deren Auswirkung auf die Bewertungsergebnisse zu klären, musste aus logistischen Gründen auf verschiedene Datensätze zurückgegriffen werden. Im Folgenden soll erläutert werden, welche Daten für die Beantwortung der einzelnen Fragen Eingang fanden.

A 2.1 Datengrundlage zu Frage 1: Vergleich unterschiedlicher Erfassungsmethoden

A 2.1.1 Verwendete Datensätze

Für die Analysen wurden insgesamt 57 Datensätze herangezogen. Davon stammen 28 Datensätze aus eigenen Aufnahmen, die weiteren 29 Datensätze sind hingegen Aufnahmen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU). Beide Aufnahmen wurden im selben Gewässertyp, den Bächen der Jungmoräne des Alpenvorlandes, durchgeführt (Typ 3.1 nach Pottgießer & Sommerhäuser 2004). Nach den Steckbriefen der deutschen Fließgewässertypen (Pottgießer & Sommerhäuser 2004) handelt es sich bei den Fließgewässern der Jungmoräne des Alpenvorlandes um turbulent fließende, überwiegend karbonatische Gewässer mit Geröll oder Kiesen als dominierende Sohlsubstrate. Der Gewässertyp 3 wird nach der Größe des Einzugsgebietes des Gewässers (EZG) unterteilt in die Subtypen 3.1 (Bäche: 10 – 100 km^2 EZG) und 3.2 (Kleine Flüsse: 100 – 1.000 km^2 EZG). Die für diese Fragestellung untersuchten Gewässer gehören alle zum Subtyp 3.1.
Da in Teil B der vorliegenden Arbeit die eigenen Aufnahmen noch eine zentrale Rolle spielen werden, können weiterführende Angaben zum Untersuchungsgebiet sowie der untersuchten Gewässer dem Abschnitt B 2 entnommen werden.

A 2.1.2 Erfassung der Daten

A 2.1.2.1 Eigene Daten

Die eigenen Aufnahmen erfolgten in Anlehnung an Haase et al. (2004 a). Diese Methode ist in der genannten Veröffentlichung ausführlich beschrieben und soll im Folgenden zum besseren Verständnis kurz wiedergegeben werden.
Die angewandte Methode sieht vor, die Habitate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle zu beproben (Multi-Habitat-Sampling), wobei die Probestelle einer Fließgewässerlänge von 50 bis 100 Meter entspricht. Zunächst werden alle Habitate in 5%-Stufen kartiert. Jedes 5%-Habitat entspricht einer Teilprobe; insgesamt besteht jede Gesamtprobe aus 20 Teilproben, die gemeinsam ausgewertet werden. Die Größe einer Teilprobe umfasst eine Fläche von 0,25 x 0,25 m. Insgesamt wird demnach eine Fläche von 1,25 m^2 beprobt. Die Probennahme erfolgt im Wesentlichen nach der Methode des Kicksampling (Barbour et al. 1999). Mit Hilfe einer Schwemmtechnik wird die mineralische

1999). Mit Hilfe einer Schwemmtechnik wird die mineralische von der organischen Fraktion abgetrennt. Nachdem aus der mineralischen Fraktion noch verbliebene Tiere ausgesucht wurden, kann das mineralische Substrat noch im Gelände verworfen werden. Aus der organischen Fraktion (inkl. der Organismen) werden noch im Gelände maximal 20 so genannte „Einzelexemplare" entnommen. Unter die „Einzelexemplare" fallen insbesondere fragile Taxa (z.B. Turbellaria), die nach mechanischer Beschädigung nicht mehr hinreichend gut bestimmbar sind. Einzelexemplare sowie das restliche Probenmaterial werden konserviert und zur weiteren Bearbeitung ins Labor verbracht. Im Labor wird aus dem Probenmaterial nach festen Kriterien eine Unterprobe entnommen, die über eine Siebkaskade in eine Grob- (≥ 2 mm) und eine Feinfraktion (< 2 mm) getrennt wird. Aus der Grobfraktion, welche aus mindestens 1/6 der Gesamtprobe und mindestens 350 Individuen besteht, werden sämtliche Organismen nach Ordnungen getrennt ausgelesen.
Nachdem die Proben in der beschriebenen Weise genommen und behandelt wurden, erfolgte die Bestimmung der Tiere nach den Kriterien der so genannten Operationellen Taxaliste (Haase & Sundermann 2004). Diese Liste gibt das Mindestniveau für die Bestimmung von Makrozoobenthosorganismen vor und legt fest, welche Taxa für die Bewertung von Gewässern nach WRRL herangezogen werden sollen. Gleichzeitig sorgt ein einheitliches Bestimmungsniveau für eine Vergleichbarkeit der Makrozoobenthosdaten. Die so gewonnenen Daten ermöglichen eine quantitative Betrachtung und wurden für die weiteren Analysen auf eine Flächeneinheit von 1 m^2 bezogen.

Als Bestimmungsliteratur wurden die folgenden Werke eingesetzt:

Turbellaria: Reynoldson & Young (2000); Pauls (2004); Pattée & Gourbault (1981) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**)

Gastropoda: Glöer (2002) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**)

Bivalvia: Glöer & Meier-Brook (2003) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**)

Oligochaeta: Brinkhurst (1971); Schmedtje & Kohmann (1992); Schaefer (2000); **Nomenklatorische Referenz**: Moog (1995)

Hirudinea: Grosser (2000); Grosser (2003); Nesemann & Neubert (1999) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**)

Decapoda: Eder & Hödl (1998); Hannemann et al. (1992); Holthuis & Heerebout (1976) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**)

Amphipoda: Eggers & Martens (2001) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**); Eggers & Martens (2004) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**)

Isopoda: Gruner (1965); Henry & Magniez (1983) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**); Veuille (1979) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**).

Ephemeroptera: Bauernfeind & Humpesch (2001); Lohse (2004); **Nomenklatorische Referenz:** Haybach & Malzacher (2002); Haybach & Malzacher (2003)

Odonata: Gerken & Sternberg (1999); Suhling & Müller (1996); **Nomenklatorische Referenz:** Müller & Schorr (2001); D´Aguilar & Dommanget (1998)

Plecoptera: Zwick (2004); **Nomenklatorische Referenz:** Reusch & Weinzierl (1999)

Heteroptera: Schaefer (2000); **Nomenklatorische Referenz:** Günther & Schuster (2000)

Megaloptera: Elliot (1996); Hölzel (2002) (Zudem auch **nomenklatorische Referenz**)

Coleoptera: A) Imagines: Amann et al. (1994); Fery (1991); Freude, Harde & Lohse (1971); Freude, Harde & Lohse (1979); Lohse & Lucht (1989); Lohse & Lucht (1992); Lucht & Klausnitzer (1998);
B) Larven: Klausnitzer (1991); Klausnitzer (1994); Klausnitzer (1996); Klausnitzer (1997); Tachet et al. (2000) **Nomenklatorische Referenz:** Hess et al. (1999)

Trichoptera: Neu & Tobias (2004); Pitsch (1993); Waringer & Graf (1997, inkl. der Ergänzungen 2000); **Nomenklatorische Referenz:** Robert (2001)

Diptera: Frutiger & Jolidon (2000); Sundermann & Lohse (2004); **Nomenklatorische Referenz**: Schumann et al. (1999)

A 2.1.2.1 Daten des LfU

Die Aufnahmen des LfU erfolgten nach dem Routineverfahren, das im Handbuch „Technische Gewässeraufsicht“ (interne Veröffentlichung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz) beschrieben ist. Die Aufsammlungen wurden im Zeitraum von 1998 bis 2001 durchgeführt. Die wesentlichen Unterschiede zu den eigenen Aufsammlungen bestehen darin, dass keine festgelegte Fläche beprobt wurde und dass die Organismen lebend im Gelände sortiert wurden (Lebendsortierverfahren).

A 2.2 Datengrundlage zu Frage 2: Quantifizierung der Variabilität zweier methodisch einheitlich erfasster Proben

A 2.2.1 Verwendete Datensätze

Der methodische Vergleich wurde an insgesamt 21 verschiedenen Gewässern durchgeführt, wobei die Probenahme entweder im Frühjahr oder im Sommer erfolgte. Die beprobten Gewässer gehören im wesentlichen zum Typ 3.1 „Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes“ (vgl. Abschnitt A 2.1.1) und 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“. Bei dem Gewässertyp 5 handelt es sich nach den Steckbriefen der deutschen Fließgewässertypen (Pottgießer & Sommerhäuser 2004) um Mittelgebirgsbäche. Wie der Name schon sagt, bilden in diesen Gewässern grobmaterialreiche Substrate wie Schotter, Steine bzw. Kiesel oder lokal auch Blöcke das Sohlsubstrat. Im Gegensatz zu den Fließgewässern der Jungmoräne des Alpenvorlandes sind die Gewässer des Typs 5 silikatisch geprägt. Lediglich je eines der untersuchten Gewässer ist dem Typ 1 (Fließgewässer der Alpen) bzw. Typ 2 (Fließgewässer des Alpenvorlandes) zuzurechnen. Dieses ist auf eine Umstufungen des Gewässertyps zurückzuführen, die erst nach der Probenahme in Absprache mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt erfolgte. Die Umstufungen betreffen den Lindenbach (Typ 1) sowie den Zeller Bach (Typ 2). Die wichtigsten Kenndaten zu den beprobten Gewässern sind in Tabelle A 1 wiedergegeben.

Tab. A 1: Kenndaten zu den untersuchten Gewässern der Jungmoräne des Alpenvorlandes und der Mittelgebirge. „Abstand in m“ steht für die ungefähre Strecke zwischen H- und W-Probestelle in Metern. Voreinstufung der Gewässer erfolgte durch: [1] Senckenberg, [2] Hess & Heckes, [3] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

Nr.	Gewässer	Gewässer (Kürzel)	Lagebeschreibung	Bundesland	Rechts-Hochwert H-Probe ±150 m	Datum	Abstand in m	Typ	(Vor)-Einstufung
1	(Obere) Ach I	Ach	bei Brand/Saliter	BY	4431994/5285295	18.6.03	300	3.1	2 [1]
2	Eyach	Eyach	oberhalb Eyach	BY	4431969/5292635	18.6.03	375	3.1	1 [1]
3	Hardtbach I	Hardt	oberhalb Am Hardt	BY	4438669/5303540	17.6.03	475	3.1	1 [1,2]
4	Haslach	Hass	bei Hasslach	BW	3554950/5282950	19.6.03	325	3.1	2 [1]
5	Kinschbach	Kinsch	bei Pähl	BY	4436804/5306765	17.6.03	275	3.1	3 [1,2]
6	Lindenbach	Lind	unterhalb Bad Kohlgrub	BY	4433359/5280330	18.6.03	650	1	2 [1]
7	Rohrdorfer Ache II	Rohr II	unterhalb Thansau	BY	4511374/5296675	14.6.03	225	3.1	5 [1]
8	Rott II	Rott II	oberhalb Raisting	BY	4431799/5307755	17.6.03	450	3.1	2 [1,2]
9	Sur II	Sur II	bei Schönram	BY	4563444/5305380	13.6.03	325	3.1	3 [1,2]
10	Windach II	Wind II	bei Oberfinning	BY	4426474/5322520	16.6.03	375	3.1	2 [1,2]
11	Zellerbach	Zell	bei Bairawies	BY	4464809/5300455	15.6.03	275	2	2 [1]
12	Geltnach	Gelt	bei Heggen	BY	4400424/5287430	14.3.04	350	3.1	2 [1]
13	Illach	Illach	bei Lauterbach	BY	4416089/5287685	13.4.04	250	3.1	2 [1]
14	Waldbach	Wald	unterhalb Görisried	BY	4388904/5287395	14.3.04	200	3.1	4 [1]
15	Murn I	Murn I	bei Oberwindering	BY	4515514/5314125	12.3.04	250	3.2	1 [3]
16	Ebrach	Ebrach	bei Roßhart / oberhalb Attel	BY	4512914/5321535	12.3.04	300	3.1	2 [3]
17	Felda	Felda	oberhalb Ehringshausen	HE	3509030/5617800	1.4.04	100	5	5 [1]
18	Kleine Nister	Nister	bei Nisterberg	HE	3429070/5616180	31.3.04	200	5	2 [1]
19	Lasterbach	Laster	bei Hüblingen	RP	3436210/5603510	31.3.04	400	5	3 [1]
20	Merkenfritzer Bach	Merken	oberhalb Merkenfritz	HE	3512366/5585900	8.3.04	400	5	3 [1]
21	Riedbach	Ried	oberhalb Birstein	HE	3521547/5580800	8.3.04	300	5	3 [1]

A 2.2.2 Auswahl der Probestellen und Erfassung der Daten

Um die Variabilität von Makrozoobenthosproben vergleichbarer Probestellen zu beschreiben, wurde zunächst ein längerer Gewässerabschnitt mit gleichen strukturellen Eigenschaften innerhalb eines Gewässers ausgesucht. Innerhalb dieses Gewässerabschnitts wurde eine so genannte Hauptprobe (H-Probe) sowie in einer räumlichen Distanz von 100 bis 650 Metern (siehe Tab. A 1) gewässeraufwärts eine Wiederholungsprobe (W-Probe) genommen. Als Gewässerabschnitt wurde dabei eine Gewässerstrecke von mehreren hundert Metern betrachtet. Die Bearbeitung der Proben erfolgte einheitlich nach der gleichen Vorgehensweise wie schon unter Abschnitt A 2.1.2.1 geschildert.

Bei der Auswahl der Gewässer wurde darauf geachtet, dass möglichst alle ökologischen Zustandsklassen abgedeckt wurden. Dieser Aspekt ist wichtig, da die Variabilität der Proben eventuell in Zusammenhang mit dem ökologischen Zustand des Gewässers stehen könnte. Die Zuordnung der Gewässer zu einer Zustandsklasse erfolgte nach dem „Expert Judgment“, bei dem Experten nach der (Vor-)Einstufung im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“ der Gewässer gefragt wurden. Im Einzelnen waren dies Monika Hess und Ullrich Heckes (Öko-

kart GbR, München), Dr. Folker Fischer als Vertreter des Bayerischen Landesamtes für Umwelt sowie Mitarbeiter des Forschungsinstituts Senckenberg, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung. Kriterien für die Voreinstufung war u.a. die Morphologie, Hydrologie, die Landnutzung im Bereich der Probestelle sowie weitere damit einher gehende Faktoren. Als Kontrolle wurden für einige Gewässer sowohl von Monika Hess und Ullrich Heckes als auch von Mitarbeitern des Forschungsinstituts Voreinstufungen durchgeführt. In den fünf Gewässern, bei denen das der Fall war, stimmten immer beide Voreinstufungen überein.
Kriterium für die Auswahl der Probestellen war eine möglichst ähnliche Morphologie zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestelle. Ziel dieser Studie war es nicht, sich kleinräumig auswirkende Veränderungen der Morphologie (z.B. eines Verbaus) auf die Biozönose zu untersuchen. Grundlage dieses Vergleichs war vielmehr die These, dass sich die Biozönosen in Haupt- und Wiederholungsprobe aufgrund einer Vergleichbarkeit der Probestellen nicht wesentlich voneinander unterscheiden. In Abbildung A 1 sind als ein Beispiel die entsprechenden H- und W-Probestellen der Ebrach abgebildet.

Abb. A 1: Vergleichbare Probestellen an der Ebrach. Links: H-Probestelle. Rechts: W-Probestelle. Beide Probestellen waren z.B. hinsichtlich ihrer Uferstrukturen sehr ähnlich.

Um die Probestellen im Hinblick auf die Morphologie zu charakterisieren, wurden abiotische Begleitdaten erhoben. Einen Schwerpunkt bildeten insbesondere kleinräumig variierende Begleitdaten, wie z.B. Substratverteilung oder Uferstrukturen (siehe Tab. im Anhang A 6 und A 3). Die Kartierung dieser Strukturen erfolgte in Anlehnung an das „STAR-AQEM Site Protocol“ (www.eu-star.at).
Um chemisch-physikalische Parameter der H- und W-Probestellen zu vergleichen, wurden vor Ort für den Fließgewässertyp 3.1 (inklusive Typ 1 und 2) die wichtigsten Parameter aufgenommen. Zu diesen gehörten im Einzelnen der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Sauerstoffsättigung und die Gesamthärte, welche mit Messgeräten der Firma WTW bzw. im Fall der Gesamthärte mittels eines titrimetrischen Verfahrens der Firma MERCK gemessen wurden. Zu den wesentlichen chemischen Parametern zählt außerdem die Carbonathärte. Aufgrund eines technischen Defektes konnte diese jedoch nur an einem Teil der Probestellen

gemessen werden und muss daher im Weiteren leider unberücksichtigt bleiben. Für die Gewässer des Typs 5 liegen nur Messwerte für die H-Probestellen vor, so dass der Vergleich der chemisch-physikalischen Parameter zwischen H- und W-Probestellen für diesen Gewässertyp nicht durchgeführt werden konnte.

A 2.3 Datengrundlage zu Frage 3: Die Analyse der Rolle „seltener“ Taxa in den Bewertungsergebnissen

Um diese Fragestellung zu beantworten, wurde auf die 28 Datensätze der eigenen Aufnahmen des Gewässertyps 3.1 zurück gegriffen, welche bereits zur Beantwortung der Fragestellung im Abschnitt A 2.1.1 verwandt wurden.

A 2.4 Datengrundlage zu Frage 4: Die Analyse der verschiedenen Angabemöglichkeiten zur Abundanz der Taxa

Im Hinblick auf diese Fragestellung wurde auf die Datensätze der H- und W-Proben zurück gegriffen (vgl. Abschnitt A 2.2.1).

A 2.5 Datengrundlage zu Frage 5: Klärung der Bedeutung einzelner taxonomischer Gruppen im Hinblick auf die Bewertung

In einem bundesweiten, von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) geförderten Forschungsprojekt[1] wurden in ganz Deutschland eine große Anzahl Makrozoobenthosproben genommen. Für die vorliegende Untersuchung konnten aus diesem Projekt die Daten von 106 Makrozoobenthosaufsammlungen analysiert werden. Die Probestellen wurden von Vertretern der einzelnen Bundesländer ausgesucht und decken 4 Ökoregionen (Illies 1978; vgl. Tab. A 1) und 18 der insgesamt 24 Gewässertypen in Deutschland (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) ab. Die Bearbeitung der Proben erfolgte auch hier in Anlehnung an Haase et al. (2004 a) (vgl. Abschnitt A 2.1.2.1).

[1] LAWA-Projekt: Anwendung und Erprobung neu entwickelter Verfahren zur Fliessgewässerbewertung (Makrozoobenthos). Förderkennzeichen O 3.04

Tab. A 2: Verteilung der Probestellen auf die in Deutschland vorkommenden Ökoregionen.

Ökoregionen nach Illies 1978	**Anzahl der Datensätze**
Ökoregion 4: Alpen	3
Ökoregion 8: Westliches Mittelgebirge	11
Ökoregion 9: Zentrales Mittelgebirge	41
Ökoregion 14: Zentrales Flachland	25
Ökoregion unabhängig	26

A 2.6 Kalkulation von Metricwerten und Bewertungsergebnissen

Auf der Grundlage vorliegender Taxalisten lassen sich mit Hilfe der AQEM-STAR Bewertungssoftware Version 2.5 (www.eu-star.at) Bewertungsergebnisse für das Modul „Allgemeine Degradation" einer jeden Probestelle berechnen. Das Modul „Allgemeine Degradation" ist dabei Gewässertyp-abhängig aufgebaut und setzt sich aus bis zu sechs verschiedenen biozönotischen bzw. ökologischen Kenngrößen, den so genannten Coremetrics, zusammen (Meier et al. 2005). Beispiele solcher Metrics sind die Anzahl der Trichoptera oder der prozentuale Anteil aller das Epirhitrhal besiedelnden Arten in einer Probe (Hering et al. 2004 a). Da die einzelnen Metrics eine unterschiedliche Skalierung haben, mussten sie vielfach für weitere Analyseschritte einer Normierung unterzogen werden. Die Normierung wird dabei noch folgender Formel vorgenommen (vgl. Meier et al. 2005, Böhmer et al. 2004):

$$\text{Score} = \frac{\text{Beobachteter Wert} - \text{Unterer Ankerpunkt}}{\text{Oberer Ankerpunkt} - \text{Unterer Ankerpunkt}} \qquad [1]$$

Nach der Normierung nehmen nun alle Metrics Werte (Scores) von „0" (schlechter Zustand) bis „1" (sehr guter Zustand) an und sind somit vergleichbar. Der Werte-Bereich zwischen „0" und „1" wird im Hinblick auf die spätere Bewertung paritätisch auf die fünf Zustandsklassen aufgeteilt, so dass jede Zustandsklasse einer Breite von 0,2 Einheiten entspricht, d.h. „sehr gut" (1) ≥ 0,8 > „gut" (2) ≥ 0,6 > „mäßig (3) ≥ 0,4 > „unbefriedigend" (4) ≥ 0,2 > „schlecht" (5).
Der Metric-Wert, der dem schlechtesten Zustand (normierter Wert = 0) entspricht, wird dabei „Unterer Ankerpunkt" genannt und der Metric-Wert, der dem besten Zustand und damit dem normierten Wert „1" entspricht, wird „Oberer Ankerpunkt" genannt.

A 2.7 Statistische Auswertung

Wurden Angaben für Mittelwerte gemacht, so beziehen sich diese immer auf das arithmetische Mittel. Die Kalkulation der Standardabweichung erfolgte immer im Hinblick auf den Mittelwert. Neben dem Mittelwert wurde aus zwei Gründen in vielen Fällen (zumeist dann,

wenn graphische Darstellungen angefertigt wurden) der Median angegeben. Letzterer wird zum einen weniger von Ausreißern bzw. Extremwerten beeinflusst und zum anderen eignen sich Box-Plot-Darstellungen auf der Grundlage des Medians gut, um Verteilungen graphisch darzustellen. Mittels U-Test nach Mann & Whitney (1947) konnten zwei voneinander unabhängige Stichproben gegeneinander getestet werden. Waren zwei Stichproben voneinander abhängig, wurden diese mittels Wilcoxon-Test (Wilcoxon 1945) im Hinblick auf ihre Lage getestet. Mehr als zwei abängige Verteilungen wurden mittels Friedmans ANOVA (Zar 1984) auf ihre Lagen hin untersucht. Die Rangkorrelationsanalyse nach Spearman gab Hinweise auf Zusammenhänge zweier nicht normalverteilter Variablen. Die genannten statistischen Analysen wurden mit dem Programm STATISTICA Version 6.1 (StatSoft 2002) durchgeführt.

Non-metric Multidimensional Scaling (NMS)

Um Ähnlichkeiten verschiedener Biozönosen zueinander graphisch darzustellen, eignet sich insbesondere das so genannte „Non-metric Multidimensional Scaling“ (NMS). Diese Ordinationsmethode ist bestens für nicht normalverteilte, nicht lineare Daten geeignet und ist des Weiteren in der Lage, die Dimensionalität der Daten widerzuspiegeln (McCune & Grace 2002). NMS ist ein iterativer Suchvorgang zur Platzierung von n Proben in k Dimensionen (Achsen), wobei nach einer k-dimensionalen Lösung mit minimalen „Stress“ gesucht wird. „Stress“ (Standardized residual sum of squares) ist in dem Fall eine Optimierungsfunktion, wobei eine perfekte NMS-Lösung immer einen „Stress“ von Null hat. Meistens ist der „Stress“ jedoch größer Null, wobei das Ergebnis nur dann interpretierbar ist, wenn der „Stress“ deutlich kleiner als der für Zufallszahlen ist. Das zur Berechnung dieser Analysen verwendete Programm (PC-ORD Version 4.25, McCune & Mefford 1999) lässt nur solche Lösungen zu, bei denen der „Stress“ kleiner als für 95% der Zufallszahlen ist (z.B. $p \leq 0,05$; Monte Carlo Test). Die Analysen wurden mit Hilfe des Autopiloten unter der Einstellung „Slow and thorough“ durchgeführt, d.h. maximale Anzahl von Wiederholungen = 400, Instabilitätskriterium = 0,00001, maximal betrachtete Anzahl der Achsen = 6, Anzahl der realen Durchläufe = 40, Anzahl der randomisierten Durchläufe = 50. Als Distanzmaß wurde Bray-Curtis (Sørensen) gewählt, welches für quantitative, biozönotische Daten bestens geeignet ist (Legendre & Legendre 1998).

Varianzanalyse (ANOVA)

Die einfaktorielle Varianzanalyse dient grundsätzlich als Test auf Signifikanz von Mittelwertdifferenzen von z.B. zwei unterschiedlichen Gruppen. Der Name „Varianzanalyse“ beschreibt schon, dass zu diesem Zweck Varianzen (Streuungen) miteinander verglichen werden. Ein Produkt der Varianzanalyse ist die Varianz zwischen den Gruppen, welche z.B. als ein Maß zur Beschreibung der Variabilität von Metricwerten aus H- und W-Proben herangezogen werden kann. Berechnet wurde die ANOVA mit STATISTICA Version 6.1.

Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis

Ein direktes Maß für die Ähnlichkeit zweier Taxalisten kann mit Hilfe des Bray Curtis (BC) oder Sørensen Distanzmaß nach folgender Formel berechnet werden:

$$BC = 1 - \frac{\sum \left| X_{ij} - X_{kj} \right|}{\sum X_{ij} + \sum X_{kj}} \qquad \text{Bray \& Curtis (1957)} \qquad [2]$$

X_{ij} = Anzahl der Individuen der Arten j in Probe i;
X_{kj} = Anzahl der Individuen der Arten j in Probe k.

Der Bray Curtis Index kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei gilt: Je höher der Wert, desto ähnlicher sind sich die Taxalisten. Berechnet wurde dieser Index ebenfalls mit dem Programm PC-ORD Version 4.25 (McCune & Mefford 1999).

Transformation von Individuenzahlen - Logarithmierung

Eine Logarithmierung von Individuenzahlen bietet sich immer dann an, wenn die Variation der Individuenzahlen sehr hoch ist. Eine solche Transformation der Daten wird nach folgender Formel durchgeführt:

$$B = \log(X_{ij}+1) \qquad [3]$$

X_{ij} = Originalwert in Reihe i und Spalte j der Matrix;
B = logarithmierter Wert

A 3 ERGEBNISSE

Im Folgenden sollen die Ergebnisse der in der Einleitung genannten Fragestellungen nacheinander präsentiert werden.

A 3.1 Auswirkung unterschiedlicher Erfassungsmethoden auf Bewertungsergebnisse

Im folgenden Abschnitt der vorliegenden Arbeit soll die Auswirkung unterschiedlicher Erfassungsmethoden auf Bewertungsergebnisse analysiert werden, wobei in diesem Zusammenhang unter Erfassung sowohl eine unterschiedliche Aufsammlungsmethode sowie eine unterschiedliche Vorgehensweise zur Sortierung der Organismen zu verstehen ist. Da die Taxa der Aufnahmen des LfU zudem, im Vergleich zu den eigenen Daten, ein unterschiedliches Bestimmungsniveau aufweisen, wurden die Daten des LfU zunächst an das Niveau der Operationellen Taxaliste (Haase & Sundermann 2004) und damit an das Bestimmungsniveau der eigenen Daten angeglichen. Die angepassten Taxalisten des LfU dürfen aus datenschutzrechtlichen Gründen in der vorliegenden Arbeit nicht veröffentlicht werden, liegen jedoch als Originale im LfU vor. Die Taxalisten der eigenen Aufnahmen hingegen sind im Anhang A 3 der vorliegenden Arbeit aufgeführt.

Um einen ersten Überblick über die Ähnlichkeiten der Taxalisten zu bekommen, wurden die Daten einer Ordination (NMS) unterzogen. Das Ergebnis der Ordination ist in Abb. A 2 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Aufnahmen des LfU sich von den eigenen Aufnahmen abgrenzen. Der Vergleich der Individuen und Taxazahlen beider Aufsammlungen legt die Gründe der Abgrenzung beider Datensätze dar. Im Mittel konnten in den eigenen Aufsammlungen rund viermal so viele Individuen festgestellt werden wie in den Aufnahmen des LfU (siehe Tab. A 3). Auch die Taxazahlen in den eigenen Aufnahmen liegen deutlich über denen, der Aufnahmen des LfU. Während in den Proben des LfU im Maximum 40 verschiedene Taxa festgestellt werden konnten, liegt die Anzahl der Taxa in den eigenen Aufsammlungen bereits im Mittel deutlich darüber, d.h. bei 45 (Abb. A 3). Dieser sehr deutliche Unterschied ist im Hinblick auf Taxa- wie auch Individuenzahlen mit $p<0{,}000$ signifikant (Mann-Whitney U-Test) (Tab. A 3 und Abb. A 3).

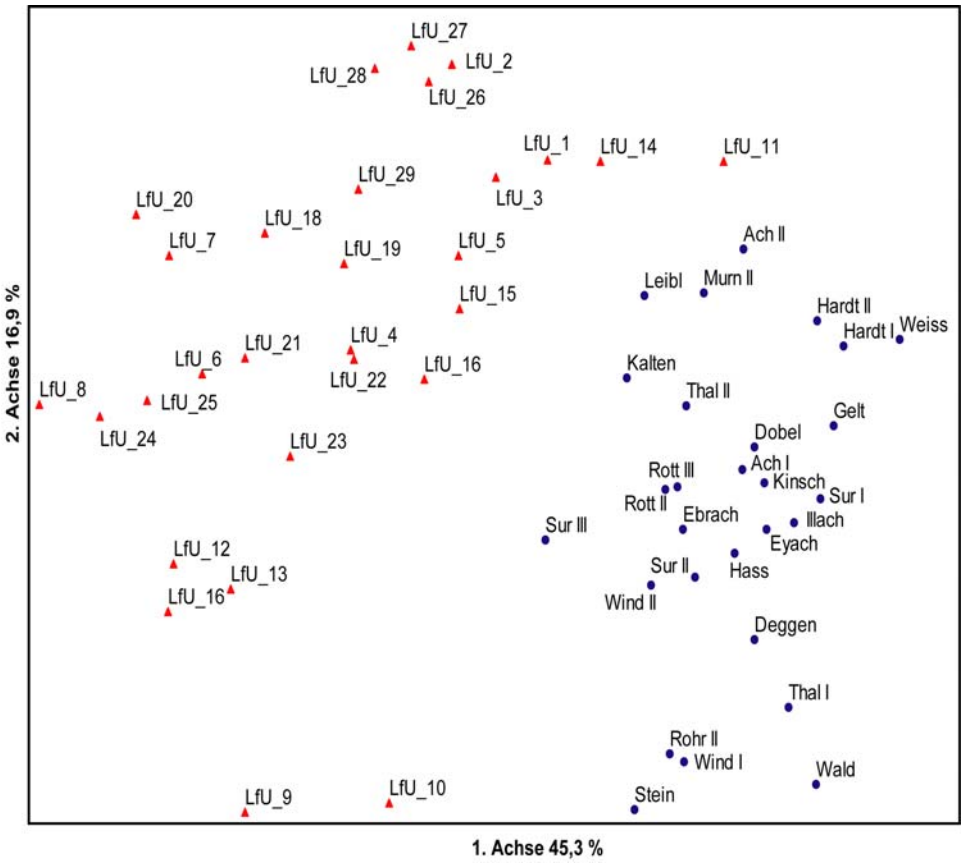


Abb. A 2: Ordination (NMS) der Makrozoobenthosdaten aus den Routineuntersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Dreiecke) sowie eigener Untersuchungen (Punkte). N = 57; Stress: 15,7.

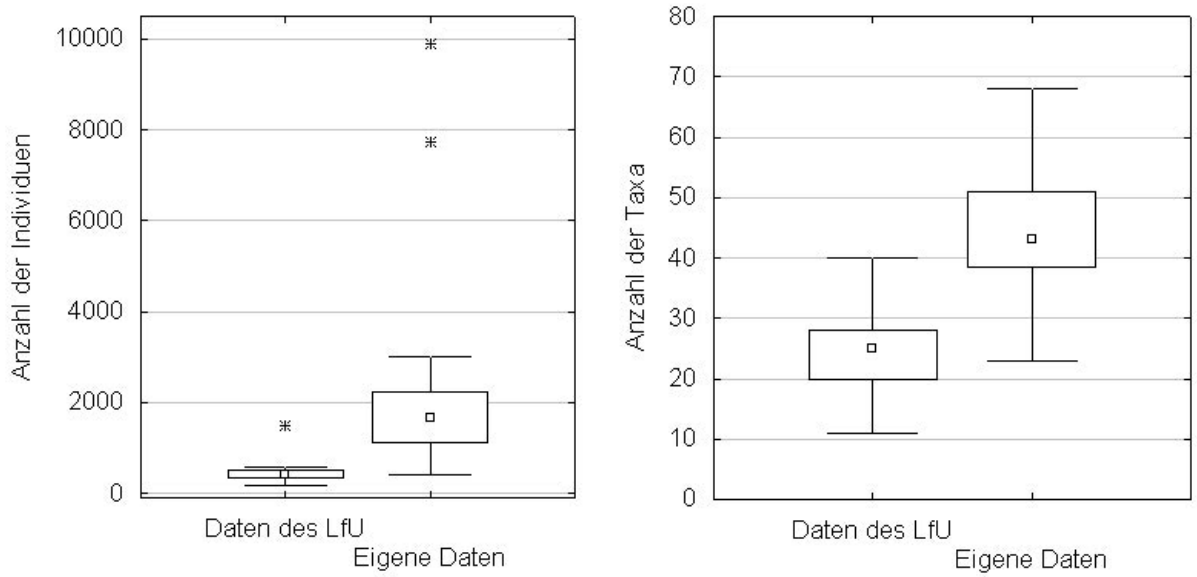


Abb. A 3: Anzahl der Individuen bzw. Taxa in Proben aus Routineuntersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) sowie eigener Aufnahmen. N = 29 (LfU) bzw. N = 28 (eigene Daten). □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; * Extremwerte.

Tab. A 3: Eckdaten zu Individuen- sowie Taxazahlen in Proben aus Routineuntersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) sowie eigener Aufnahmen. SD: Standardabweichung.

	Daten des LfU N=29		Eigene Daten N=28	
	Taxazahlen	Individuenzahlen	Taxazahlen	Individuenzahlen
Minimum	11	168	23	392
Maximum	40	1480	68	9880
Mittelwert	24	429	45	2125
SD	7	235	11	2029
Median	25	392	43	1665

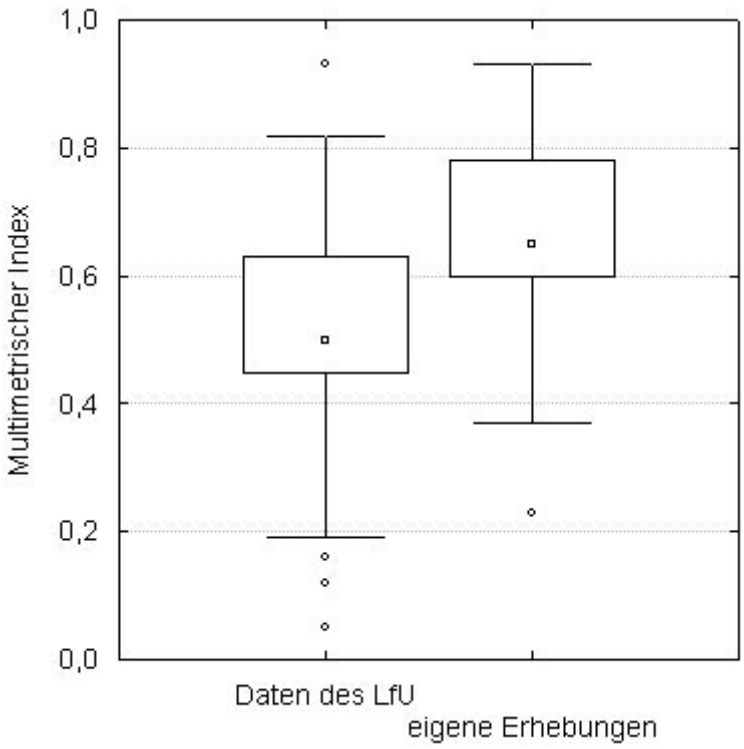
Im Folgenden soll überprüft werden, inwieweit sich die Unterschiede in den Bewertungsergebnissen widerspiegeln. Hierzu wurden die Bewertungsergebnisse der Gewässer mittels der Software AQEM 2.5 auf der Grundlage des vorläufigen Bewertungssystems des Gewässertyps 3.1 berechnet.
Tab. A 4 gibt eine Übersicht über die Bewertungsergebnisse (Werte des multimetrischen Index (MMI)) für beiden Datensätze.

Tab. A 4: Ergebnis des multimetrischen Index für die jeweiligen Aufnahmen des LfU sowie eigener Aufnahmen.

Daten des LfU				**Eigene Daten**			
Bezeichnung der Messstelle	**Ergebnis des MMI**	**Bezeichnung der Messstelle**	**Ergebnis des MMI**	**Gewässer**	**Ergebnis des MMI**	**Gewässer**	**Ergebnis des MMI**
LfU_1	0,76	LfU_16	0,56	Deggen	0,67	Wind I	0,23
LfU_2	0,70	LfU_17	0,19	Dobel	0,83	Wind II	0,47
LfU_3	0,74	LfU_18	0,46	Hardt I	0,93	Ebrach	0,63
LfU_4	0,77	LfU_19	0,46	Hardt II	0,88	Eyach	0,85
LfU_5	0,73	LfU_20	0,43	Hass	0,65	Ach I	0,73
LfU_6	0,53	LfU_21	0,47	Kinsch	0,62	Kalten	0,66
LfU_7	0,60	LfU_22	0,45	Rohr II	0,37	Illach	0,64
LfU_8	0,20	LfU_23	0,50	Rott II	0,76	Wald	0,63
LfU_9	0,05	LfU_24	0,50	Rott III	0,65	Gelt	0,63
LfU_10	0,16	LfU_25	0,36	Sur I	0,70	Stein	0,37
LfU_11	0,82	LfU_26	0,45	Sur II	0,37	Murn II	0,63
LfU_12	0,12	LfU_27	0,46	Sur III	0,55	Leibl	0,65
LfU_13	0,63	LfU_28	0,48	Thal I	0,88	Ach II	0,80
LfU_14	0,93	LfU_29	0,60	Thal II	0,58		
LfU_15	0,53			Weiss	0,89		
Minimum	Maximum	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median
0,05	0,93	0,50	0,50	0,23	0,93	0,65	0,65

Aus Tab. A 4 geht hervor, dass die nach dem Verfahren der LfU untersuchten Gewässer im Mittel mit einem MMI-Wert von 0,5 etwas schlechter abschneiden als die Gewässer der eignen Untersuchungen (mittlerer MMI-Wert von 0,65). Dies wird auch aus der graphischen Darstellung in Abb. A 4 deutlich, wobei der Unterschied im Hinblick auf die Werte des MMI beider Erfassungsmethoden mit $p = 0{,}006$ signifikant ist (U-Test nach Mann Whitney).

Abb. A 4: Werte des multimetrischen Index in Abhängigkeit von der Erfassungs- methode (Aufsammlung- und Sortierung). N = 29 (LfU) bzw. N = 28 (eigene Daten). □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer.



Fazit im Hinblick auf die Auswirkung unterschiedlicher Erfassungsmethoden auf Bewertungsergebnisse

Die Ordination hat gezeigt, dass sich das unterschiedliche methodische Vorgehen hinsichtlich der Erfassung (Aufsammlung und Sortierung) in den Taxalisten der untersuchten Gewässer niederschlägt. Die Bewertungsergebnisse der Untersuchungen des LfU schnitten etwas schlechter ab als die der eigenen Untersuchungen.

Anmerkung:
Die Interpretation dieser Ergebnisse steht in der Diskussion an, jedoch sei schon an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass es nicht darum geht, welches methodische Vorgehen das „bessere“ oder „schlechtere“ ist! An dieser Stelle steht lediglich der reine Vergleich der Daten an und die Frage, ob unterschiedliches methodisches Vorgehen eine höhere Variabilität der Daten bedingt und Unterschiede in den Bewertungsergebnissen nach sich zieht.

A 3.2 Variabilität zweier methodisch einheitlich erfasster Proben

Die Auswertung des Vergleichs zweier methodisch einheitlich erfasster Proben, der so genannten H- und W-Proben soll auf vier verschiedenen Ebenen vorgenommen werden. Zu den Aspekten, die analysiert werden sollen, zählen neben der

1) **Abiotik und Struktur der Probestellen**
   biozönotische Aspekte wie
2) **Individuen- und Taxazahlen bzw. Ähnlichkeiten** der H- und W-Proben
3) **Metricwerte** und
4) **Bewertungsergebnisse** (multimetrischer Index).

Ersterer Aspekt soll untersucht werden, um zu testen, ob biozönotische Unterschiede zwischen H- und W-Proben in Zusammenhang mit einer unterschiedlichen Abiotik bzw. Struktur der Gewässer zu bringen sind. Die Analyse der Individuen- und Taxazahlen bzw. der Ähnlichkeit dient hingegen zur Quantifizierung der Unterschiede in H- und W-Proben, wobei die Betrachtung der beiden letzten Punkte (Metricwerte und Bewertungsergebnisse) zentrale Fragestellungen im Hinblick auf die Bewertung von Fließgewässern beleuchten soll.

A 3.2.1 Abiotik und Struktur der Probestellen

Um Unterschiede hinsichtlich der Abiotik bzw. Struktur der H- und W-Probestellen herauszustellen, wurden die aufgenommenen Parameter hinsichtlich ihrer Differenzen zwischen beiden Proben analysiert. Bei den betrachteten Parametern handelt es sich um Parameter zur Substratkartierung (in Abb. A 5 grau hinterlegt), Beschattung des Gewässers, zum Verhältnis von Schnellen und Stillen sowie zum Uferverbau. Für all diese Parameter wurde bei der Kartierung vor Ort der prozentuale Deckungsgrad geschätzt. In Abb. A 5 ist die absolute Differenz zwischen H- und W-Probestellen in %-Punkten aufgetragen. Alle Ergebnisse der eigentlichen Kartierung sind im Anhang A 6 der Arbeit zu finden.
Im Median unterscheiden sich die Kartierungsergebnisse zwischen H- und W-Probestelle lediglich in zwei aufgenommenen Parametern zur Substratkartierung. Davon betroffen sind die Parameter „Mesolithal“ und „Mikrolithal“. Diese beiden Substrate unterscheiden sich im Hinblick auf die Korngröße und spielen bei den untersuchten Gewässern eine große Rolle. Im Mittel bestehen 28 bzw. 18 Prozent des Substrates der beprobten Gewässer aus Meso- bzw. Mikrolithal. Dieser Anteil wird von keinem anderen Substrat übertroffen. Innerhalb dieser beiden Substrattypen können auch größere Unterschiede (Abweichungen > 20 %) zwischen H- und W-Probestelle beobachtet werden.

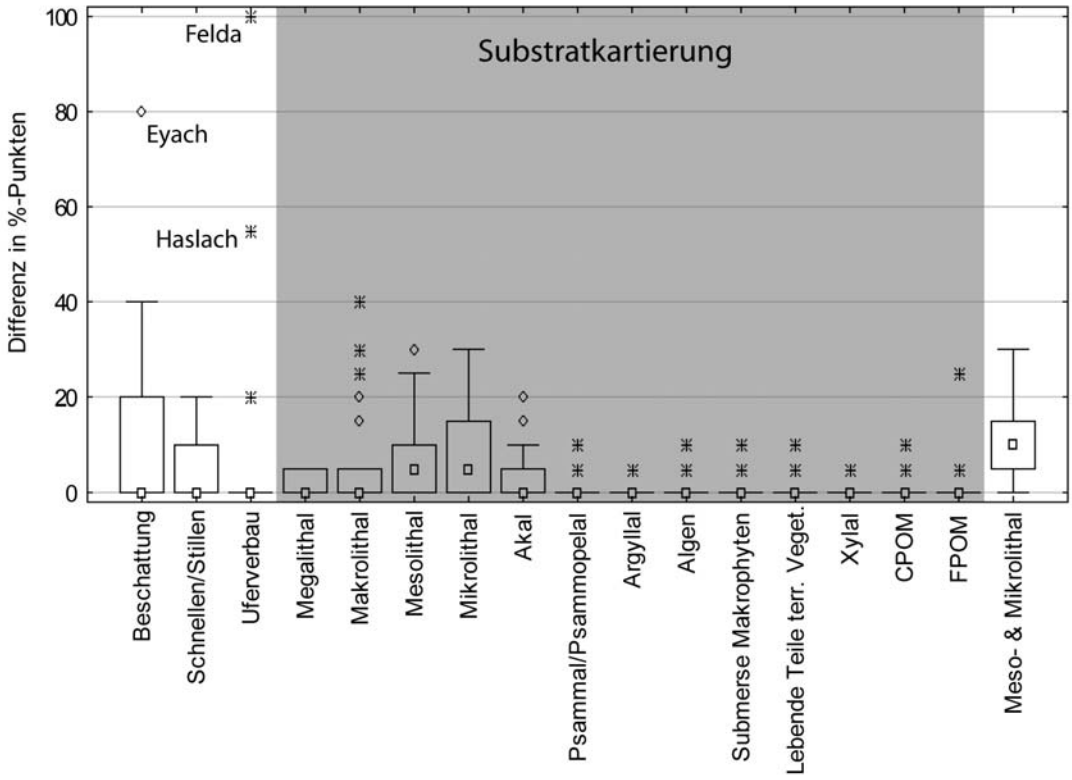


Abb. A 5: Absolute Differenzen ausgewählter Parameter zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestellen. Grau hinterlegt sind Parameter, welche im Rahmen der Substratkartierung aufgenommen wurden. N = 21. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; * Extremwerte; CPOM = Grobpartikuläres organisches Material; FPOM = Feinpartikuläres organisches Material.

Beide Substrate sind im Hinblick auf die Kartierung erfahrungsgemäß unter Umständen nicht einfach voneinander zu trennen. Nicht selten liegt im Mikrolithal ein gewisser Anteil an Mesolithal und umgekehrt. So wäre es denkbar, dass sich die unterschiedlichen Anteile an Mikro- und Mesolithal lediglich aufgrund unterschiedlicher Zuweisung zu einem der beiden Substrate erklären lassen könnten. Das bedeutet jedoch auch, dass bei einer gemeinsamen Betrachtung beider Substrate die Differenzen zwischen H- und W-Proben geringer sein sollten als bei der separaten Betrachtung beider Substrate. Hinsichtlich der Differenzen zwischen H- und W-Probe können jedoch keine signifikanten Unterschiede zur separaten Betrachtung beider Substrate festgestellt werden (Friedmans ANOVA mit $p = 0{,}045$; siehe auch Abb. A 5). Die Differenzen beider Kartierungsergebnisse von Mikro- und Mesolithal heben sich also nicht auf, wobei jedoch auch kein summierender Effekt im Hinblick auf die Differenzen festzustellen ist.

Derart große Unterschiede, wie sie für die Kartierungsergebnisse von Mikro- und Mesolithal festgestellt wurden, können nur in Extremfällen bei den Substraten „Makrolithal“ und „FPOM“ notiert werden.

Auch bei dem Parameter „Beschattung“ können größere Unterschiede zwischen H- und W-Probestellen festgestellt werden. Jedoch nur in einem Extremfall kann ein Unterschied von 80% beobachtet werden, wobei im Median kein Unterschied zwischen beiden Probestellen

besteht. Im Hinblick auf den Uferverbau bestehen in der Regel keine Unterschiede. In zwei Fällen können allerdings größere Differenzen festgestellt werden. Im Fall der Felda und der Haslach war das Ufer lediglich einer Probestelle mit Wasserbausteinen fixiert. Die Wasserbausteine hatten jedoch keinen Einfluss auf die Verteilung der Teilproben und wurden somit nicht als separate Substrate beprobt. Aus diesem Grund wurden die Gewässer nicht von der weiteren Analyse ausgeschlossen. In der folgenden Abb. A 6 wurden Daten bezüglich der Differenzen in Breite und Tiefe der beiden Probestellen untersucht. Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Mehrzahl der H- und W-Probestellen sich hinsichtlich Breite und Tiefe nicht unterscheiden. Maximale Unterschiede können hinsichtlich der durchschnittlichen Gewässerbreite beider Probestellen an der Felda und am Lindenbach beobachtet werden.

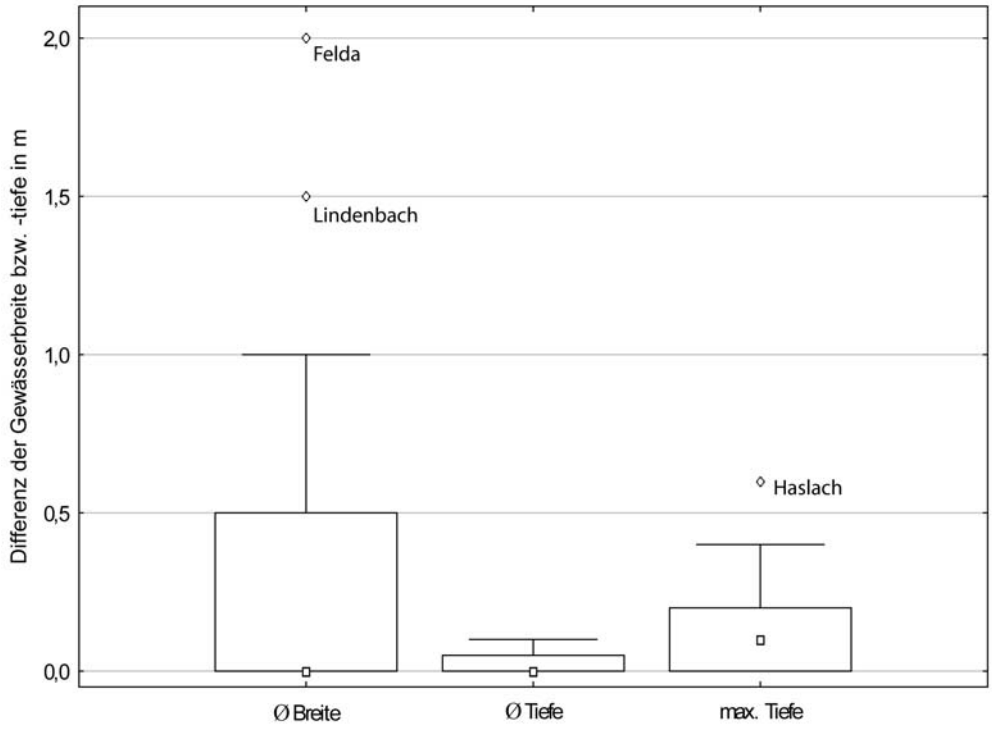


Abb. A 6: Absolute Differenzen der Gewässerbreite und -tiefe zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestellen; N = 21. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer.

In einem letzten Schritt zur Charakterisierung der Abiotik von H- und W-Probestellen sollen gewässerchemische Parameter herangezogen werden. Für diese Auswertung stehen allerdings nur die Probestellen des Alpenvorlandes zur Verfügung, so dass lediglich an 16 von insgesamt 21 Gewässern dieser Vergleich durchgeführt werden kann. Aus logistischen Gründen konnten lediglich an einem Termin, zeitgleich mit der Aufsammlung des Makrozoobenthos, die gewässerchemischen und physikalischen Parameter aufgenommen werden, so dass diese lediglich als grobe Orientierung zu bewerten sind.

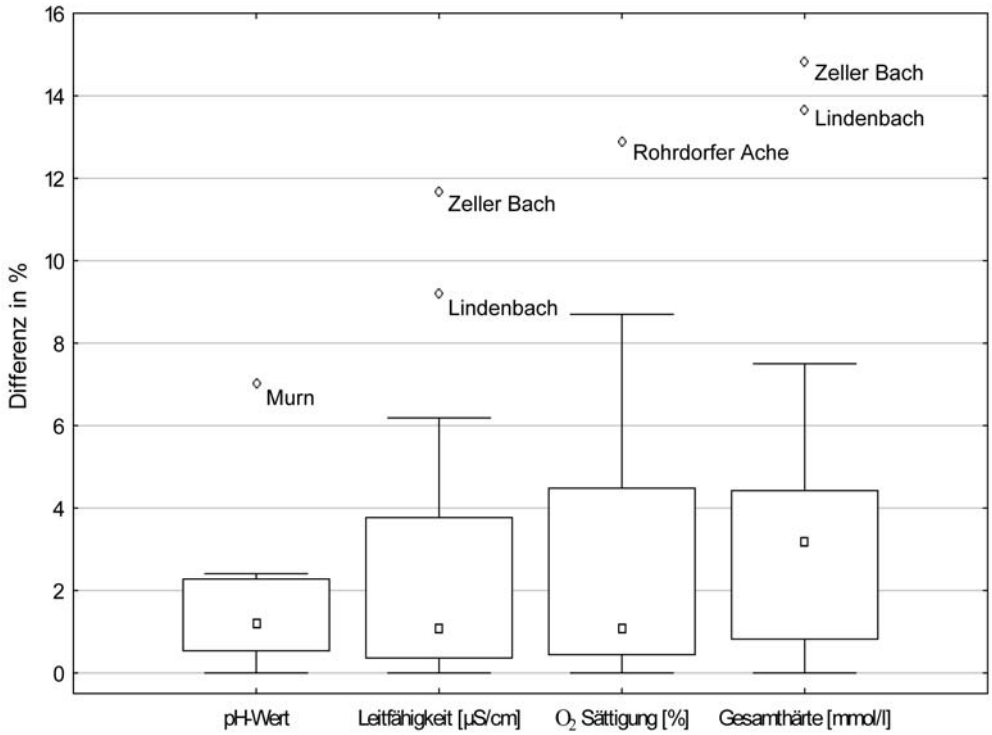


Abb. A 7: Prozentuale Abweichung ausgewählter chemischer Kenngrößen zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestelle. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; N = 16.

Die Parameter „Leitfähigkeit“ und „Gesamthärte“ sind von ihrem Informationsgehalt zumeist redundant, da beide naturgemäß miteinander korrelieren (Haase 1999; Otto & Braukmann 1983). Aus später aufgeführten Gründen sollen jedoch zunächst einmal beide betrachtet werden. Abbildung A 7 zeigt die prozentuale Abweichung der chemischen Parameter zwischen H- und W-Probestellen. Alle originalen Messwerte sind im Anhang A 4 der Arbeit aufgeführt. Aus der Abb. A 7 wird deutlich, dass die Unterschiede von pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffsättigung im Median weniger als ein Prozent betragen und somit sehr gering sind. Lediglich die Differenz der Gesamthärte zwischen H- und W-Probestelle liegt leicht darüber. Einige wenige Ausreißer betreffen den Zeller Bach sowie den Lindenbach. Die Werte für Gesamthärte und Leitfähigkeit beider Proben differieren insofern, dass beide Parameter jeweils an den H-Probestellen höher liegen als die entsprechenden an den W-Probestellen (siehe Tabelle im Anhang A 4 der Arbeit). Ein U-Test nach Mann-Whitney zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestellen im Hinblick auf die einzelnen abiotischen oder strukturellen Parameter ($p > 0,05$).

Fazit der Analysen zur Abiotik und Struktur der Probestellen

Wesentliche Unterschiede zwischen H- und W-Proben bzw. Probestellen hinsichtlich Abiotik und Struktur der Gewässer lassen sich in den durchgeführten Analysen nicht feststellen. Aufgrund der Vergleichbarkeit der Probestellen kann also theoretisch davon ausgegangen, dass

sich auch die Biozönosen nicht wesentlich voneinander unterscheiden sollten. Dieser Aspekt soll im Folgenden untersucht werden.

A 3.2.2 Individuen- und Taxazahlen bzw. Ähnlichkeit der H- und W-Proben

Im Folgenden sollen die H- und W-Proben zunächst im Hinblick auf Differenzen bezüglich der Individuen- und Taxazahlen analysiert werden. In einem weiteren Schritt soll zusätzlich die Ähnlichkeit der H- und W-Proben zueinander betrachtet werden. Letztere Analysen haben den Vorteil, dass hier im Grunde genommen beide Aspekte, d.h. Unterschiede der Individuen- sowie der Taxazahlen in ihrer Kombination eine Rolle spielen. Die Taxalisten der H- und W-Proben sind im Anhang A 5 der vorliegenden Arbeit zu finden.

A 3.2.2.1 Individuenzahlen der H- und W-Proben

In der nachfolgenden Abbildung sind die Individuenzahlen aus Haupt- und Wiederholungsprobe sowie die Differenz aus beiden Proben als Box-Plot dargestellt. Die insgesamt festgestellten Individuen pro Probe liegen zwischen 744 bis 6472 und sind somit sehr unterschiedlich. (siehe Tab. A 8). Im Mittel beträgt die Anzahl der Individuen in der Hauptprobe 2275 und in der Wiederholungsprobe 2001, wobei der Median aufgrund einiger Ausreißer und Extremwerte jeweils deutlich darunter liegt (1969 in H-Probe bzw. 1687 in W-Probe). Obwohl im Mittel 274 mehr Individuen in den H-Proben gefunden wurden, ist der Unterschied zu den W-Proben nicht signifikant (U-Test; $p = 0{,}48$). Für die weiteren Analysen ist es unerheblich, ob mehr Individuen in H-Proben oder in W-Proben vorhanden sind. Vielmehr kommt es auf die absoluten Unterschiede zwischen den jeweiligen Proben an. Alle weiteren vergleichenden Analysen im Hinblick auf die Differenz der Individuenzahlen zwischen H- und W- Proben beziehen sich daher auf absolute Unterschiede.

Im Mittel liegt die Differenz der Individuen zwischen der H- und W-Probe bei 1366 (Tab. A 5). Maximale Unterschiede von über 5000 Individuen sowie eine Standardabweichung von 1364 Individuen im Hinblick auf die mittlere Differenz deuten auf eine hohe Variabilität zwischen den jeweiligen H- und W-Proben hin (siehe Tab. A 5 und Abb. A 8).

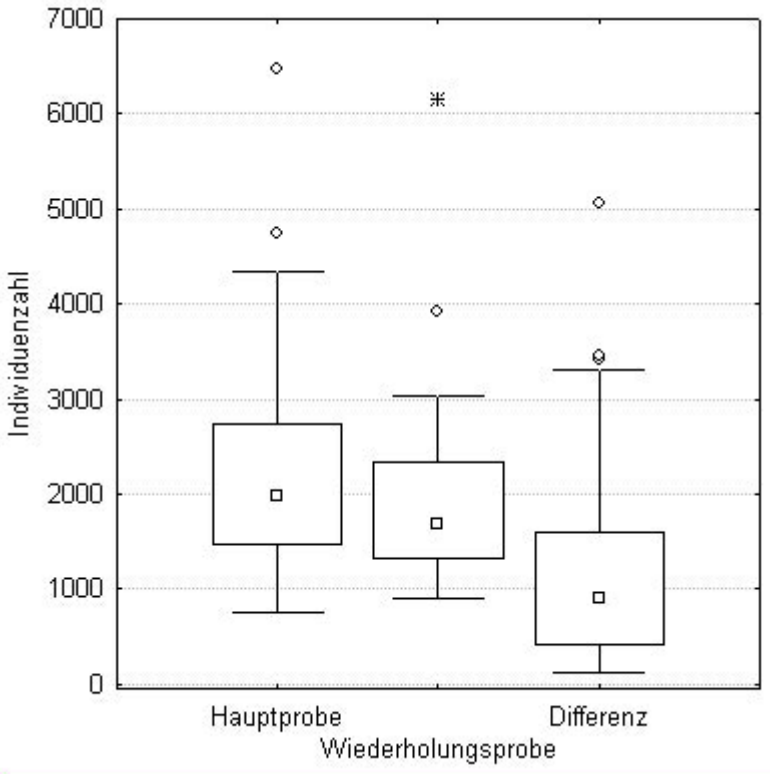


Abb. A 8: Individuenzahlen aus Haupt- und Wiederholungsprobe sowie absolute Differenz aus beiden Proben (Individuenzahl der H-Probe minus Individuenzahl der W-Probe); N = 21. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; * Extremwert.

Tab. A 5: Kenngrößen der Individuenzahlen in Haupt- und Wiederholungsprobe. N = 21.

	Minimum	Maximum	Mittelwert	±	SD	Median
H-Probe	744	6472	2275	±	1450	1969
W-Probe	894	6152	2001	±	1221	1687
Absolute Differenz zwischen H- und W-Probe	119	5056	1366	±	1364	907

Im Folgenden wurden die Individuenzahlen in Haupt- und Wiederholungsprobe getrennt nach taxonomischen Gruppen ermittelt, wobei die folgenden Gruppen unterschieden wurden: Mollusca, Crustacea, Hirudinea, Oligochaeta und Turbellaria sowie die Ordungen der Insecta (Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Plecoptera, Megaloptera, Odonata und Heteroptera).

Die Unterteilung der Gruppen erfolgte dabei nicht nach systematischen Gesichtspunkten, da das taxonomische Niveau der Gruppen nicht einheitlich gewählt wurde. Während die Insecta auf dem Niveau der Ordnung unterschieden wurden, repräsentieren die übrigen Gruppen Klassen oder im Falle der Mollusca sogar den Stamm. Die Unterteilung des Makrozoobenthos nach den genannten Gruppen hat sich jedoch in der Praxis durchgesetzt.

Die wichtigsten Eckdaten zu den Individuenzahlen der einzelnen Gruppen sind in Tab. A 6 wiedergegeben.

Es wurde getestet, ob signifikante Unterschiede im Hinblick auf Individuenzahlen der einzelnen Gruppen zwischen Haupt- und Wiederholungsprobe bestehen (U-Test). Es können jedoch für keine der taxonomischen Gruppen signifikante Unterschiede nachgewiesen werden ($p > 0,05$ in allen durchgeführten Vergleichen).

Tab. A 6: Eckdaten zu Individuenzahlen in H- und W-Proben. N = 42. Min: Minimalwert; Max: Maximalwert; SD: Standardabweichung.

		Individuenzahl					Absolute Differenz				
		Min	Max	Mittelwert	± SD	Stetigkeit	Min	Max	Mittelwert	± SD	Median
Diptera	H-Probe	138	3097	953,7	± 812,2	21	10	3204	607,9	± 815,2	365,6
	W-Probe	77	5451	866,7	± 1134,7	21					
Crustaceae	H-Probe	0	2611	191,7	± 567,5	13	0	1824	138,4	± 395,8	9,6
	W-Probe	0	787	92,8	± 180,2	13					
Ephemeroptera	H-Probe	69	1236	408,5	± 282,4	21	35	1477	340,2	± 349,5	280,8
	W-Probe	87	1546	450,4	± 348,6	21					
Trichoptera	H-Probe	11	1729	201,3	± 373,9	21	0	1690	155,1	± 367,3	32,8
	W-Probe	4	370	103,9	± 92,1	21					
Oligochaeta	H-Probe	0	192	27,7	± 45,5	20	0	182	30,9	± 53,1	7,2
	W-Probe	0	202	33,4	± 50,7	18					
Coleoptera	H-Probe	5	1430	220,4	± 328,1	21	10	998	197,7	± 236,5	140,0
	W-Probe	31	584	220,1	± 183,3	21					
Mollusca	H-Probe	0	74	8,4	± 17,9	7	0	21	6,1	± 7,1	4,1
	W-Probe	0	54	7,3	± 12,3	14					
Hirudinea	H-Probe	0	14	1,4	± 3,5	4	0	26	3,2	± 5,9	0,0
	W-Probe	0	32	3,8	± 8,6	7					
Plecoptera	H-Probe	0	1169	258,8	± 310,6	20	1	672	151,5	± 189,7	81,8
	W-Probe	0	830	219,7	± 232,5	20					
Megaloptera	H-Probe	0	13	1,3	± 3,1	5	0	10	1,6	± 3,0	0,0
	W-Probe	0	10	0,7	± 2,2	4					
Odonata	H-Probe	0	11	0,8	± 2,3	6	0	10	0,9	± 2,3	0,0
	W-Probe	0	4	0,5	± 1,0	7					
Turbellaria	H-Probe	0	14	1,0	± 3,4	2	0	22	2,8	± 6,8	0,0
	W-Probe	0	29	2,4	± 7,4	3					
Heteroptera	H-Probe	0	5	0,2	± 1,0	1	0	5	0,3	± 1,1	0,0
	W-Probe	0	1	0,0	± 0,2	1					

Bezüglich der absoluten Differenzen bei den Individuenzahlen einzelner taxonomischer Gruppen stellen die Diptera die Gruppe mit den größten Abweichungen zwischen H- und W-Proben (Tab. A 6). Im Mittel liegt die Differenz der Individuenzahlen zwischen H- und W-Proben bei rund 600 Individuen. Gefolgt wird die Gruppe der Diptera von den Ephemeroptera (mittlere Differenz von 340 Individuen) und Coleoptera (mittlere Differenz von 198 Individuen). Zu erwarten war, dass große Differenzen bezüglich der Individuenzahlen immer nur dann auftreten können, wenn die entsprechenden Gruppen auch in hohen Abundanzen in den Proben vorhanden sind. Umgekehrt können Gruppen, die im Mittel mit weniger als 10 Individuen in den Proben vorhanden sind, keine extrem großen Differenzen aufweisen. Eine signifikante Korrelation mit $R = 0,98$ ($p < 0,000$) zwischen den Individuenzahlen der taxonomischen

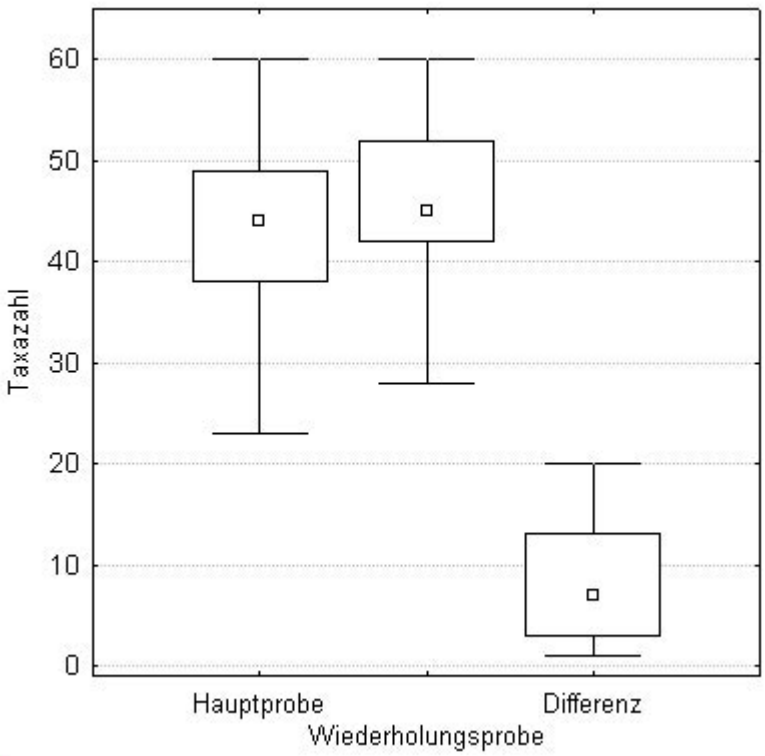
Gruppen (Mittelwerte aus H- und W-Proben) und absoluten Differenzen aus H- und W-Proben verdeutlicht diesen Zusammenhang.

B 3.2.2.2 Taxazahlen der H- und W-Proben

Die nachfolgende Abbildung (Abb. A 9) zeigt die Taxazahlen aus Haupt- und Wiederholungsprobe sowie die Differenz aus beiden Proben als Box-Plot-Darstellung. Insgesamt variieren die Taxazahlen von 23 bis 60 (Tab. A 7). Im Mittel beträgt die Anzahl der Taxa in der Hauptprobe 43,0 und in der Wiederholungsprobe 45,5, wobei kein signifikanter Unterschied bezüglich der Taxazahlen aus Haupt- und Wiederholungsprobe festgestellt werden kann (U-Test, $p = 0{,}43$).

Die Differenz der Taxazahl aus H- und entsprechender W-Probe beträgt im Mittel 7,4. Jedoch kann auch hier eine starke Variabilität festgestellt werden. So beträgt der maximale (bzw. minimale) Unterschied der Taxazahl aus Haupt- und Wiederholungsprobe 20 (bzw. 1) (siehe Abb. A 9 und Tab. A 7).

Abb. A 9: Taxazahlen aus Haupt- Wiederholungsprobe sowie Differenz aus beiden Proben;
N = 21. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer.



Tab. A 7: Kenngrößen der Taxazahlen in Haupt- und Wiederholungsprobe. N = 21.

	Minimum	Maximum	Mittelwert	±	SD	Median
H-Probe	23	60	43,0	±	9,1	44
W-Probe	28	60	45,4	±	8,7	45
Absolute Differenz zwischen H- und W-Probe	1	20	7,4	±	5,4	7

Im Folgenden wurde wiederum die Differenz der Taxazahlen zwischen H- und W-Probe getrennt nach taxonomischen Gruppen berechnet. Die Auswertungen wurden analog zu der Analyse der Individuenzahlen durchgeführt (siehe Abschnitt A 3.2.2.1).
Analog zu den Individuenzahlen können auch für die Taxazahlen der einzelnen Ordnungen bzw. Gruppen keine signifikanten Unterschiede zwischen Haupt- und Wiederholungsprobe nachgewiesen werden (U-Test, alle durchgeführten Vergleiche mit $p > 0,05$).
Die Differenz der Taxazahlen zwischen H- und W-Probe der einzelnen Gruppen liegt für die Coleoptera bei 2,7 und ist damit am größten. Gefolgt werden die Coleoptera von den Trichoptera (2,5), Diptera (2,3) und Ephemeroptera (1,9). Oligochaeta und Plecoptera folgen mit im Mittel gerade mal mehr als einem Taxon Unterschied. Geringe Unterschiede hinsichtlich der Differenzen von Taxazahlen in H- und W-Proben sind bei den Crustacea, Mollusca, Hirudinea, Megaloptera, Odonata, Turbellaria und Heteroptera festzustellen (Tab. A 8).

Tab. A 8: Eckdaten zu Taxazahlen in H- und W-Proben. N = 42. Min: Minimalwert; Max: Maximalwert; SD: Standardabweichung.

		Taxazahl				Absolute Differenz				
		Min	Max	Mittelwert ± SD	Stetigkeit	Min	Max	Mittelwert ± SD	Median
Diptera	H-Probe	4	14	9,1 ± 2,5	21	0	5	2,3 ± 1,1	2,0
	W-Probe	5	15	9,8 ± 2,1	21				
Crustacea	H-Probe	0	4	1,3 ± 1,3	13	0	2	0,5 ± 0,7	0,0
	W-Probe	0	3	1,2 ± 1,1	13				
Ephemeroptera	H-Probe	4	16	10,4 ± 3,0	21	0	8	1,9 ± 1,9	1,0
	W-Probe	6	17	10,3 ± 2,7	21				
Trichoptera	H-Probe	2	14	7,9 ± 2,9	21	0	7	2,5 ± 1,9	2,0
	W-Probe	1	14	7,2 ± 3,6	21				
Oligochaeta	H-Probe	0	5	2,4 ± 1,2	20	0	4	1,5 ± 1,0	1,0
	W-Probe	0	5	2,4 ± 1,7	18				
Coleoptera	H-Probe	1	14	6,6 ± 3,6	21	1	6	2,7 ± 1,6	2,0
	W-Probe	3	14	7,8 ± 3,1	21				
Mollusca	H-Probe	0	3	0,6 ± 0,9	7	0	3	0,7 ± 0,7	1,0
	W-Probe	0	4	1,0 ± 1,1	14				
Hirudinea	H-Probe	0	2	0,3 ± 0,6	4	0	3	0,6 ± 0,9	0,0
	W-Probe	0	5	0,7 ± 1,3	7				
Plecoptera	H-Probe	0	8	3,6 ± 2,1	20	0	3	1,2 ± 1,0	1,0
	W-Probe	0	10	4,0 ± 2,5	20				
Megaloptera	H-Probe	0	1	0,2 ± 0,4	5	0	1	0,2 ± 0,4	0,0
	W-Probe	0	1	0,2 ± 0,4	4				
Odonata	H-Probe	0	1	0,3 ± 0,5	6	0	1	0,2 ± 0,4	0,0
	W-Probe	0	1	0,3 ± 0,5	7				
Turbellaria	H-Probe	0	2	0,2 ± 0,6	2	0	2	0,2 ± 0,6	0,0
	W-Probe	0	2	0,2 ± 0,6	3				
Heteroptera	H-Probe	0	1	0,0 ± 0,2	1	0	1	0,1 ± 0,3	0,0
	W-Probe	0	1	0,0 ± 0,2	1				

Ähnlich wie die Differenz der Individuenzahlen steht auch die Differenz der Taxazahlen in einem signifikanter Zusammenhang mit der mittleren Anzahl der Taxa der taxonomischen Gruppen. Mit R = 0,91 (Spearman´s Rangkorrelationskoeffizient mit p < 0,000) ist dieser Zusammenhang allerdings nicht ganz so deutlich wie bei den Individuenzahlen.

A 3.2.2.3 Ähnlichkeiten zwischen H- und W-Proben

Um das gesamte Ausmaß der biozönotischen Unterschiede zwischen H- und W-Proben zu betrachten, wurden Ähnlichkeitsanalysen durchgeführt. In einem ersten Schritt wurden hierzu die Taxalisten einer Ordination (NMS) unterzogen. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Abb. A 10 dargestellt.

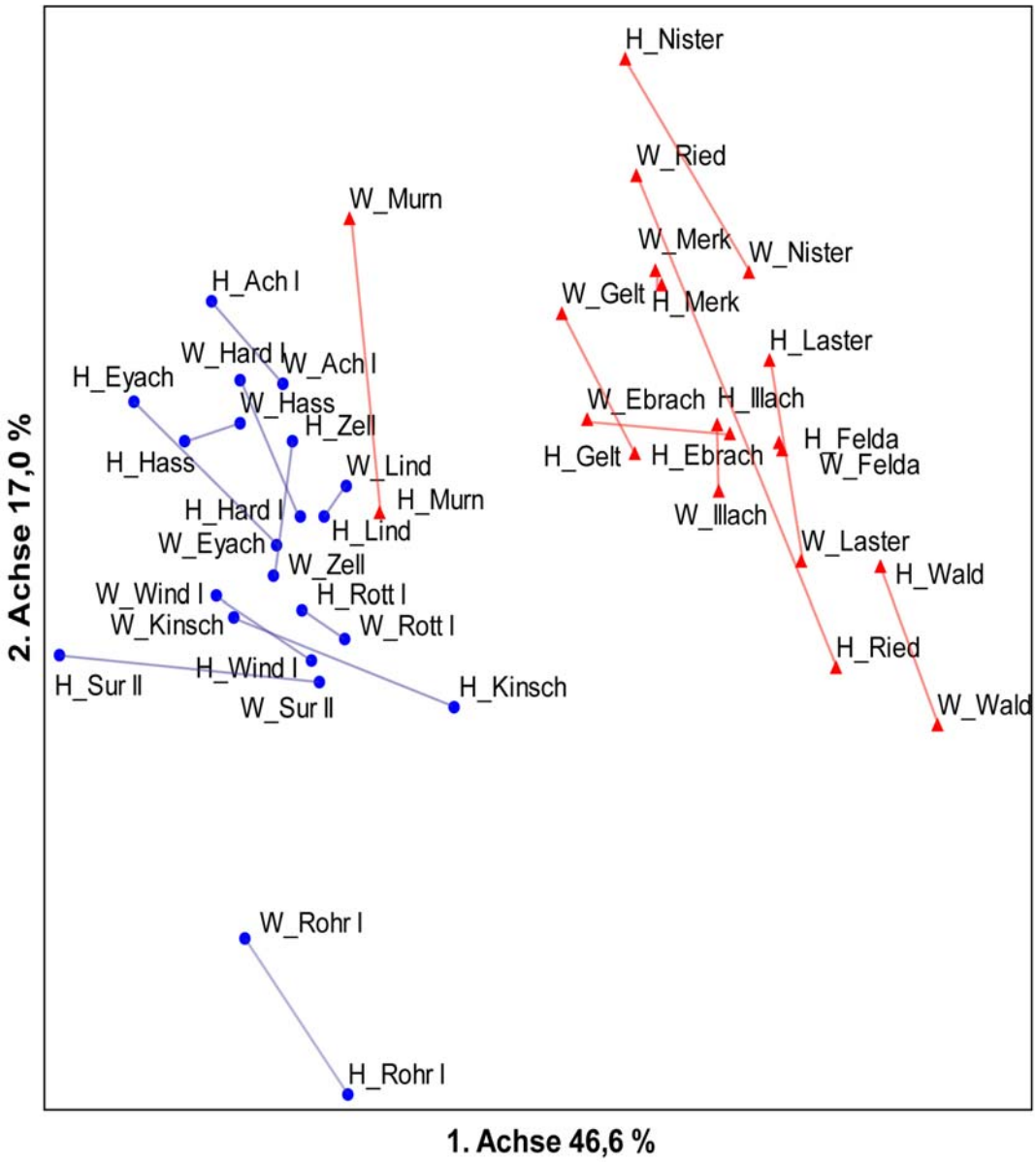


Abb. A 10: Ergebnis der NMS mit Haupt- (H) und Wiederholungsproben (W); N = 42, Stress: 11,8. Blaue Punkte: Probenahme erfolgte im Sommer. Rote Dreiecke: Probenahme erfolgte im Frühjahr. Rote bzw. blaue Linien verbinden die zusammengehörigen Haupt- und Wiederholungsproben.

In dieser Darstellung sind die Proben je nach der Jahreszeit, in der sie genommen wurden, entsprechend eingefärbt. Es ist erkennbar, dass die Proben in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Frühjahr oder Sommer) unterschiedlich gruppieren. Zudem ist erkennbar, dass Haupt- und Wiederholungsproben unterschiedlich weit auseinanderliegen, was bedeutet, dass einige Haupt- und Wiederholungsproben sich sehr ähnlich sind (z.B. Felda), andere hingegen sehr unterschiedlich sind (z.B. Riedbach). Als ein direktes Maß für die Ähnlichkeit zweier Taxalisten wird der Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis berechnet.

Die Werte für den Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis liegen im Mittel für den gesamten Datensatz bei 0,52 ± 0,12 (Tab. A 9 und Abb. A 11), d.h. im Mittel ähneln sich die entsprechenden H- und W-Proben nur zu rund 50%. Auch bei getrennter Betrachtung nach Jahreszeiten ergeben sich keine wesentlich anderen Ergebnisse (Tab. A 9). Die Werte der Ähnlichkeitsindices sind zwischen Sommer und Frühjahr nicht signifikant verschieden (U-Test; p = 0,88). Ebenso können keine signifikanten Unterschiede zwischen Gewässern des Typs 3 und Typ 5 festgestellt werden (U-Test; p = 0,591). Zudem ergeben sich keine signifikante Korrelation zwischen dem Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis und dem Abstand in Metern zwischen H- und W-Probe (siehe Tab. A 1) (Rangkorrelation nach Spearman mit R = 0,31 und p = 0,180).

Tab. A 9: Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis (BC-Ähnlichkeitsindex) zwischen Haupt- und Wiederholungsprobe. N = 21; SD: Standardabweichung.

Frühjahrsproben		**Sommerproben**	
Gewässer	**BC-Ähnlichkeitsindex**	**Gewässer**	**BC-Ähnlichkeitsindex**
Felda	0,78	Lind	0,70
Merk	0,70	Hass	0,67
Laster	0,60	Rott II	0,65
Illach	0,54	Ach I	0,64
Wald	0,54	Zell	0,62
Gelt	0,49	Hardt	0,56
Ebrach	0,48	Wind I	0,46
Eyach	0,45	Rohr I	0,43
Nister	0,44	Sur II	0,32
Murn	0,32	Kinsch	0,30
Ried	0,29		

Gesamt (N=21): Mittelwert ± SD: 0,52 ± 0,14

Frühjahrsproben (N=11): Mittelwert ± SD: 0,51 ± 0,15

Sommerproben (N=10): Mittelwert ± SD: 0,54 ± 0,15

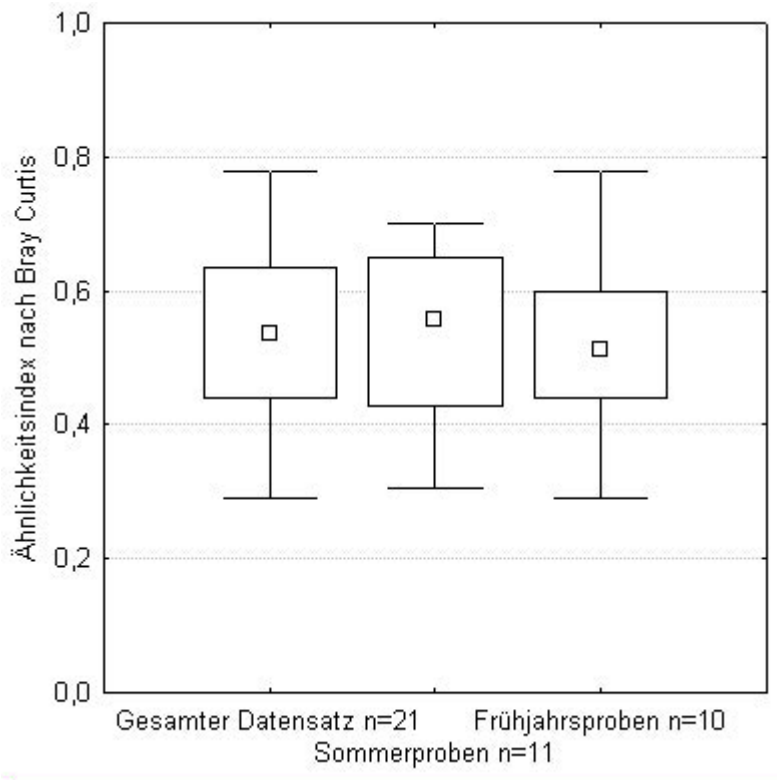


Abb. A 11: Ergebnisse der Ähnlichkeitsindices nach Bray Curtis als Box-Plot Darstellung. Linker Box Plot: Gesamter Datensatz. Mittlerer und rechter Box Plot: getrennte Darstellung für beide Jahreszeiten. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer.

A 3.2.2.4 Korrelation des Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis mit den Differenzen der Individuen- bzw. Taxazahlen aus H- und W-Probe

In den vorausgegangenen Analysen konnten z.T. erhebliche Unterschiede bezüglich der Individuen- und Taxazahlen festgestellt werden. Im Folgenden soll daher überprüft werden, ob die Unterschiede in Zusammenhang mit der Ähnlichkeit der H- und W-Probe zueinander zu sehen sind. Letzteres wird überprüft, indem die berechneten Ähnlichkeiten nach Bray Curtis zwischen H- und W-Probe mit den Differenzen der Individuen bzw. Taxazahlen korreliert werden. Die Abb. A 12 und A 13 zeigen die graphische Darstellung der Ergebnisse. Die Daten zeigen bezüglich der Individuenzahlen einen signifikanten Korrelationskoeffizienten von $R = -0{,}68$ (mit $p < 0{,}00$) zwischen Bray Curtis-Index und Differenz der Individuenzahl zwischen H- und W-Probe. Der somit bestätigte Zusammenhang weist mit $R = -0{,}68$ allerdings nur eine mittlere Korrelation auf. Bezüglich der Taxazahlen kann ein Zusammenhang zwischen Differenz der Taxazahlen und Ähnlichkeitsindex nicht betätigt werden (siehe Abb. A 13).

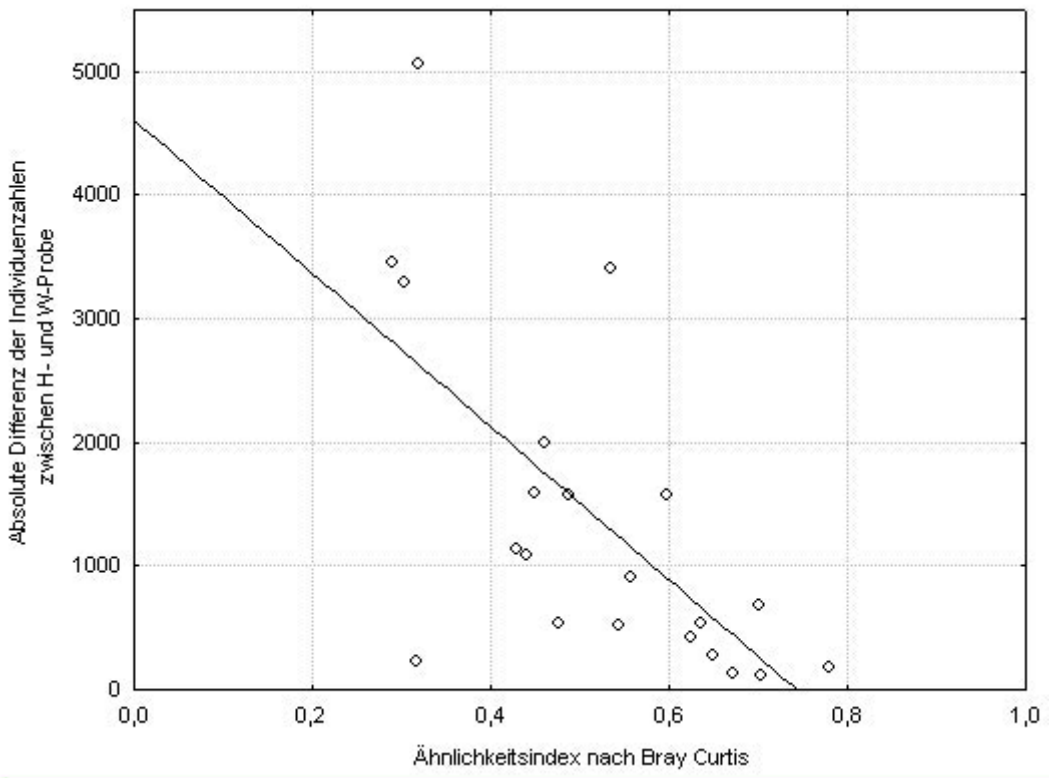


Abb. A 12: Scatterplot der Ähnlichkeiten nach Bray Curtis in Abhängigkeit der absoluten Differenz der Individuenzahlen aus H- und W-Probe. Signifikante Korrelation nach Spearmann R = -0,68; p < 0,000. Ausgleichsgerade y = 4609,5-6203,7*x.

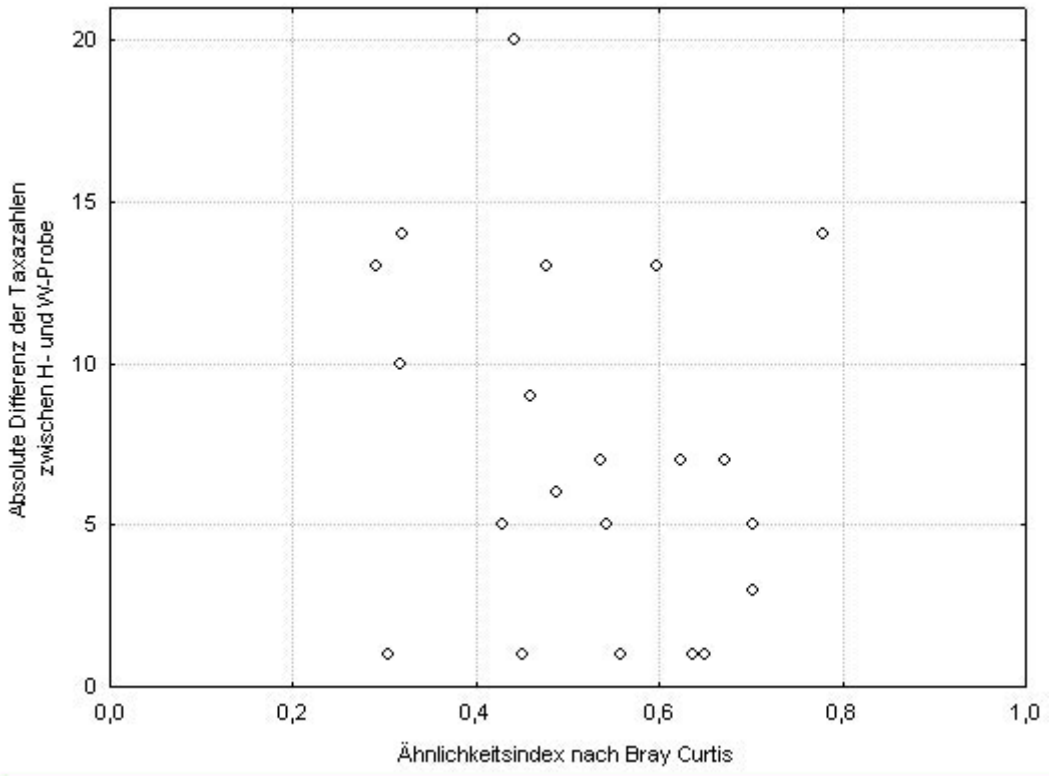


Abb. A 13: Scatterplot der Ähnlichkeiten nach Bray Curtis in Abhängigkeit von der absoluten Differenz der Taxazahlen aus H- und W-Probe.

Fazit der Analysen zu Individuen-, Taxazahlen und Ähnlichkeiten der H- und W-Proben

Sowohl im Hinblick auf die Individuen- als auch auf die Taxazahlen können z.T. erhebliche Unterschiede zwischen den H- und W-Proben festgestellt werden. Dies spiegelt sich auch in den z.T. geringen Ähnlichkeiten beider Proben zueinander wider.

A 3.2.3 Metricwerte der H- und W-Proben

Ein zentraler Aspekt ist nun, welche Auswirkung die beobachteten Unterschiede im Hinblick auf Individuen- und Taxazahlen der H- und W-Proben auf die Bewertung von Fließgewässern haben. Die derzeitigen Bewertungssysteme für Fließgewässer basieren auf der Berechnung von Metricergebnissen, wobei sowohl die Anzahl als auch die Zusammensetzung der verwendeten Metrics Gewässertyp-abhängig sind. Im Folgenden soll untersucht werden, wie sehr sich Metricergebnisse aus H- und W-Proben ähneln bzw. wie unterschiedlich sie sind. Ziel der Auswahl der untersuchten Metrics war es, Metrics solcher Gewässertypen zu wählen, die den beprobten Gewässern sehr ähnlich sind bzw. entsprechen und tendenziell für die Bewertung der Gewässer herangezogen werden können. Somit wurden für diesen Vergleich 18 verschiedene Kandidatenmetrics (vgl. Hering et al. 2004 a) der Gewässertypen 1 bis 7 ausgewählt. Diese Gewässertypen 1 bis 7 sind in den Alpen, im Alpenvorland bzw. in den Mittelgebirgen zu finden, eine Übersicht über die einzelnen Typen ist in Anhang A 2 dieser Arbeit zu finden. In Tabelle A 10 sind die untersuchten Metrics sowie deren Referenz wiedergegeben.

Tab. A 10: Kandidatenmetrics der Gewässertypen 1 bis 7. Ind. = auf der Grundlage von Individuenzahlen berechnet; HK = auf der Grundlage von Häufigkeitsklassen berechnet (Einteilung der Häufigkeitsklassen nach Alf et al. 1992).

Metric-Name	Kurzerklärung / Referenz
Relativer Anteil taxonomischer Gruppen	
Crustacea [%] (Ind.)	Anteil der Crustaceae in % an der Gesamtbiozönose, basierend auf Individuenzahlen
Plecoptera [%] (Ind.)	Anteil der Plecoptera in % an der Gesamtbiozönose, basierend auf Individuenzahlen
Taxazahl	
# Trichoptera	Anzahl der Trichopteren-Taxa
# EPT-Taxa	Anzahl der EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera)
Diversitätsindizes	
Diversität (Margalef Index)	Diversitätsindex nach Margalef (1984)
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	Diversitätsindex nach Shannon & Weaver (1949)
Deutscher Fauna-Index	
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	Bewertung anhand eingestufter "Bonus-" bzw. "Malus-"Arten (Lorenz et al. 2004)
Weitere	
Benthosindex Rhithral und Potamal	Bewertung anhand eingestufter Taxa in Hinblick auf Rhithral bzw. Potamal als Lebensraum, Indizes unterschieden sich in ihren Algorithmen (Biss et al. 2002)
Rhithron-Typie-Index (Ind.)	
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	Prozentualer Anteil der Xenosaproben bzw. oligosaproben Arten an der Gesamtbiozönose, basierend auf Individuenzahlen bzw. Häufigkeitsklassen (Zelinka & Marvan 1961, Moog 1995)
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	
(Längs-)Zonierung	
Epirhithral [%] (Ind.)	Prozentualer Anteil der Epirhithral-Arten an der Gesamtbiozönose, basierend auf Individuenzahlen (Moog 1995, Schmedtje & Colling 1996, Hering et al. 2004 b)
Strömungspräferenzen	
Rheoindex nach Banning (HK)	Bewertung anhand eingestufter Taxa in Hinblick Strömung (Banning 1998)
Mikrohabitatpräferenzen	
Akal [%] (Ind.)	Prozentualer Anteil der Akal- bzw. Lithal-Arten an der Gesamtbiozönose, basierend auf Individuenzahlen bzw. Häufigkeitsklassen (Schmedtje & Colling 1996, Hering et al. 2004 b)
Lithal [%] (HK)	
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%]	Zuordnung der Organismen zu Aufenthaltytypen (Braukmann 1997)
Ernährungstypen	
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	Prozentualer Anteil der Weidegänger und Abkratzer an der Gesamtbiozönose, basierend auf Individuenzahlen (Moog 1995, Schmedtje & Colling 1996, Hering et al. 2004 b)

In Abb. A 14 sind die jeweiligen Metricwerte der H- und W-Proben als Scatterplot dargestellt. Die Winkelhalbierende in jedem Diagramm stellt das Optimalergebnis dar. Punkte, die auf der Winkelhalbierenden liegen, repräsentieren identische Metricergebnisse in H- und W-Proben. Je weiter die Punkte von der Winkelhalbierenden entfernt liegen, desto unterschiedlicher ist das Metricergebnis in H- und W-Probe. Des Weiteren wurde die Korrelation zwischen den Ergebnissen der H- und W-Probe berechnet (Rangkorrelation nach Spearman). Der Rangkorrelationskoeffizient (R) sowie der zugehörige Signifikanzwert sind für den jeweiligen Metric im entsprechenden Diagramm aufgeführt.

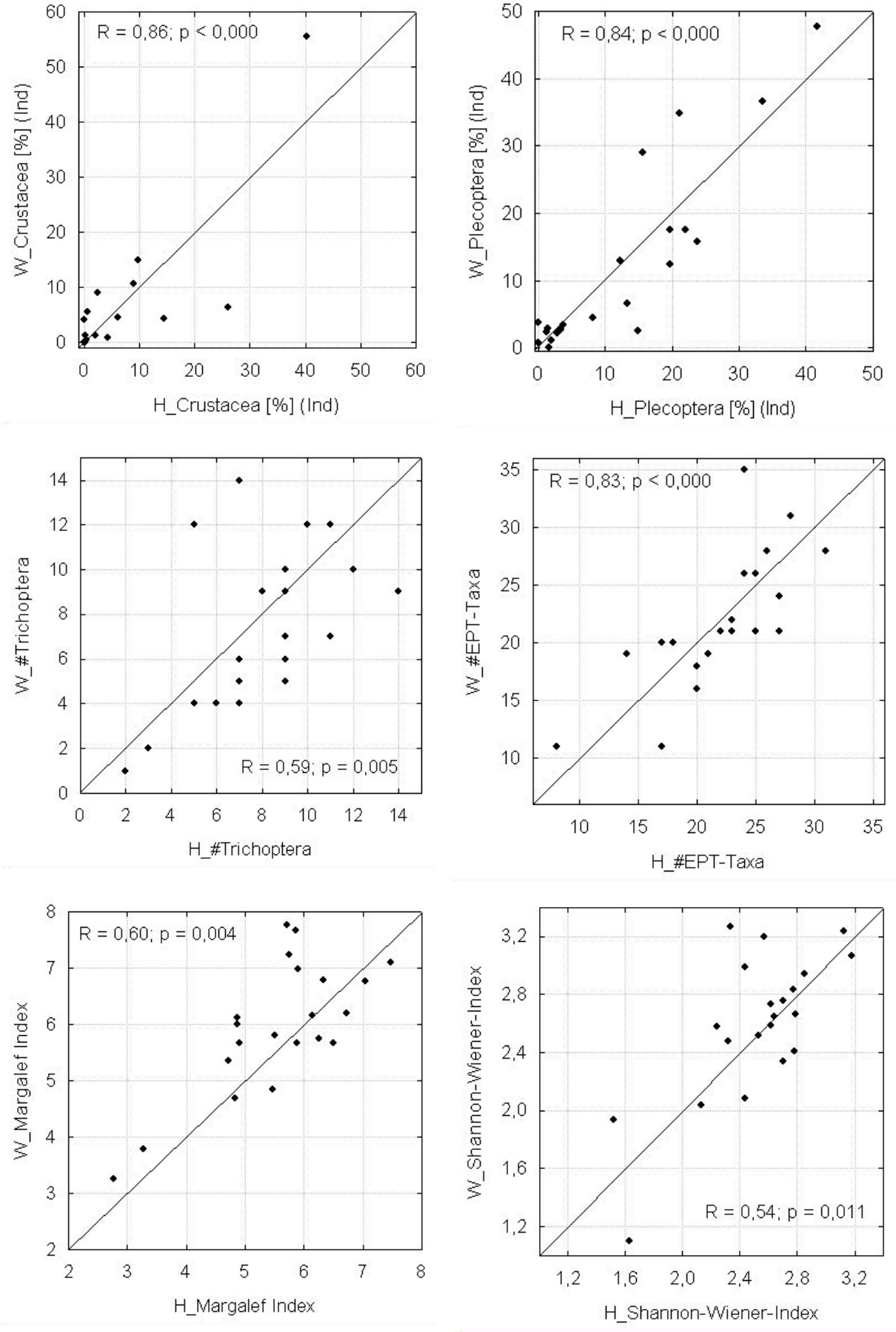


Abb. A 14: Scatterplots der Metricergebnisse aus H- und W-Probe. Weitere Erläuterungen siehe Text.

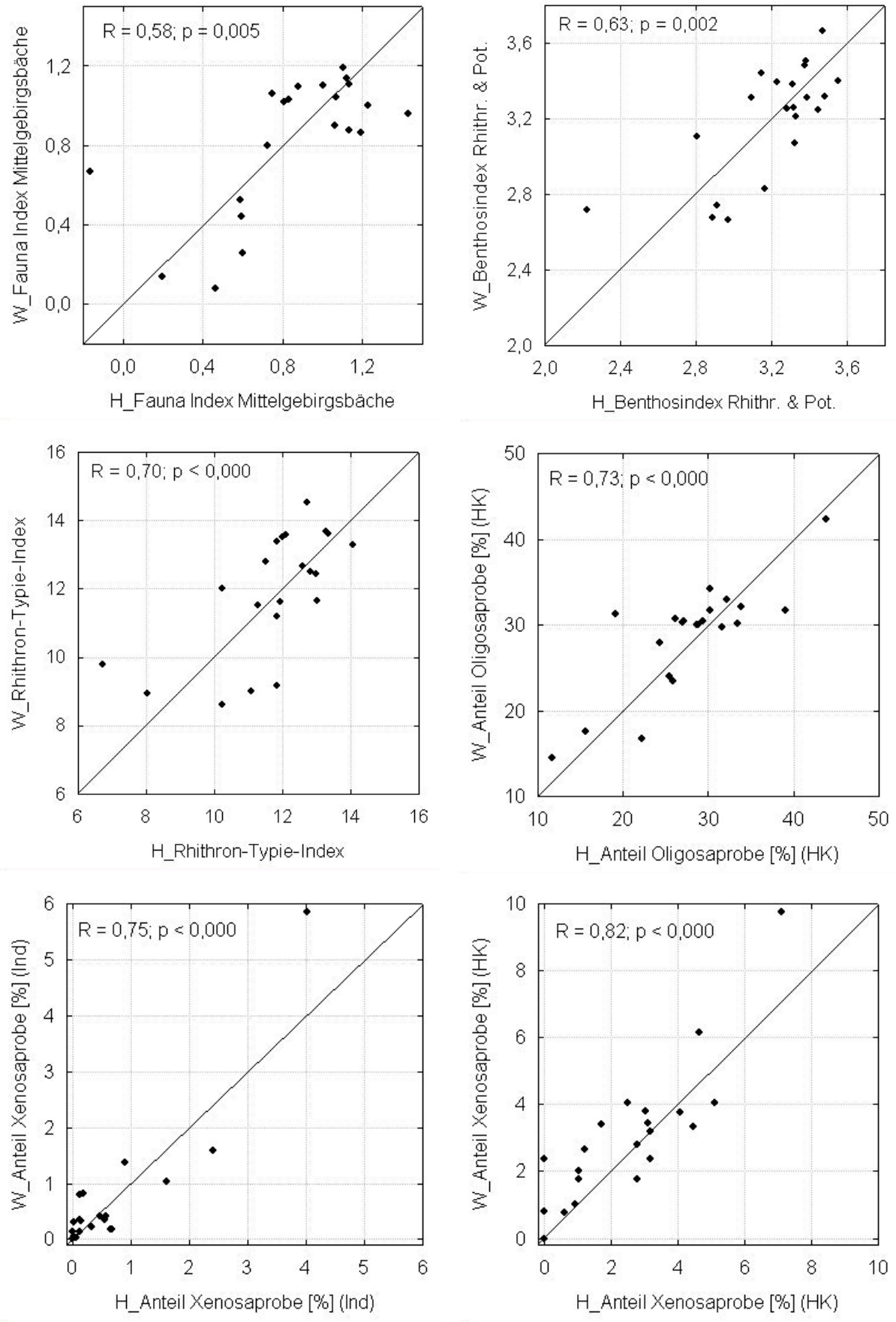


Abb. A 14: Fortsetzung

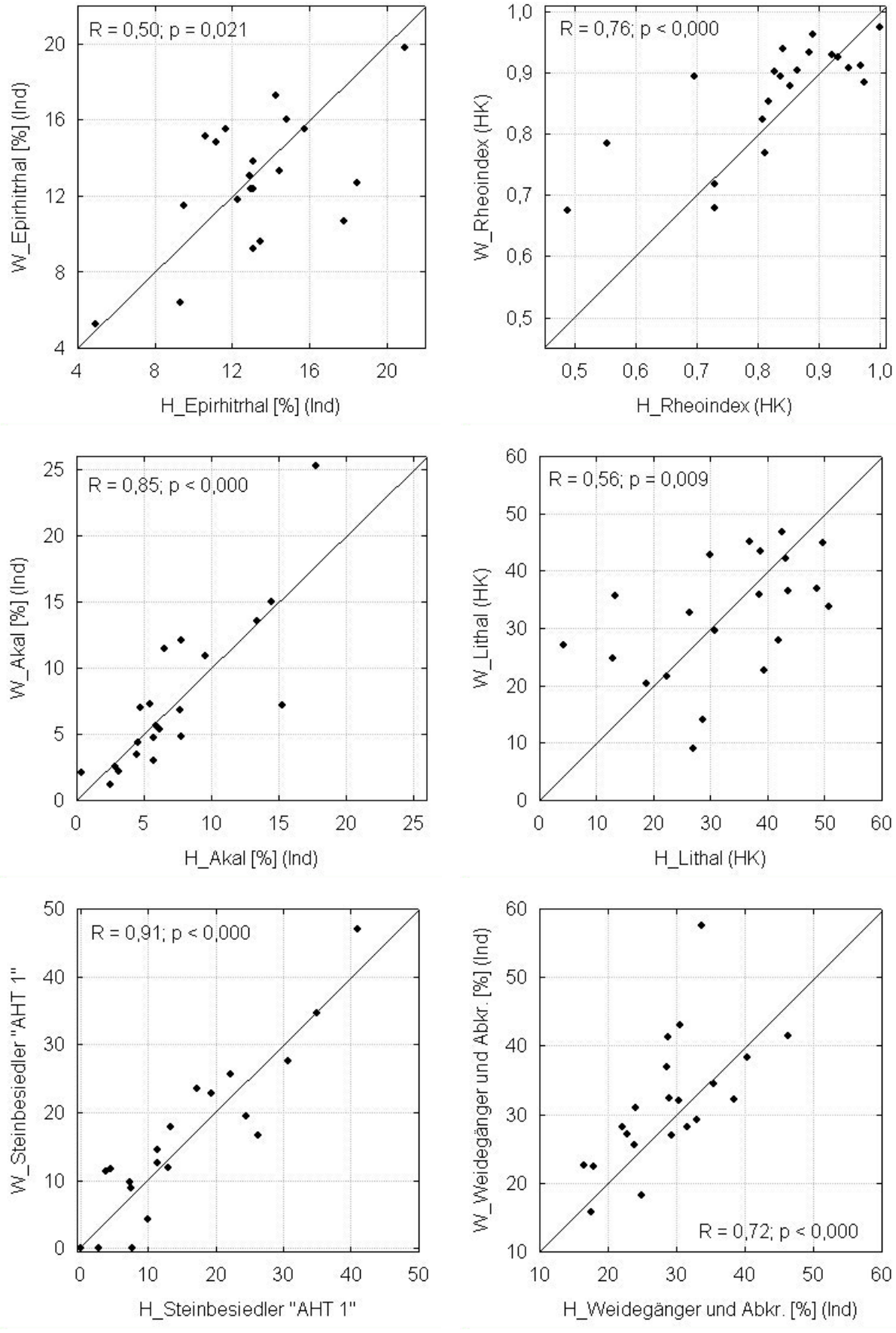


Abb. A 14: Fortsetzung

Die Ergebnisse der Rangkorrelation sind je nach Metric sehr unterschiedlich und liegen zwischen R = 0,50 für den Metric „Epirhithral [%] (Ind)“ und R = 0,91 für den Metric „Steinbesiedler AHT 1“, wobei die Ergebnisse aller Korrelationsanalysen mit p > 0,05 signifikant sind. Insgesamt fällt auf, dass die Ergebnisse der H- und W-Proben zum Teil erhebliche Unterschiede aufweisen. Dieses kommt nicht nur in der maximalen Abweichung der Ergebnisse aus H- und W-Proben zum Ausdruck, sondern auch die mittlere Differenz zwischen den Ergebnissen beider Proben deutet auf erhebliche Unterschiede hin (Tab. A 11).

Tab. A 11: Unterschiede in Metricwerten aus H- und W-Proben. MW, Min sowie Max: Mittlere, minimalste bzw. maximal beobachtete Abweichung. SD: Standardabweichung. N = 21.

Metric	MW	±	SD	Min	Max
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,35	±	0,42	0,00	1,84
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	0,93	±	0,75	0,00	2,67
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	3,17	±	2,64	0,84	12,21
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	0,26	±	0,25	0,00	0,94
Diversität (Margalef Index)	0,74	±	0,54	0,02	2,04
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	0,22	±	0,19	0,02	0,83
Epirhithral [%] (Ind.)	2,45	±	2,01	0,13	7,08
Rheoindex nach Banning (HK)	0,07	±	0,06	0,01	0,23
Rhithron-Typie-Index (Ind.)	1,18	±	0,83	0,08	3,07
Akal [%] (Ind.)	2,15	±	2,28	0,21	8,14
Lithal [%] (HK)	9,76	±	7,11	0,59	22,97
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%]	3,90	±	2,80	0,00	9,52
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	5,92	±	5,20	0,87	23,73
Crustacea [%] (Ind.)	3,55	±	5,41	0,00	19,64
Plecoptera [%] (Ind.)	4,42	±	4,35	0,21	13,66
# Trichoptera	2,48	±	1,94	0,00	7,00
# EPT-Taxa	3,33	±	2,29	1,00	11,00
Benthosindex Rhithral und Potamal	0,19	±	0,11	0,03	0,49

So kann z.B. eine maximale Differenz von 11 EPT-Taxa zwischen H- und W-Probe festgestellt werden, wobei die mittlere Abweichung bei 3,33 EPT-Taxa liegt. Eine starke Streuung der Messpunkte in den graphischen Darstellungen sowie niedrige Korrelationskoeffizienten (siehe Abb. A 14) geben erste Hinweise auf eine hohe Variabilität der Metricergebnisse aus H- und W-Proben.

Fazit der Analysen zu Metricwerten der H- und W-Proben

Die Unterschiede der Individuen- und Taxazahlen zwischen H- und W-Proben spiegeln sich auch in den Metricwerten - in unterschiedlichem Ausmaß - wider. Zum Teil können auch hier große Abweichungen zwischen den H- und W-Proben festgestellt werden.

A 3.2.4 Bewertungsergebnisse (MMI-Werte) der H- und W-Proben

Wichtiger als die Betrachtung der Differenzen hinsichtlich der Kandidatenmetrics ist die Auswirkung der Differenzen auf den mulitmetrischen Index (MMI). Auch wenn die biozönotischen Unterschiede zwischen den H- und W-Proben sehr hoch sind, sind diese Unterschiede vernachlässigbar, solange sie sich nicht in den Bewertungsergebnissen niederschlagen.
Um diesen Aspekt zu überprüfen, wurden die Bewertungsergebnisse in Form des multimetrischen Index in Abhängigkeit vom Gewässertyp berechnet. Die Unterschiede hinsichtlich der Bewertungsergebnisse sind in der Tab. A 12 aufgeführt.

Tab. A 12: Bewertungsergebnisse (MMI) aus H- und W-Proben der einzelnen Gewässer. Grau hinterlegt sind solche Bewertungsergebnisse der H- und W-Proben, die zu einer unterschiedlichen Einstufung im Hinblick auf die ökologische Zustandsklasse führen.

Typ 3	MMI H-Probe	MMI W-Probe	Differenz	Typ 5	MMI H-Probe	MMI W-Probe	Differenz
Obere Ach I	0,81 sehr gut	0,74 gut	0,07	Felda	0,30 schlecht	0,30	0,00
Eyach	0,76 gut	0,80 sehr gut	0,04	Nister	0,82 sehr gut	0,72 gut	0,10
Hardtbach	0,79 gut	0,80 sehr gut	0,01	Lasterbach	0,46 mäßig	0,43	0,03
Haslach	0,70 gut	0,79	0,09	Merkenfritzbach	0,44 mäßig	0,44	0,00
Kinschbach	0,66 gut	0,50 mäßig	0,16	Riedbach	0,53 mäßig	0,54	0,01
Rohrdorfer Ache II	0,16 schlecht	0,36 unbefr.	0,20				
				Typ 2			
Rott II	0,69 gut	0,74	0,05	Zeller Bach	0,84 sehr gut	0,76 gut	0,08
Sur II	0,41 mäßig	0,49	0,08				
				Typ 1			
Windach II	0,66 gut	0,57 mäßig	0,09	Lindenbach	0,39 schlecht	0,40	0,01
Ebrach	0,63 gut	0,80	0,17				
Murn	0,54 mäßig	0,48	0,06				
Illach	0,64 gut	0,68	0,04				
Waldbach	0,63 gut	0,63	0,00				
Geltnach	0,62 gut	0,64	0,02				

Mittelwert der Differenz des MMI´s: 0,06
Mittelwert der Differenz des MMI´s für den Gewässertyp 3: 0,08
Mittelwert der Differenz des MMI´s exclusive des Gewässertyps 3: 0,04

In insgesamt acht von 21 Fällen kommt es zur Einstufung in unterschiedliche Zustandsklassen. Bei dreien dieser acht Fälle kommt es allerdings nur aufgrund der unmittelbaren Lage zur Klassengrenze zu unterschiedlichen Einstufungen hinsichtlich der Zustandsklassen. Eine maximale Differenz der MMI-Werte kann mit 0,2 bei der Rohrdorfer Ache beobachtet werden. Im Mittel liegen die Unterschiede der MMI-Werte jedoch bei 0,06. Eine getrennte Betrachtung der Gewässertypen zeigt allerdings im Mittel eine höhere Differenz der MMI-Werte beim Gewässertyp 3.1 (mittlere Differenz von 0,08; siehe Tab. A 12). Diese größeren Differenzen sind vermutlich im Zusammenhang mit dem noch als vorläufig anzusehenden Bewertungssystem des Typs 3.1 (vgl. Meier et al. 2004) zu deuten. Möglicherweise sind die Differenzen der MMI-Werte nach einer Optimierung des Bewertungssystems geringer. Hinweis darauf geben die Differenzen der MMI-Werte des Typs 5. Bis auf eine Ausnahme (Nister) liegen die Differenzen der MMI-Werte bei 0,03 bzw. darunter. Aufgrund der geringen Stichprobengröße ist dieses Ergebnis allerdings nur als eine Tendenz zu werten.

A 3.2.4.1 Voraussagewahrscheinlichkeiten von Bewertungsergebnissen

Bis zu diesem Punkt der vorliegenden Arbeit wurden jeweils immer nur Unterschiede zwischen H- und W-Proben im Hinblick auf einzelne Aspekte (Taxa-, Individuenzahlen, Metrics, Bewertungsergebnisse) betrachtet. Die Unterschiede zwischen den H- und W-Proben können jedoch auch genutzt werden, um Analysen im Hinblick auf weiterführende Aspekte durchzuführen. Hintergrund ist, dass (wie schon im vorangegangenen Abschnitt gezeigt) Bewertungsergebnisse einer gewissen Variabilität - sei sie noch so klein - unterliegen.

Diese Tatsache wird zu einem ganz zentralen Aspekt, wenn es um die Entscheidung geht, ob es sich nach einer Bewertung eines Fließgewässers um die Qualitätsklasse „mäßig“ (3) oder „gut“ (2) und somit um Sanierungsbedarf handelt oder nicht.

Um diesen Aspekt zu beleuchten wurde vom „**C**enter of **E**cology and **H**ydrology“ in Dorset (Großbritannien) eine speziell im Hinblick auf diese Fragen abgestimmte Software entwickelt. Die Software ist ein Produkt des EU-Projektes STAR[2] und trägt den Namen „**STAR B**ioassessment **U**ncertainty **G**uidance **S**oftware (STARBUGS 1.2)“ (vgl. Clarke 2004). Ziel dieser Software ist es, für ein konkretes Bewertungsergebniss auf der Basis einer beobachteten Variabilität eine prozentuale Wahrscheinlichkeit anzugeben, mit der das Bewertungsergebnis zutrifft oder eine andere als die beobachtete Zustandsklasse zutreffen kann. Wesentlich ist hierbei, dass die Variabilität der Ergebnisse bzw. der Taxalisten und der daraus resultierenden Metricergebnisse bekannt ist. Auf der Grundlage beobachteter Variabilitäten ist das Programm in der Lage, ausgehend von einem realen Bewertungsergebnis eine bestimmte Anzahl (hier: 10.000) weiterer Bewertungsdurchgänge zu simulieren. Aus der Auswertung der simulierten Ergebnisse resultiert letztlich die Wahrscheinlichkeit mit der die einzelnen Zustandsklassen theoretisch zutreffen können.

[2] EU-Projekt STAR: Standardisation of river classification. Contract No. EVK1-CT 2001-00089.

Ein konkretes Beispiel könnte folgendermaßen aussehen: Auf der Grundlage einer vorliegenden Taxaliste eines Gewässers wird ein multimetrischer Index von 0,58 berechnet. Aus diesem Ergebnis würde die Zustandsklasse „mäßig“ (3) abgeleitet werden. In der Realität unterliegen die Bewertungsergebnisse jedoch natürlichen oder methodisch bedingten Variabilitäten. Eventuell würde eine zweite Untersuchung unter vergleichbaren Bedingungen einen multimetrischen Index von 0,62 ergeben und somit die Zustandsklasse „gut“ (2) anzeigen. Die Software nutzt nun die Informationen über die Variabilitäten der Gewässerproben bzw. der resultierenden Taxalisten und kommt zu dem Ergebnis, dass in 75% der simulierten Fälle die Zustandsklasse „mäßig“ (3) erreicht wird, in nur 20% der Fälle die Zustandsklasse „gut“ (2) und sogar in 5% aller simulierten Fälle die Zustandsklasse „unbefriedigend“ (4) resultieren würde. Somit kann aus den Ergebnissen abgelesen werden, mit welcher prozentualen Wahrscheinlichkeit ein Bewertungsergebnis zutrifft.

Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Makrozoobenthosaufnahmen der H- und W-Proben lassen eine Abschätzung der Variabilität zu, welche als wesentliche Information für die Berechnung der Unsicherheiten von Bewertungsergebnissen dient.
Im Folgenden soll daher die Information bezüglich der Variabilität der erhobenen Daten (H- und W-Proben) genutzt werden, um Unsicherheiten von Bewertungsergebnissen der derzeit bestehenden Bewertungsverfahren zu quantifizieren.

Die vorgestellte Software berücksichtigt die Variabilität der Taxalisten in Form der Varianz, die zwischen den Metricwerten der H- und W-Proben besteht. Die Varianz zwischen den Gruppen (H-und W-Proben) wurde daher zunächst mittels einer ANOVA (Analysis of Varianz) berechnet. Da die Unsicherheiten in den Bewertungsergebnissen auf der Basis der derzeit bestehenden Bewertungsverfahren ermittelt werden sollten, wurde die Varianz für jeden Coremetric separat berechnet. Das Ergebnis ist in Tab. A 13 dargestellt.
Aus der Tab. A 13 geht des Weiteren hervor, dass die Varianz der einzelnen Metrics auf der Basis dreier unterschiedlicher Datensätze der H- und W-Proben berechnet wurde. In einem ersten Schritt wurde die Varianz auf der Grundlage aller H- und W-Proben (Varianz I, N = 42) berechnet. Da die Proben jedoch sowohl in unterschiedlichen Jahreszeiten sowie in unterschiedlichen Gewässertypen genommen wurden, ist es denkbar, dass die Varianz in einem homogeneren Datensatz (z.B. nur ein Gewässertyp oder nur eine Jahreszeit) geringer ist. Um diesen Aspekt zu berücksichtigen, wurde zusätzlich die Varianz auf der Basis der H- und W-Proben des Gewässertyps 3.1 („Varianz II“, N = 28) und zusätzlich auf der Basis einer einheitlichen Jahreszeit („Varianz III“, all die Proben, die im Sommer genommen wurden, N = 22) berechnet. Der Homogenität der Datensätze steht jedoch die geringere Anzahl der berücksichtigten Proben gegenüber.

Tab. A 13: Berechnete Varianzen der Kandidatenmetrics der Gewässertypen 1, 2, 3.1 und 5. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Metricname	Kandidaten-metric für Gewässertyp	Varianz (berechnet auf unterschiedlicher Datenbasis)		
		Varianz I	Varianz II	Varianz III
		N=42 (gesamten H- und W-Proben)	N=28 (nur H- und W-Proben des Typs 3.1)	N= 22 (nur H- und W-Proben aus einer Jahreszeit, hier: Sommer)
Xeno	1	1,489	2,386	0,169
Oligo	2 / 3.1	6,116	28,502	25,566
Shannon-Wiener	2 / 3.1 / 5	0,052	0,035	0,042
Fauna Index D04	1 / 2 / 3.1 / 5	0,005	0,002	0,007
Epirhithral	1 / 5	2,596	2,434	0,385
Rheo	5	0,014	0,036	0,024
RTI	2 / 3.1	0,419	2,069	0,457
Lithal	1	4,577	0,145	64,364
Stein	5	3,401	8,968	0,004
Sammler/Abkr	1	3,034	1,528	0,084
Crustacea	1	0,256	1,290	24,058
Plecoptera	2 / 3.1 / 5	0,509	0,825	3,559

Kurzform des Metricnamens	Erklärung
Xeno	Anteil der xenosaproben Arten in % (eingestufte Taxa = 100%)
Oligo	Anteil der oligosaproben Arten in % (berechnet auf der Basis von Abundanzklassen) (eingestufte Taxa = 100%)
Shannon-Wiener	Diversitätsindex nach Shannon & Weaver (1949)
Fauna Index D04	Deutscher Fauna Index D04 für Mittelgebirgsbäche (Lorenz et al. 2004)
Epirhithral	Anteil der epirhithral Arten in % (eingestufte Taxa = 100%)
Rheo	Rheoindex nach Banning (1998) (basierend auf Abundanzklassen)
RTI	Rhithron Typie Index (Biss et al. 2002)
Lithal	Anteil der lithal Arten in % (eingestufte Taxa = 100%)
Stein	Steinbesiedler nach Braukmann (1997) (basierend auf Abundanzklassen)
Sammler/Abkr	Anteil der Sammlier und Abkratzer in % (eingestufte Taxa = 100%)
Crustacea	Anteil der Crustacea in %
Plecoptera	Anteil der Plecoptera in %

Die Ergebnisse in Tab. A 13 zeigen, dass die Varianz, welche auf der Basis der homogeneren Datensätze berechnet wurde, keinesfalls immer geringer ist als die Varianz, die für den gesamten Datensatz berechnet wurde.

Im Anschluss an die Berechnung der Varianz konnten die Analysen mit dem Programm STARBUGS 1.2 durchgeführt werden. Neben der Varianz wurden lediglich die beobachteten Werte der Coremetrics aller H- und W-Proben eingelesen. Auf dieser Basis wurde mittels der Software die Ungenauigkeit berechnet, mit der die Bewertungsergebnisse behaftet sind. Die Analysen wurden für die drei unterschiedlichen Berechnungsformen der Varianzen (Varianz I – III) separat durchgeführt. Tabelle A 14 zeigt die Ergebnisse dieser Analysen.

Tab. A 14: Prozentuale Ungenauigkeiten von Bewertungsergebnissen einer realen Taxaliste unter Berücksichtigung verschiedener Varianzen. MMI-Wert: Beobachteter Wert des multimetrischen Index (MMI) der realen Taxaliste eines jeden Gewässers. Farbig hinterlegt wurde jeweils die ökologische Zustandsklasse mit der höchsten Wahrscheinlichkeit. „H“: H-Proben; „W“: W-Proben.

Typ	Probe	MMI-Wert	Berechnung mittels Varianz I					Berechnung mittels Varianz II					Berechnung mittels Varianz III				
			Ökologische Zustandsklasse					Ökologische Zustandsklasse					Ökologische Zustandsklasse				
			"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]
3	H_Ach I	0,806	32,8	50,5	16,4	0,3	0	20,8	44,3	29	6	0	24,5	49,1	25,2	1,2	0
3	W_Ach I	0,742	20,9	49,8	28,3	1	0	15,4	41,6	34,3	8,7	0	22,7	47,6	28,1	1,6	0
3	H_Eyach	0,760	25,4	49,6	24	1,1	0	18,8	44,7	30,9	5,7	0	18,3	44,6	31,3	5,8	0
3	W_Eyach	0,800	28,7	50,7	19,9	0,8	0	19	43,6	31,5	6	0	22	46	28,6	3,5	0
3	H_Hardt	0,792	31,1	51	17,1	0,7	0	20,3	44,9	29,3	5,5	0	22,2	46,6	27,2	3,9	0
3	W_Hard I	0,804	30,5	50,2	18,7	0,7	0	20,1	45,2	29,4	5,3	0	22,4	46,8	27,5	3,4	0
3	H_Hass	0,700	19,7	48,2	30	2,1	0	16,2	41,2	34,1	8,5	0	17,4	43,2	32,4	7	0
3	W_Hass	0,788	27,8	50,5	20,8	0,9	0	18,7	43,4	31,4	6,4	0	20,9	44,4	30,1	4,6	0
3	H_Kinsch	0,664	11,1	45,3	38,7	4,9	0	12,1	38,8	37,7	11,5	0	12,7	39,3	37	11	0
3	W_Kinsch	0,496	1,8	30,1	48,3	19,8	0	6,2	31,6	43,8	18,4	0	8,3	34,2	41,6	15,9	0
3	H_Rohr II	0,164	0	1	22	50,1	27	0	5,5	29,8	44,9	19,8	0	5,8	30,9	44,2	19,1
3	W_Rohr II	0,360	0	12,7	46,6	37,8	2,9	0	14	39,7	36,6	9,8	0	20	45,3	30,8	3,9
3	H_Rott II	0,686	20,9	48,8	28,5	1,8	0	18,3	44,8	30,8	6,2	0	15,9	42,1	33,8	8,2	0
3	W_Rott II	0,738	14,5	48,2	34,3	3,1	0	14,1	40,8	35,8	9,4	0	12,2	39	37,7	11,2	0
3	H_Sur II	0,406	1,1	23	50,3	25,6	0	5,5	30,5	45,1	19	0	6,4	31,7	43,9	18	0
3	W_Sur II	0,492	4,3	36	46,6	13,1	0	8,8	34,5	41,7	15	0	11,8	38,1	38,5	11,5	0
3	H_Wind II	0,656	11,4	45,9	38,5	4,2	0	14,6	40,5	35,9	9,1	0	9,8	36,5	40,3	13,4	0
3	W_Wind II	0,572	5,2	41,2	46,1	7,6	0	12,1	38,8	38,2	10,8	0	5,1	32,4	44,5	18,1	0
3	H_Ebrach	0,628	5,6	41,7	43,4	9,3	0	8,9	36,3	41,1	13,8	0	9,4	36,4	40,8	13,4	0
3	W_Ebrach	0,800	33,1	49	17,6	0,4	0	21,4	43,7	29,5	5,4	0	24,7	48,6	25,2	1,5	0
3	H_Murn	0,538	1,3	30,4	49,6	18,7	0	4,3	30,1	45,9	19,7	0	8,5	35,2	41,4	14,9	0
3	W_Murn	0,484	0,1	15,2	49,9	33,5	1,4	0	13,9	41,1	35,9	9,1	0,2	22,1	47,9	27,8	2
3	H_Illach	0,644	6,4	45,6	41,8	6,2	0	8,4	36,1	41,2	14,3	0	16,7	44,2	32,5	6,6	0
3	W_Illach	0,686	9	49,1	39,4	2,6	0	9,6	38,6	39,3	12,5	0	19,9	47,3	29,8	3	0
3	H_Wald	0,634	0	29,1	50	20,6	0,3	0	19,2	43,7	30,3	6,8	0	25,1	49,3	24,6	1
3	W_Wald	0,630	0,3	29,1	50,8	19,6	0,2	0,2	18,7	44,8	30,2	6	0,8	26,5	49,3	23	0,5
3	H_Gelt	0,618	6,1	43,2	43,4	7,3	0	8,8	35,5	41,4	14,3	0	15,7	42,9	33,9	7,5	0
3	W_Gelt	0,644	4,4	42	45,5	8,1	0	6,7	33,6	43,5	16,2	0	14,9	41,4	35,6	8,2	0
5	H_Felda	0,295	0	8,1	58,7	33,2	0	0	10	62,1	27,9	0	0	0,6	46,1	53,4	0
5	W_Felda	0,298	0	7,1	51,9	41	0	0	9	53,3	37,7	0	0	0,5	45,7	53,8	0
5	H_Nister	0,817	29,9	60,4	9,7	0	0	23,7	64,4	11,9	0	0	33,3	59,1	7,6	0	0
5	W_Nister	0,717	18,7	52,6	28,7	0	0	16,7	48,8	34,5	0,1	0	18	62,2	19,9	0	0
5	H_Laster	0,458	1,3	27,2	52	19,5	0	3,3	30,4	48,5	17,9	0	0	23,4	68,7	7,8	0
5	W_Laster	0,425	0	22,9	52,2	24,9	0	0	28	49,8	22,1	0	0	14,8	63,1	22,2	0
5	H_Merk	0,442	1,8	28,2	51,9	18,1	0	4,1	31,3	48,3	16,3	0	0	20,5	64,5	15,1	0
5	W_Merk	0,443	1	27,3	52	19,7	0	3,1	31,4	48,2	17,3	0	0	23,8	63,7	12,5	0
5	H_Ried	0,532	2,3	33	50,1	14,6	0	4,8	35,3	46	14	0	0,8	50,8	48,5	0	0
5	W_Ried	0,543	6,6	42,6	50,5	0,3	0	8,4	41,3	50,1	0,3	0	2,1	50,1	47,8	0	0
2	H_Zell	0,842	35,3	49,7	14,7	0,4	0	22,2	45,2	27,6	5,1	0	23,1	47,3	26,6	3,1	0
2	W_Zell	0,756	22,4	49,5	26,7	1,4	0	15,7	41,8	33,9	8,6	0	21	46,2	29,4	3,4	0
1	H_Lind	0,388	4,6	38,8	43	13,5	0,2	0,7	21,9	43,9	28,8	4,7	0	7,9	47,3	43,8	1,1
1	W_Lind	0,397	4,9	39,6	42,5	12,8	0,2	0,9	23,1	44,1	27,7	4,2	0	9,4	54,4	36,1	0,1

Zunächst soll für jedes Gewässer bzw. für jede Taxaliste der H- und W-Proben die Zustandsklasse betrachtet werden, die mit der höchsten prozentualen Wahrscheinlichkeit zutrifft (farbig hinterlegt in Tab. A 14). Im Mittel betragen diese Wahrscheinlichkeiten weniger als 50 %. In der Konsequenz bedeutet das, dass alle übrigen Zustandsklassen (in ihrer Summe) in etwa ebenso wahrscheinlich sind wie die mit der höchsten Wahrscheinlichkeit. Sei als konkretes Beispiel die H-Probe der Ach I genannt: Nach den Analysen trifft die Zustandsklasse „gut“ (2) mit einer 50,5 %igen Wahrscheinlichkeit zu. Jedoch besteht auch zu 32,8 % die Wahrscheinlichkeit, dass der ökologische Zustand „sehr gut“ (1) lautet. Zustandsklasse „mäßig“ (3) wird mit einer Wahrscheinlichkeit von 16,4 % erzielt und selbst für das Erreichen der Zustandsklasse „unbefriedigend“ (4) besteht noch eine 0,3 %ige Wahrscheinlichkeit. Für die übrigen Gewässer sieht das Ergebnis ganz ähnlich aus. In den meisten Fällen besteht die

Wahrscheinlichkeit, dass zumindest drei, meist jedoch vier unterschiedliche Qualitätsklassen erreicht werden können. Im Einzelnen verschieben sich die prozentualen Wahrscheinlichkeiten geringfügig, wenn die Ergebnisse in Abhängigkeit von den einzelnen Varianzen I bis III betrachtet werden. Grundsätzlich ändern sich die Ergebnisse jedoch insofern nicht, als dass auch hier die Zustandsklassen mit der größten Wahrscheinlichkeit im Mittel ebenfalls nur Werte < 50% aufweisen.
Die Analyseergebnisse zeigen nicht selten, dass die beobachtete Zustandsklasse der jeweiligen Probe, berechnet auf der Basis der realen Taxaliste (in Tab. A 14 überschrieben als „MMI-Wert“) nicht unbedingt die Zustandsklasse mit der größten Wahrscheinlichkeit stellt. Diese Beobachtung lässt sich dadurch erklären, dass die Software eine Anzahl von 10.000 Bewertungsergebnissen simuliert. Liegen beobachtete Bewertungsergebnisse sehr nah an einer Klassengrenze, kann es vorkommen, dass nach der Simulation eine andere als die beobachtete Zustandsklasse die höchste prozentuale Wahrscheinlichkeit erreicht. Als Beispiel sei hier wieder die Hauptprobe der Ach I genannt. Der beobachtete MMI-Wert liegt mit 0,806 sehr nah an der Klassengrenze zur Zustandsklasse „gut“ (2). Nach den Ergebnissen der Simulation wird Zustandsklasse „sehr gut“ (1) nur in 32,8 % der Fälle erreicht, Zustandsklasse „gut“ (2) jedoch mit 50,5 %.
Eine getrennte Betrachtung der Ergebnisse im Hinblick auf die unterschiedlichen Gewässertypen zeigt, dass die höchsten Wahrscheinlichkeiten, mit denen die einzelnen Zustandsklassen zutreffen, bei den Gewässern des Typs 5 erzielt werden, z.B. H- und W-Proben von Felda oder Nister (siehe Tab. A 14).

Fazit der Analysen zu Bewertungsergebnissen von H- und W-Proben

Die biozönotischen Unterschiede der H- und W-Proben spiegeln sich in den Bewertungsergebnissen wider. Allerdings deuten die Ergebnisse daraufhin, dass die Differenzen durch den multimetrischen Bewertungsansatz ausgeglichen werden. Die Unterschiede in den Taxalisten sind jedoch so groß, dass auf der Basis eines realen Bewertungsergebnisses mit großer Wahrscheinlichkeit drei bis vier verschiedene Zustandsklassen zutreffen können.

Basierend auf diesen Ergebnissen stellt sich die Frage, welche Faktoren die beobachtete Variabilität und damit die Unterschiede in den Taxalisten bedingen. Hinsichtlich dieses Aspektes soll im Folgenden die unten aufgeführte Frage geklärt werden:

Stehen die biozönotischen Unterschiede der H- und W-Proben in einem Zusammenhang mit Unterschieden bezüglich beobachteter Meticwerte oder der Voreinstufung der Probestellen?

A 3.2.5 Zusammenhänge zwischen Unterschieden in der Substratkartierung bzw. Voreinstufung der Gewässer und den Metricergebnissen

In Abschnitt A 3.2.1 wurden die Unterschiede dargestellt, die sich bei der Substratkartierung zwischen Haupt- und Wiederholungsprobestelle ergaben. Im Folgenden soll untersucht werden, ob die unterschiedliche Substratkartierung an H- und W-Probestellen in Zusammenhang mit den Differenzen der Metricergebnisse steht. Wurden während der Substratkartierung im Rahmen des Feldprotokolls Unterschiede zwischen beiden Probestellen festgestellt, so resultierte eine unterschiedliche Verteilung der Teilproben auf die jeweiligen Substrate. Für die weiteren Analysen wurde zusammengestellt, wie viele Teilproben der H- und W-Proben insgesamt in unterschiedlichen Habitaten genommen wurden. Eine Übersicht gibt Tab.A 15.

Tab. A 15: Übersicht über die Anzahl der Teilproben, die nach der Substratkartierung in unterschiedlichen Substraten genommen wurden.

Gewässer	Teilproben	Gewässer	Teilproben
Obere Ach I	8	Merkenfritzbach	2
Ebrach	8	Murn I	3
Eyach	5	Nister	1
Felda	4	Riedbach	6
Geltnach	4	Rohrdorfer Ache II	1
Hardbach I	8	Rott II	6
Haslach	1	Sur II	5
Illach	2	Waldbach	0
Kinschbach	2	Windach II	1
Lasterbach	6	Zeller Bach	2
Lindenbach	5		

Im Folgenden wurde die Differenz in der Substratkartierung mit den Differenzen der Metricergebnisse, die sich zwischen H- und W-Proben ergaben, korreliert. Betrachtet wurden hierbei die Metricergebnisse der Kandidatenmetrics der Gewässertypen der Alpen, des Alpenvorlandes und der Mittelgebirge (vgl. Tab. A 10). Es können nur geringe bzw. sehr geringe Korrelationen festgestellt werden, keine der Korrelationen ist signifikant. Tabelle A 16 gibt die Ergebnisse wieder.

Tab. A 16: Ergebnis der Korrelationen zwischen Differenzen der Substratkartierung und Metricergebnissen aus H- und W-Proben. R = Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman mit zugehörigem Signifikanzniveau (p-Niveau).

Kandidatenmetric	R (Spearman)	p-Niveau
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,29	0,201
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	-0,23	0,308
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	-0,07	0,771
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	0,12	0,594
Diversität (Margalef Index)	-0,21	0,365
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	-0,38	0,085
Epirhithral [%] (Ind.)	-0,33	0,141
Rheoindex nach Banning (HK)	0,28	0,225
Rhithron-Typie-Index (Ind.)	-0,26	0,253
Akal [%] (Ind.)	0,13	0,576
Lithal [%] (HK)	-0,13	0,580
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%]	0,15	0,524
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	0,13	0,580
Crustacea [%] (Ind.)	0,07	0,747
Plecoptera [%] (Ind.)	-0,23	0,311
# Trichoptera	0,10	0,675
# EPT-Taxa	-0,38	0,093
Benthosindex Rhithral und Potamal	-0,21	0,367

Die gleichen Analysen wurden im Hinblick auf die Voreinstufung der Gewässer durchgeführt, um zu überprüfen, ob ein Zusammenhang zu den Differenzen der Metricergebnisse aus H- und W-Proben besteht. Der Hintergrund für diese Analyse ist folgende These: Mit zunehmender Degradation nimmt z.B. die Anzahl der Taxa ab (vgl. Abschnitt B 4.3) und die Größe möglicher Unterschiede zwischen H- und W-Proben hängt direkt mit der beobachteten Anzahl der Taxa zusammen. Bei großen Taxazahlen in H- und W-Proben können große Unterschiede zwischen beiden Proben auftreten. Ist umgekehrt die Anzahl der Taxa beider Proben klein, können nur kleine Unterschiede zwischen den Proben auftreten.

Ob die beobachteten Differenzen der Metricwerte (nicht nur der Taxazahl) diesem Prinzip folgen, soll überprüft werden indem die Differenz der Metricwerte zwischen H- und W-Probe mit der Voreinstufung der Gewässer korreliert wird. Die Tabelle A 1 gibt eine Übersicht der Voreinstufung der Gewässer wieder.

Die Korrelationsanalyse zwischen Voreinstufung und Differenzen der Metricwerte ergibt in nur zwei Fällen einen signifikanten Zusammenhang. Lediglich der Metric „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5“ und der Metric „Steinbesiedler nach Braukmann (AHT 1)“ zeigen einen signifikanten Zusammenhang zwischen Voreinstufung der Gewässer und Differenzen der H- und W-Proben (Tab. A 17), wobei beide Korrelationen mit 0,48 und –0,54 relativ gering sind.

Tab. A 17: Ergebnis der Korrelationen zwischen Voreinstufung und Differenzen der Metricergebnisse aus H- und W-Proben. R = Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman mit zugehörigem Signifikanzniveau (p-Niveau). Grau hinterlegt: Signifikanter Zusammenhang.

Kandidatenmetric	R (Spearman)	p-Niveau
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,00	1,000
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	-0,01	0,967
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	-0,29	0,201
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	0,12	0,612
Diversität (Margalef Index)	0,19	0,418
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	0,48	0,027
Epirhithral [%] (Ind.)	0,14	0,554
Rheoindex nach Banning (HK)	0,00	0,995
Rhithron-Typie-Index (Ind.)	0,27	0,234
Akal [%] (Ind.)	-0,06	0,810
Lithal [%] (HK)	-0,04	0,868
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%]	-0,54	0,012
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	0,18	0,443
Crustacea [%] (Ind.)	0,35	0,119
Plecoptera [%] (Ind.)	-0,33	0,139
# Trichoptera	-0,29	0,201
# EPT-Taxa	0,35	0,120
Benthosindex Rhithral und Potamal	0,43	0,053
Taxazahl	0,25	0,270
Individuenzahl	-0,27	0,234

Fazit der Analysen bezüglich eines Zusammenhangs zwischen Substratkartierung, Voreinstufung und Metricergebnissen

Interpretierbare Zusammenhänge zwischen der Substratkartierung der H- und W-Proben sowie der Voreinstufung und der beobachteten Metricergebnisse konnten nicht festgestellt werden.

A 3.3 „Seltene“ Taxa und deren Einfluss auf Bewertungsergebnisse

Bereits in der Einleitung zum Teil A der vorliegenden Arbeit wurde erläutert, dass es verschiedene Möglichkeiten im Hinblick auf die Sortierung der Organismen aus dem Probenmaterial gibt. Im Wesentlichen werden „Laborsortierung“ und „Lebendsortierung“ unterschieden (vgl. Haase et al. 2004 c). Bei der Laborsortierung werden lediglich aus einem bestimmten Teil der Gesamtprobe sämtliche Organismen im Labor heraussortiert. Hingegen bei der Lebendsortierung werden die Organismen der Gesamtprobe oder nur eines Teils der Probe im Gelände (im noch lebenden Zustand) sortiert. Bei beiden Methoden besteht ein mehr oder weniger großes Risiko, Organismen zu übersehen. Bei der Laborsortierung kann dieses vorkommen, wenn sich seltene Taxa in gerade dem Teil der Probe befinden, der nicht bearbeitet wird. Im Fall der Lebendsortierung können solche Taxa unter den Bedingungen im Gelände übersehen werden. Aus diesen Gründen stellt sich die Frage, welche Bedeutung seltene Taxa haben und in welcher Weise Bewertungsergebnisse von seltenen Taxa beeinflusst werden.

Zur Beantwortung dieser Frage wurden für die vorhandenen Daten für jedes Gewässer drei verschiedene Taxalisten erstellt. Die erste Taxaliste entspricht dem Ergebnis der Originalaufnahme. Für die zweite Taxaliste wurden alle Taxa gelöscht, die im Hinblick auf den gesamten Datensatz (N = 28) mit einer Stetigkeit ≤ 3 vorkamen. Hinsichtlich der dritten Taxaliste wurden aus der original Taxaliste eines jeden Gewässer all die Taxa gelöscht, die mit 3 oder weniger Individuen nachgewiesen werden konnten. So entstanden für jedes Gewässer neben der Originalliste („Original“) zwei modifizierte Taxalisten („Stetigkeit > 3“ und „Abundanz > 3“). Die Veränderung der Taxazahlen nach der Modifikation der Originalliste sind in Tab. A 18 aufgeführt. Im Mittel sind nach dem Löschen der Taxa mit einer Stetigkeit ≤ 3 knapp 6 Taxa weniger in den Proben, das entspricht im Mittel knapp 12 % der gesamten Taxa. Im Extremfall (Steinach) wurden durch diese Prozedur 18 Taxa bzw. knapp 30 % der Taxa aus der Originalliste gelöscht. Die hohe Anzahl der gelöschten Taxa deutet darauf hin, dass eine große Anzahl der Taxa in den insgesamt 28 Proben lediglich in wenigen Proben vorhanden waren. Insgesamt konnten in den Originallisten 200 verschiedene Taxa nachgewiesen werden. Nach dem Löschen der Taxa mit einer Stetigkeit ≤ 3 reduzierte sich die Anzahl der Taxa in den 28 Probestellen auf weniger als die Hälfte (92 Taxa).

Der Vergleich der Originallisten mit den Listen, bei denen Taxa mit einer Abundanz ≤ 3 gelöscht wurden, zeigt, dass nach diesem Vorgang im Mittel 24,6 Taxa oder rund 55 % der Taxa aus jeder Taxaliste gelöscht wurden. Im Fall des Kinschbachs wurden sogar 70 % der Taxa gelöscht (Tab. A 18). Im Vergleich zu den insgesamt 200 in den Originallisten nachgewiesenen Taxa waren es nach dem Löschen der Taxa mit geringen Abundanzen nur noch insgesamt 98 Taxa.

Des Weiteren wurde der Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis zwischen den Originallisten und den modifizierten Listen berechnet. Das Ergebnis ist ebenfalls in Tab. A 18 angegeben.

Tab. A 18: Taxazahlen in den original Taxalisten sowie den modifizierten Listen („Stetigkeit > 3“ und „Abundanz > 3“). Angabe der Differenz in Prozent sowie des Ähnlickkeitsindex nach Bray Curtis zwischen Originalliste und modifizierten Listen.

	Anzahl der Taxa			Differenz [%]		Ähnlichkeitsindex	
	Original	Stetigkeit > 3	Abundanz > 3	Original - Stetigkeit >3	Original - Abundanz >3	Original / Stetigkeit >3	Original / Abundanz >3
Ach I	58	51	26	12,1	55,2	0,99	0,95
Ach II	68	52	24	23,5	64,7	0,97	0,88
Deggenhauser Aach	50	48	28	4,0	44,0	1,00	0,99
Dobelgraben	31	28	16	9,7	48,4	0,99	0,97
Ebrach	44	39	19	11,4	56,8	0,99	0,95
Eyach	41	39	15	4,9	63,4	1,00	0,96
Geltnach	51	43	22	15,7	56,9	0,99	0,96
Hardtbach I	42	35	20	16,7	52,4	0,99	0,97
Hardtbach II	45	42	25	6,7	44,4	1,00	0,97
Haslach	36	33	16	8,3	55,6	1,00	0,96
Illach	49	46	25	6,1	49,0	0,98	0,96
Kaltenbach	50	47	26	6,0	48,0	0,99	0,96
Kinschbach	40	36	12	10,0	70,0	0,99	0,92
Leiblach	49	44	19	10,2	61,2	0,98	0,91
Murn II	54	40	17	25,9	68,5	0,97	0,90
Rohrdorfer Ache II	23	20	8	13,0	65,2	0,99	0,96
Rott II	38	36	19	5,3	50,0	0,99	0,95
Rott III	40	36	22	10,0	45,0	1,00	0,97
Steinach	61	43	31	29,5	49,2	0,99	0,99
Sur I	53	48	19	9,4	64,2	0,99	0,93
Sur II	42	37	18	11,9	57,1	0,99	0,96
Sur III	41	35	23	14,6	43,9	0,96	0,97
Thalkirchener Ache I	65	55	42	15,4	35,4	0,99	0,99
Thalkirchener Ache II	33	31	14	6,1	57,6	1,00	0,96
Waldbach	28	27	12	3,6	57,1	1,00	0,98
Weissachen	49	39	21	20,4	57,1	0,98	0,96
Windach I	35	30	15	14,3	57,1	0,95	0,97
Windach II	41	38	14	7,3	65,9	0,99	0,94
Mittelwert	44,9	39,2	20,3	11,9	55,1	0,99	0,95
SD	10,7	8,1	6,8	6,6	8,6	0,01	0,03
Min	23	20	8	3,6	35,4	0,95	0,88
Max	68	55	42	29,5	70,0	1,00	0,99

Obwohl nach beiden Modifikationen insgesamt mehr als die Hälfte aller nachgewiesenen Taxa wegfielen, ist die Auswirkung auf den Ähnlichkeitsindex eher gering. Im Mittel entsprechen sich original und modifizierte Taxaliste zu 99 % („Stetigkeit > 3“) bzw. 95 % („Abundanz > 3“). Insgesamt sind sich Originallisten und die Taxalisten mit Abundanzen > 3 jedoch signifikant weniger ähnlich als Originallisten und Taxalisten mit Stetigkeit > 3 (Wilcoxon-Test mit $p < 0{,}000$). Hier wirkt sich vermutlich die größere Anzahl der gelöschten Taxa in den Listen mit Abundanzen > 3 aus. Die niedrigsten Ähnlichkeiten werden erwartungsgemäß von den Proben erreicht, bei denen prozentual gesehen der größte Anteil der Taxa mit einer Abundanz ≤ 3 gelöscht wurde (z.B. Kinschbach oder Ach II).

Obwohl sich original und modifizierte Taxalisten sehr ähneln, können sich die Unterschiede der Taxalisten auf die Bewertungsergebnisse unter Umständen stärker widerspiegeln. Im Fol-

genden wurde daher getestet, wie sehr sich Bewertungsergebnisse vor und nach der Modifikation ähneln.
Hierfür wurde der multimetrische Index auf der Grundlage des vorläufigen Bewertungssystems für den Gewässertyp 3.1 (vgl. Abschnitt A 2.6) berechnet. Das Ergebnis ist in Tab. A 19 dargestellt.

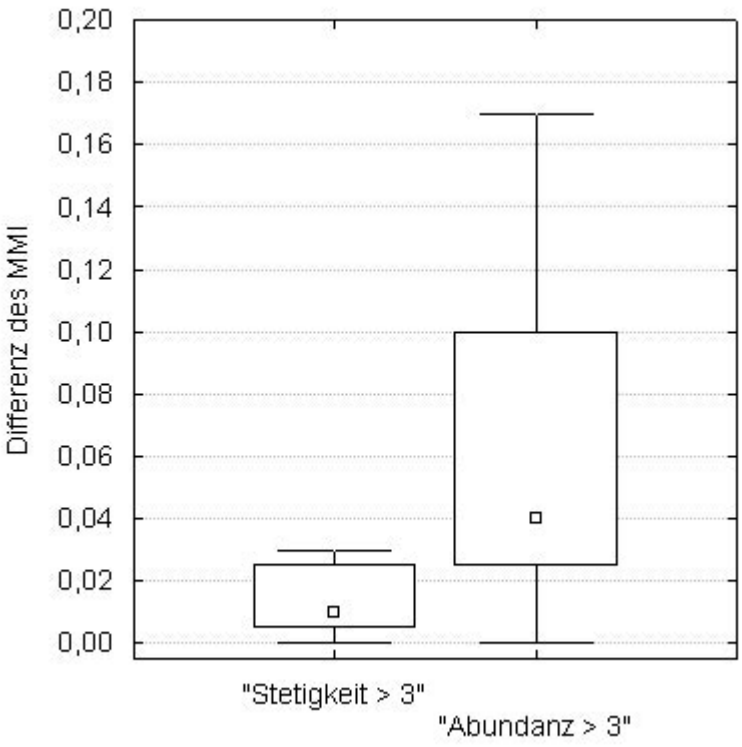
Tab. A 19: Werte des MMI für den Gewässertyp 3.1, berechnet auf der Grundlage der Originalliste sowie der modifizierten Taxalisten.

Gewässer	MMI der original Taxalisten	MMI der Taxalisten mit Stetigkeit > 3	MMI der Taxalisten mit Abundanz > 3	Differenz zw. "Original" und "Stetigkeit > 3"	Differenz zw. "Original" und "Abundanz > 3"
Ach I	0,73	0,71	0,62	0,02	0,11
Ach II	0,80	0,80	0,81	0,00	0,01
Deggen	0,67	0,66	0,63	0,01	0,04
Dobel	0,83	0,80	0,79	0,03	0,04
Ebrach	0,63	0,66	0,62	0,03	0,01
Eyach	0,85	0,83	0,82	0,02	0,03
Gelt	0,63	0,62	0,58	0,01	0,05
Hardt I	0,93	0,92	0,89	0,01	0,04
Hardt II	0,88	0,87	0,88	0,01	0,00
Hass	0,65	0,65	0,50	0,00	0,15
Illach	0,64	0,64	0,61	0,00	0,03
Kalten	0,66	0,68	0,61	0,02	0,05
Kinsch	0,62	0,61	0,53	0,01	0,09
Leibl	0,65	0,68	0,60	0,03	0,05
Murn II	0,63	0,63	0,52	0,00	0,11
Rohr II	0,37	0,37	0,20	0,00	0,17
Rott II	0,76	0,77	0,74	0,01	0,02
Rott III	0,65	0,66	0,62	0,01	0,03
Stein	0,36	0,37	0,35	0,01	0,01
Sur I	0,70	0,67	0,60	0,03	0,10
Sur II	0,37	0,36	0,27	0,01	0,10
Sur III	0,55	0,52	0,43	0,03	0,12
Thal I	0,88	0,87	0,85	0,01	0,03
Thal II	0,58	0,61	0,59	0,03	0,01
Wald	0,63	0,64	0,59	0,01	0,04
Weiss	0,89	0,86	0,88	0,03	0,01
Wind I	0,23	0,23	0,15	0,00	0,08
Wind II	0,47	0,47	0,36	0,00	0,11
Min	0,23	0,23	0,15	0,00	0,00
Max	0,93	0,92	0,89	0,03	0,17
Median	0,65	0,66	0,61	0,01	0,04
Mittelwert	0,65	0,65	0,59	0,01	0,06

Im Mittel beträgt die Differenz des MMI zwischen Originalliste und der Taxaliste „Stetigkeit > 3“ 0,01 und ist damit sehr gering (Tab. A 19). Mit einer Differenz des MMI von 0,06 ist der Unterschied zwischen der Originalliste und der Liste „Abundanz >3“ deutlich höher. Auch die maximalen Unterschiede zwischen diesen beiden Vergleichen verdeutlichen diese Unterschiede. Blieben Taxa mit einer Stetigkeit ≤ 3 unberücksichtigt, beträgt der maximale Unterschied im MMI zur Originalliste lediglich 0,03. Hingegen kann nach dem Löschen aller Taxa mit einer Abundanz ≤ 3 schon ein maximaler Unterschied von 0,17 zur Originalliste beobach-

tet werden. Mit $p < 0{,}000$ sind die Differenzen der MMI-Werte zwischen Originalliste und Taxaliste „Abundanz > 3“ signifikant höher als im Vergleich zwischen Originalliste und Taxaliste „Stetigkeit > 3“ (Wilcoxon-Test). In Abb. A 15 werden die Unterschiede in den Bewertungsergebnissen noch einmal verdeutlicht.

Abb. A 15: Differenz des MMI, berechnet auf der Grundlage der Originalliste sowie der modifizierten Taxalisten.



Fazit der Analysen hinsichtlich seltener Taxa

Während Taxa, die mit einer Stetigkeit ≤ 3 in den Taxalisten vorhanden waren, im Mittel kaum einen Einfluss auf die Bewertungsergebnisse zeigen, haben Taxa mit geringen Abundanzen durchaus einen Einfluss auf das Ergebnis der Bewertung. Der Grad der Auswirkung auf den MMI hängt dabei ganz wesentlich von der Anzahl der Taxa ab, die bei verschiedenen Sortiermethoden unter Umständen übersehen werden und somit hinsichtlich der Bewertung unberücksichtigt bleiben.

A 3.4 Verschiedene Angabemöglichkeiten der Abundanz: Zählen oder Schätzen?

Derzeitiger Wunsch der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ist es, zwei verschiedene Möglichkeiten anzubieten, um Angaben zur Abundanz der Taxa machen zu können. Zum Einen können die Individuen gezählt und als absolute Anzahl wiedergegeben werden (Zähl-Zahl) oder als Alternative kann bei der Lebendsortierung die Abundanz in Form einer Häufigkeitsklasse angegeben werden (Schätz-Zahl). Für ein und dieselbe Probe würden sich demnach die angegebenen Abundanzen je nach Methode leicht unterscheiden. Im Folgenden soll deshalb geklärt werden, inwieweit sich eine unterschiedliche Angabe der Abundanzen auf Bewertungsergebnisse auswirkt.
Die Ermittlung der Schätz-Zahlen unterliegt gewissen Regeln, insofern, dass nur bestimmte Schätz-Zahlen notiert werden dürfen. In Tab. A 20 sind die zugelassenen Schätz-Zahlen und deren entsprechenden Individuenzahlen wiedergegeben.

Tab. A 20: Angabe von Individuenzahlen und deren entsprechenden Schätz-Zahlen.

Individuenzahl	Schätz-Zahl
1	1
2	2
3	3
4	4
5	5
6	6
7	7
8	8
9	9
10	10
11 bis 30	20
31 bis 100	65
101 bis 300	200
301 bis 1.000	650
1.001 bis 3.000	2.000
3.001 bis 10.000	6.500
> 10.000	15.000

Bevor die Unterschiede hinsichtlich der Bewertungsergebnisse betrachtet werden, soll noch untersucht werden, welchen Einfluss der Gebrauch von Schätz-Zahlen auf die Ähnlichkeit von H- und W-Proben hat. Für diesen Vergleich wurden die Individuenzahlen aus H- und W-Proben in die entsprechenden Schätz-Zahlen umgewandelt.
Um einfach einen weiteren Vergleich auf der Grundlage modifizierter Individuenzahlen zu bekommen, wurden zudem die Individuenzahlen logarithmiert. Auf der veränderten Datengrundlage, Schätz-Zahlen zum Einen und logarithmierte Individuenzahlen zum Anderen, werden erneut der Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis zwischen H- und W-Proben berechnet. Die nachfolgende Abb. A 16 zeigt die Werte des Ähnlichkeitsindex in Abhängigkeit von der durchgeführten Modifikation.

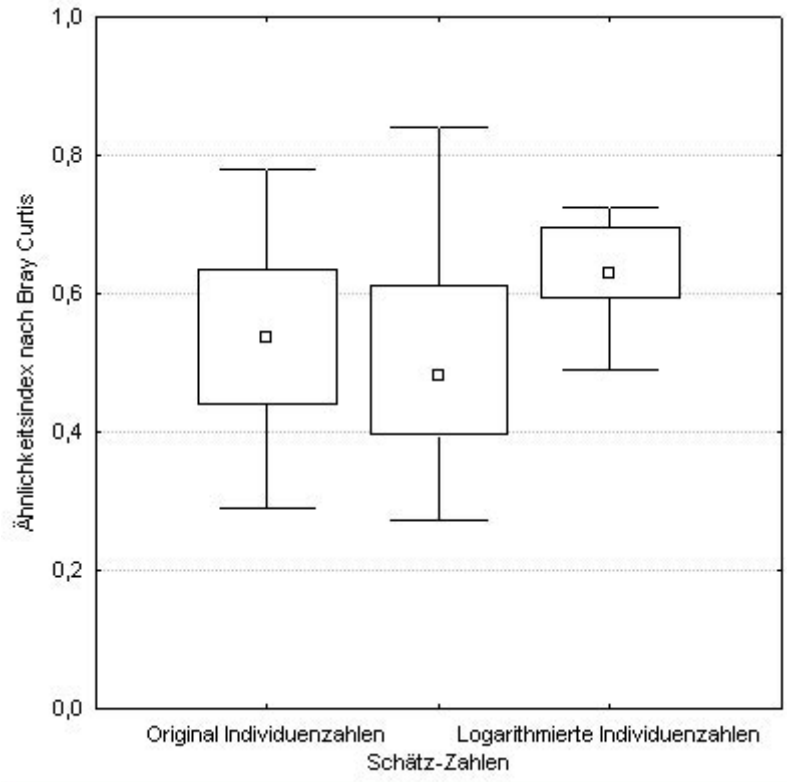


Abb. A 16: Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis auf der Grundlage unveränderter (original) Individuenzahlen, nach Angabe der Individuenzahlen in Schätz-Zahlen und auf der Basis logarithmierter Individuenzahlen. N = 21. □ Median; Box: 25-75 %-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer.

Im Mittel ist die Ähnlichkeit der Proben auf der Basis der Schätz-Zahlen (Mittelwert (MW) ± Standardabweichung (SD): 0,50 ± 0,16) etwas geringer als die der Originallisten (MW ± SD: 0,52 ± 0,14), wobei der Unterschied jedoch nicht signifikant ist (Wilcoxon-Test mit $p > 0,05$). Ein signifikanter Unterschied besteht jedoch im Vergleich der Originaldaten mit den zuvor logarithmierten Individuenzahlen (Wilcoxon-Test mit $p < 0,000$). Eine Logarithmierung der Individuenzahlen führt offenbar dazu, dass sich H- und W-Proben im Mittel, mit einem Ähnlichkeitsindex von 0,63 ähnlicher sind. Eine deutlich geringere Standardabweichung (SD = 0,06) der logarithmierten Taxalisten deutet auf eine insgesamt homogenere Datengrundlage.
Im Folgenden soll geklärt werden, wie sich diese beobachteten Unterschiede auf die Bewertungsergebnisse auswirken. Dieser Schritt muss allerdings aus „technischen“ Gründen für die Unterschiede hinsichtlich der Schätz-Zahlen und der logarithmierten Individuenzahlen auf der anderen Seite separat durchgeführt werden (siehe folgende Abschnitte).

A 3.4.1 Differenz des MMI nach Transformation der Individuenzahlen in Schätz-Zahlen

Um zu überprüfen, wie sich die Transformation der Individuenzahlen in Schätz-Zahlen auf die Bewertungsergebnisse auswirkt, wurde der Werte des multimetrischen Index eines jeden Gewässers für die Originalliste sowie für die transformierte Taxaliste berechnet. Die Ergebnisse sind in Tab. A 21 dargestellt.

Tab. A 21: Vergleich der MMI-Werte nach Gebrauch von Schätz-Zahlen.

Gewässer	MMI-Wert H_Probe		Absolute Differenz des MMI-Wert	MMI-Wert W_Probe		Absolute Differenz des MMI-Wert
	Originalliste	Transformierte Taxaliste (Schätz-Zahlen)		Originalliste	Transformierte Taxaliste (Schätz-Zahlen)	
Ach I	0,81	0,81	0,00	0,79	0,74	0,05
Eyach	0,76	0,76	0,00	0,81	0,80	0,01
Hardt	0,77	0,79	0,02	0,81	0,80	0,01
Hass	0,70	0,70	0,00	0,80	0,79	0,01
Kinsch	0,63	0,66	0,03	0,49	0,50	0,01
Lind	0,39	0,39	0,00	0,38	0,40	0,02
Rohr II	0,17	0,16	0,01	0,34	0,36	0,02
Rott II	0,67	0,69	0,02	0,75	0,74	0,01
Sur II	0,40	0,41	0,01	0,47	0,49	0,02
Wind II	0,63	0,66	0,03	0,57	0,57	0,00
Zell	0,83	0,84	0,01	0,70	0,76	0,06
Ebrach	0,70	0,63	0,07	0,77	0,80	0,03
Murn	0,57	0,54	0,03	0,51	0,48	0,03
Illach	0,63	0,64	0,01	0,72	0,68	0,04
Wald	0,61	0,63	0,02	0,64	0,63	0,01
Gelt	0,58	0,62	0,04	0,65	0,64	0,01
Felda	0,31	0,30	0,01	0,31	0,30	0,01
Nister	0,82	0,82	0,00	0,73	0,72	0,01
Laster	0,46	0,46	0,00	0,41	0,43	0,02
Merk	0,44	0,44	0,00	0,51	0,44	0,07
Ried	0,56	0,53	0,03	0,56	0,54	0,02

Absolute Differenz des MMI-Wert

Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
0,02	0,01	0,00	0,07

Die berechneten MMI-Werten der original Taxalisten und die der transformierten Taxalisten (Schätz-Zahlen) unterscheiden sich im Mittel lediglich um 0,02 Einheiten. Im Fall der Hauptprobe der Ebrach konnte ein maximaler Unterschied von 0,07 Einheiten festgestellt werden (Tab. A 21).

A 3.4.2 Differenz ausgewählter Metric-Werte nach Logarithmierung der Individuenzahlen

Die Berechnung des multimetrischen Index auf der Grundlage logarithmierter Taxalisten ist wenig aussagekräftig und mit den Bewertungsergebnissen der original Taxalisten nicht vergleichbar. Der Grund hierfür ist einfach. Die Bewertungssysteme wurden auf eine andere Datenbasis abgestimmt. Ganz konkret bedeutet das, dass für einen Vergleich der Daten neue Ankerpunkte festgelegt werden müssen. Zur Bedeutung der Ankerpunkte vgl. Abschnitt A 2.6.

Beispielhaft soll dieses im Folgenden anhand zweier Metrics (prozentualer Anteil der Crustacea und Plecoptera an der Gesamtbiozönose) geprüft werden. Beide sind auf der Basis der original Taxaliste Kandidatenmetrics („Crustacea [%] (Ind.)“ und „Plecoptera [%] (Ind.)“). Zunächst wurden also die Individuenzahlen der Taxalisten logarithmiert und anschließend der prozentuale Anteil der Crustacea und Plecoptera an der Gesamtbiozönose berechnet. Dieser modifizierte Metric wird im Folgenden „Crustacea [%] (log_Ind.)“ bzw. „Plecoptera [%] (log_Ind.)“ genannt. Die Ergebnisse des modifizierten Metrics aus H- und W-Proben sind in Abb. A 17 als Scatterplots dargestellt. Ebenfalls angegeben ist der Korrelationskoeffizient (R) nach Spearman sowie dessen Signifikanzwert. Die Korrelationskoeffizienten sind mit R = 0,80 etwas geringer als die der nicht logarithmierten Daten (vgl. Abb. A 14). Auch graphisch deuten die Ergebnisse auf eine gewisse Variabilität der Daten hin.

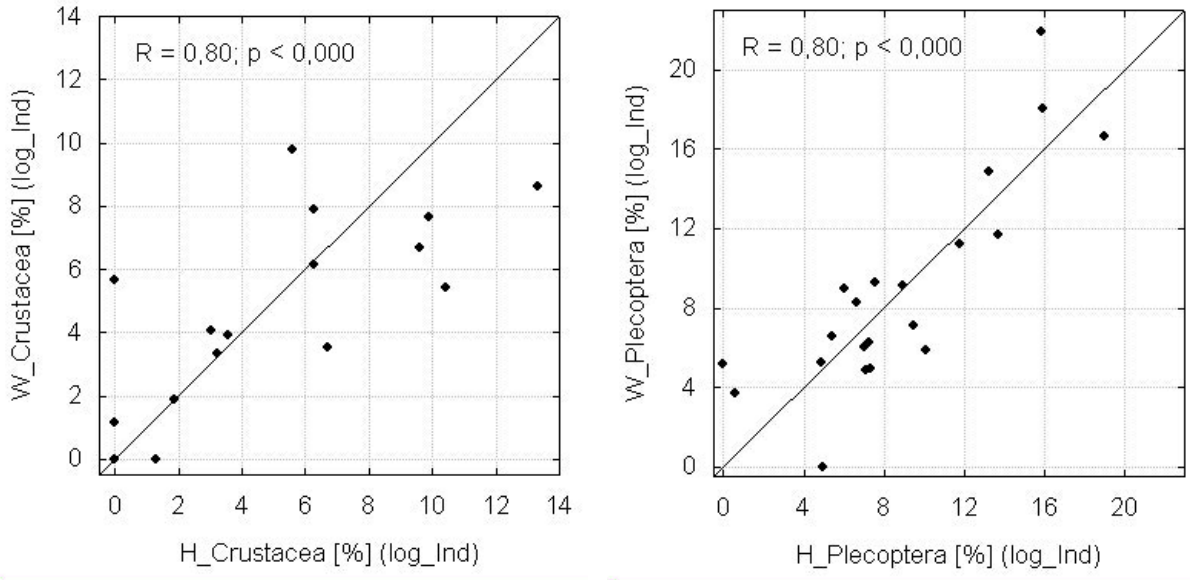


Abb. A 17: Scatterplots der Metricergebnisse aus H- und W-Probe.

Die zentrale Frage ist jedoch auch hier wieder, wie sich die Variabilität auf die Bewertungsergebnisse auswirkt. Um dieses zu überprüfen müssen oberer und unterer Ankerpunkt dieses neuen Metrics („Crustacea [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%] (log_Ind.)“) bekannt sein. Um die Ergebnisse vergleichbar zu halten, müssen die Ankerpunkte der neuen Metrics zudem

auf derselben Datenbasis berechnet werden, wie schon zuvor die übrigen Ankerpunkte. Für den Gewässertyp 3 standen diese Daten zur Verfügung, so dass analog zu den Analysen von Meier et al. (2004) die Ankerpunkte für die neuen Metrics ermittelt werden konnten. Zur Ermittlung der Ankerpunkte wurde folgendermaßen vorgegangen: Prinzipiell entsprechen die Ankerpunkte zunächst einmal dem 95 %-Perzentil (= Oberer Ankerpunkt) und dem 5 %-Perzentil (= Unterer Ankerpunkt) der Daten. Nach Meier et al. (2004) wurden die gewonnenen Werte anschließend aus der Kenntnis des Gewässertyps heraus von Experten korrigiert. Letzteres war auch der Fall bei den Metrics „Crustacea [%] (Ind.)“ und „Plecoptera [%] (Ind.)“. Für den Metric „Crustacea [%] (Ind.)“ lag das 5 %-Perzentil bei 12,66, wobei der Wert für den unteren Ankerpunkt auf 15 korrigiert wurde. Der Wert für das 95 %-Perzentil lag bei 0 und wurde so belassen. Für den Metric „Plecoptera [%] (Ind.)“ lag der Wert für das 5 %-Perzentil bei 0,35 und wurde auf 0 korrigiert, der Wert für das 95 %-Perzentil lag bei 28,9 und wurde entsprechend für den oberen Ankerpunkt auf 20 herunter gesetzt (siehe auch Tab. A 22).

Tab. A 22: Werte für das 5 %- bzw. 95 %-Perzentil der Metrics „Crustacea [%] (Ind.)“ und „Plecoptera [%] (Ind.)“ sowie deren Ankerpunkte. UA: Unterer Ankerpunkt. OA: Oberer Ankerpunkt.

Metric	5%-Perzentil	95%-Perzentil	UA	OA
Crustacea [%] (Ind.)	12,66	0	15	0
Plecoptera [%] (Ind.)	0,35	28,9	0	20

Die Werte für das 5 %- Perzentil bzw. 95 %-Perzentil der neuen Metrics sind in Tab. A 23 aufgelistet. Entsprechend wurde auch hier die Lage der Ankerpunkte korrigiert. Eine Anmerkung zu den gegenläufigen Trends der beiden Metrics: Für den Metric „Crustacea [%] (Ind.)“ gilt, je höher der prozentuale Anteil der Crustacea, desto schlechter der ökologische Zustand des Gewässers. Für den Metric „Plecoptera [%] (Ind.)“ gilt, je größer der prozentuale Anteil der Plecoptera an der Gesamtbiozönose, desto besser der ökologische Zustand des Gewässers.

Tab. A 23: Werte für das 5 %- bzw. 95 %-Perzentil der Metrics „Crustacea [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%] (log_Ind.)“ sowie deren Ankerpunkte. UA: Unterer Ankerpunkt. OA: Oberer Ankerpunkt.

Metric	5%-Perzentil	95%-Perzentil	UA	OA
Crustacea [%] (log_Ind.)	10	0	11	0
Plecoptera [%] (log_Ind.)	2,5	24,1	0	20

Im Folgenden sollte analog zu den Analysen in Abschnitt A 3.2.4.1 wiederum mittels der Software STARBUGS 1.2 die Wahrscheinlichkeit ausgerechnet werden, mit denen einzelne Zustandsklassen zutreffen. Der Unterschied zu den vorausgegangenen Analysen besteht hier jedoch darin, dass nicht das Ergebnis des multimetrischen Index betrachtet wird, sondern lediglich das Ergebnis eines einzelnen Metrics. Vom Prinzip her sind die Analysen jedoch ana-

log durchzuführen. Auch im vorliegenden Beispiel musste zunächst wieder die Varianz der Metrics berechnet werden. Diese wurde wiederum als Varianz zwischen den H- und W-Proben des Gewässertyps 3.1 mittels einer ANOVA berechnet. In Tab. A 24 wird das Ergebnis dieser Analyse dargestellt.

Tab. A 24: Berechnete Varianz (ANOVA) der Metrics „Crustacea [%] (Ind.)“, „Plecoptera [%] (Ind.)“„Crustacea [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%] (log_Ind.)“.

Metric	Varianz (N=28 Typ 3 Gewässer der H- und W-Proben)
Crustacea [%] (Ind.)	1,3609
Plecoptera [%] (Ind.)	0,7772
Crustacea [%] (log_Ind.)	0,0359
Plecoptera [%] (log_Ind.)	0,3786

Im folgenden Schritt wurde auf der Basis der realen Taxalisten der H- und W-Proben, unter Berücksichtigung der metricspezifischen Varianzen, die Wahrscheinlichkeiten berechnet, mit denen der einzelne Metric-Score einer Zustandsklasse zuzuordnen ist (siehe Tab. A 25).

Tab. A 25: Prozentuale Ungenauigkeiten der Scores für die Metrics „Crustacea [%] (Ind.)“, „Plecoptera [%] (Ind.)“„Crustacea [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%](log_Ind.)“ berechnet auf der Basis einer reellen Taxaliste unter Berücksichtigung metricspezifischer Varianzen. Score (0-1): Beobachteter Wert des Scores der realen Taxaliste eines jeden Gewässers. „H“: H-Proben; „W“: W-Proben.

Gewässer	Crustacea [%] (Ind.)	Ökologische Zustandsklassse					Plecoptera [%] (Ind.)	Ökologische Zustandsklassse				
	Score (0-1)	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]	Score (0-1)	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]
H_Ach I	1,00	55,6	5,5	5,5	5,2	28,2	0,67	42,6	10	10,3	9,1	28,1
W_Ach I	1,00	54,6	6,2	5,6	5	28,7	0,33	27	9,6	9,6	9,9	43,8
H_Ebrach	0,40	38,2	5,7	5,8	5,8	44,5	0,61	40,7	10,3	10	9,5	29,5
W_Ebrach	0,29	35,5	5,5	5,6	6	47,4	0,65	41,7	10	10,1	9,1	29,2
H_Eyach	1,00	56,5	5,7	5,4	5,2	27,3	1,00	60,1	9,3	8,6	6,6	15,3
W_Eyach	1,00	56,5	5,6	5,4	5,1	27,3	0,88	54	10,1	8,9	7,2	19,9
H_Gelt	0,99	54,5	5,5	5,3	5,6	29,2	0,19	21,4	8,3	8,9	10,4	51
W_Gelt	1,00	56,3	5,7	5,7	5,1	27,1	0,17	20,8	8,1	9,6	9,9	51,6
H_Hard I	1,00	55,1	5,9	5,1	5,6	28,3	0,98	59,1	9,7	8,5	6,8	15,9
W_Hard I	0,72	47	6	6	5,8	35,3	0,88	54,9	9,8	8,9	8,1	18,5
H_Hass	1,00	55,5	5,7	5,6	4,9	28,3	0,79	49,1	9,9	9,7	8,2	23,2
W_Hass	1,00	55,9	5,5	5,3	4,9	28,4	1,00	60,2	9,4	8,2	7	15,2
H_Illach	1,00	55,7	5,9	5,2	5,1	28,2	0,17	21,8	8,4	9,5	9,6	50,8
W_Illach	1,00	56,1	5,6	5,7	5	27,5	0,14	19,9	7,8	9,3	10,5	52,5
H_Kinsch	0,96	53,5	6,1	5,7	5,1	29,6	0,75	47,1	10,5	9,8	8,8	24
W_Kinsch	0,62	45,2	6	5,8	5,9	37,1	0,13	19,7	7,9	9	9,9	53,5
H_Murn	0,00	27,7	4,8	5,6	5,5	56,4	0,10	18,7	7,8	8,5	10,4	54,6
W_Murn	0,00	27,8	5,1	5,7	5,7	55,8	0,06	17,6	7,5	8,9	10	56,1
H_Rohr II	0,04	29	5,1	5,8	6	54,2	0,00	14,8	7,1	8,7	9,7	59,6
W_Rohr II	0,71	47,8	5,7	5,8	5,7	35	0,19	22	8,5	8,9	9,9	50,8
H_Rott II	0,71	47,2	5,6	5,9	5,3	36	1,00	61	9,2	8,4	6,7	14,8
W_Rott II	0,94	53,9	5,6	5,7	5,3	29,5	1,00	59,8	9,1	8,2	7,3	15,6
H_Sur II	0,00	26,7	5,7	5,6	6,1	56	0,07	17,6	7,6	8,7	9,8	56,3
W_Sur II	0,58	43,2	5,7	5,8	5,8	39,5	0,15	19,8	7,9	9,3	9,8	53,2
H_Wald	1,00	55,6	5,6	5,6	5	28,1	0,41	30,6	9	10,4	10	40,1
W_Wald	1,00	55,6	5,7	5,8	4,6	28,4	0,23	22,6	8,8	10	10,3	48,4
H_Wind II	0,98	55,3	5,7	5,7	5	28,3	1,00	60,2	9,9	8,6	6,3	15
W_Wind II	0,92	54	5,6	5,3	5,3	29,8	1,00	60,5	9,5	7,7	6,9	15,3

Gewässer	Crustacea [%] (log_Ind.)	Ökologische Zustandsklassse					Plecoptera [%] (log_Ind.)	Ökologische Zustandsklassse				
	Score (0-1)	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]	Score (0-1)	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]
H_Ach I	1,00	100	0	0	0	0	0,51	0	0,8	99	0,2	0
W_Ach I	1,00	100	0	0	0	0	0,29	0	0	0,3	99	0,7
H_Ebrach	0,10	0	0	0	0,3	99,7	0,69	0,2	98,5	1,3	0	0
W_Ebrach	0,31	0	0	0,5	99,3	0,2	0,59	0	35,4	64,6	0	0
H_Eyach	1,00	100	0	0	0	0	0,59	0	40,2	59,8	0	0
W_Eyach	1,00	100	0	0	0	0	0,56	0	15,3	84,7	0	0
H_Gelt	0,88	99	1	0	0	0	0,66	0	95,6	4,4	0	0
W_Gelt	1,00	100	0	0	0	0	0,74	6,2	93,8	0	0	0
H_Hard I	1,00	100	0	0	0	0	0,35	0	0	10,9	89,1	0
W_Hard I	0,49	0	0	99,3	0,7	0	0,24	0	0	0	87,1	12,9
H_Hass	1,00	100	0	0	0	0	0,38	0	0	28,3	71,7	0
W_Hass	1,00	100	0	0	0	0	0,46	0	0	95,4	4,6	0
H_Illach	1,00	100	0	0	0	0	0,45	0	0	88,1	11,9	0
W_Illach	0,90	99,5	0,5	0	0	0	0,46	0	0	93,2	6,8	0
H_Kinsch	0,49	0	0,1	99,3	0,6	0	0,37	0	0	18,5	81,6	0
W_Kinsch	0,11	0	0	0	0,5	99,5	0,25	0	0	0	89	11
H_Murn	0,43	0	0	78,5	21,5	0	0,36	0	0	16,3	83,7	0
W_Murn	0,44	0	0	88,3	11,7	0	0,31	0	0	1	98,8	0,2
H_Rohr II	0,00	0	0	0	0	100	0,00	0	0	0	0	100
W_Rohr II	0,22	0	0	0	68,9	31,1	0,26	0	0	0	93,6	6,4
H_Rott II	0,68	0	98,3	1,7	0	0	0,33	0	0	3,1	96,9	0
W_Rott II	0,64	0	88,3	11,7	0	0	0,42	0	0	65,8	34,2	0
H_Sur II	0,05	0	0	0	0	100	0,24	0	0	0	86,6	13,4
W_Sur II	0,51	0	0,5	99,4	0,2	0	0,26	0	0	0	94,5	5,5
H_Wald	1,00	100	0	0	0	0	0,80	45,4	54,6	0	0	0
W_Wald	1,00	100	0	0	0	0	0,90	99,7	0,4	0	0	0
H_Wind II	0,73	1,8	98,2	0	0	0	0,30	0	0	0,4	99,3	0,3
W_Wind II	0,63	0	79,7	20,3	0	0	0,45	0	0	90	10,1	0

In der oberen Hälfte der Tab. A 25 sind die Ergebnisse für die „original“ Metrics „Crustacea [%] (Ind.)“ und „Plecoptera [%] (Ind.)“ dargestellt. Zu erkennen ist eine Streuung der prozentualen Wahrscheinlichkeiten über alle Zustandsklassen hinweg. Der Aspekt, dass die prozentualen Wahrscheinlichkeiten besonders in den Zustandsklassen „Sehr gut“ und „Schlecht“ sehr hoch sind, ist auf eine extrem hohe Varianz der Metricdaten zurück zu führen. Dieses führt dazu, dass die simulierten Metricergebnisse weit über die Ankerpunkte hinausgehen und es letztlich zu einer Summation der simulierten Metricwerte in den Zustandsklassen „Sehr gut“ und „Schlecht“ kommt.
Im Gegensatz dazu sieht das Bild für die Metrics „Crustacea [%] (log_Ind.)“ und „Plecoptera [%] (log_Ind.)“ deutlich anders aus. Hier werden für einzelne Zustandsklassen sehr hohe Wahrscheinlichkeiten erreicht. Mit anderen Worten, die Wahrscheinlichkeit, dass die Voraussage einer Zustandsklasse (im Hinblick auf diese Metrics) nicht stimmt, ist vielfach gering! Der Grund für diese Beobachtung liegt in den geringeren Varianzen, die die logarithmierten Formen der Metrics aufweisen. Insgesamt also ein nützlicher Hinweis, der bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens für den Gewässertyp 3.1 (im Teil B der vorliegenden Arbeit) berücksichtigt werden soll.

Auf der Grundlage dieser Ergebnisse stellt sich noch eine weitere Frage, die im Folgenden kurz beantwortet werden soll. In Abschnitt A 3.4 konnte festgestellt werden, dass die logarithmierten Taxalisten einander ähnlicher werden. Die zentrale Frage, die mit dieser Beobachtung einher geht ist die, ob die homogenere Datenbasis nach wie vor einen differenzierenden Effekt aufweist. Wenn dem nicht so wäre, würden in einer Ordination (NMS) die Probestellen sehr dicht beieinander gruppieren oder keine sichtbaren Unterschiede zwischen einzelnen Gruppen vorhanden sein. Dass letzteres nicht der Fall ist, zeigt die Darstellung der NMS in Abb. A 18. Auch nach der vorausgegangenen Logarithmierung der Individuenzahlen ist eine Differenzierung der Proben, nach dem Zeitraum in dem sie genommen wurden, möglich. Des Weiteren gruppieren in dieser Abbildung die Proben der Mittelgebirge und des Alpenvorlandes unterschiedlich.

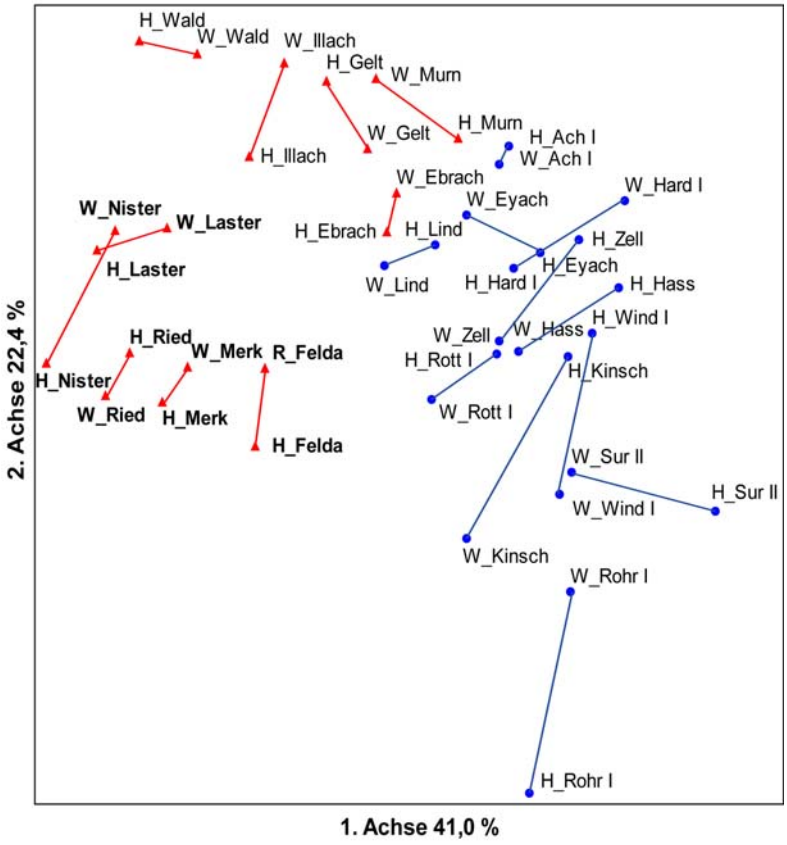


Abb. A 18: Ordination (NMS) der H- und W-Proben auf der Grundlage logarithmierter Individuenzahlen. Blaue Punkte: Probenahme erfolgte im Sommer. Rote Dreiecke: Probenahme erfolgte im Frühjahr. Rote bzw. blaue Linien verbinden die zusammengehörigen Haupt- und Wiederholungsproben. Fett gedruckt: Proben der Mittelgebirge. Stress: 12,2.

Fazit der Analysen zu modifizierten Individuenzahlen der H- und W-Proben

Während eine Angabe der Individuenzahlen in Häufigkeitsklassen keine wesentliche Veränderung im Hinblick auf die Ähnlichkeiten der Taxalisten und den Bewertungsergebnissen nach sich zieht, wird die Ähnlichkeit der Taxalisten nach vorausgehender Logarithmierung der Individuenzahlen größer. Der differenzierende Effekt der logarithmierten Individuenzahlen bleibt erhalten und zudem weisen diese Taxalisten eine geringere Varianz auf, so dass größere Wahrscheinlichkeiten erzielt werden, mit denen einzelne Zustandklassen im Hinblick auf die Bewertung zutreffen.

A 3.5 Bedeutung taxonomischer Gruppen

Im Folgenden soll noch ein weiterer Aspekt betrachtet werden, der in Zusammenhang mit der Variabilität der Bewertungsergebnissen untersucht werden sollte: Die Bedeutung einzelner taxonomischer Gruppen. Um diesen Aspekt zu analysieren, wurde zunächst das Ergebnis des MMI´s auf der Basis der gesamten Taxaliste berechnet und anschließend jeweils eine der taxonomischen Gruppen aus der Gesamtliste gelöscht. Eine erneute Berechnung des MMI und die Bildung der Differenz zwischen original und modifiziertem MMI-Wert lassen Rückschlüsse auf die Bedeutung zu. Zunächst erfolgte eine Unterteilung der Taxa auf insgesamt 13 verschiedene taxonomische Gruppen, wobei die Auswahl der taxonomischen Gruppen nach

den gleichen Kriterien wie schon in Abschnitt A 3.2.2.1 der vorliegenden Arbeit vorgenommen wurde.

A 3.5.1 Analyse der Taxa- und Individuenzahlen

Die folgenden Box-Plot Darstellungen (Abb. A19 und A 20) zeigen Individuen- und Taxazahlen der verschiedenen taxonomischen Gruppen. Für die graphische Dokumentation der Individuenzahlen wurde zwecks Anschaulichkeit eine logarithmierte Darstellungsweise gewählt.
Die Diptera stellen die Gruppe mit den höchsten Abundanzen. Der Vergleich zu der nächst abundanten Gruppe, den Crustacea ist signifikant (U-Test; $p < 0{,}000$). Im Mittel befinden sich 1158 Diptera in den Proben, rund doppelt so viele Individuen als bei den Crustacea (siehe Tab. A 26). Gefolgt werden die beiden ersten Gruppen von den Ephemeroptera und Trichoptera, welche im Mittel mit 268 bzw. 211 Individuen vorhanden sind. Im Hinblick auf die Individuenzahlen spielen die Gruppen der Megaloptera, Odonata, Turbellaria sowie Heteroptera eine untergeordnete Rolle, da diese im Mittel mit 3 oder weniger Individuen in den Proben vorhanden sind. Auch die maximale Anzahl der Individuen dieser Gruppen ist mit weniger als 100 Tieren eher gering (Tab. A 26).

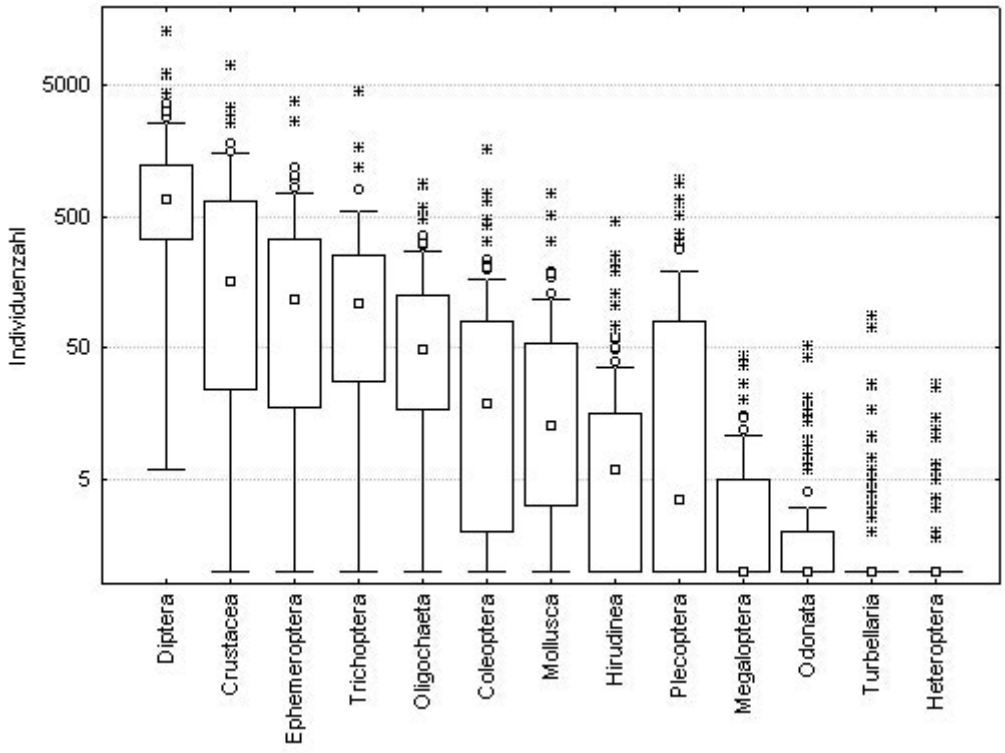


Abb. A 19: Logarithmierte Darstellung der Individuenzahlen für die entsprechenden taxonomischen Gruppen. N = 106. □ Median; Box: 25-75 %-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; * Extremwerte.

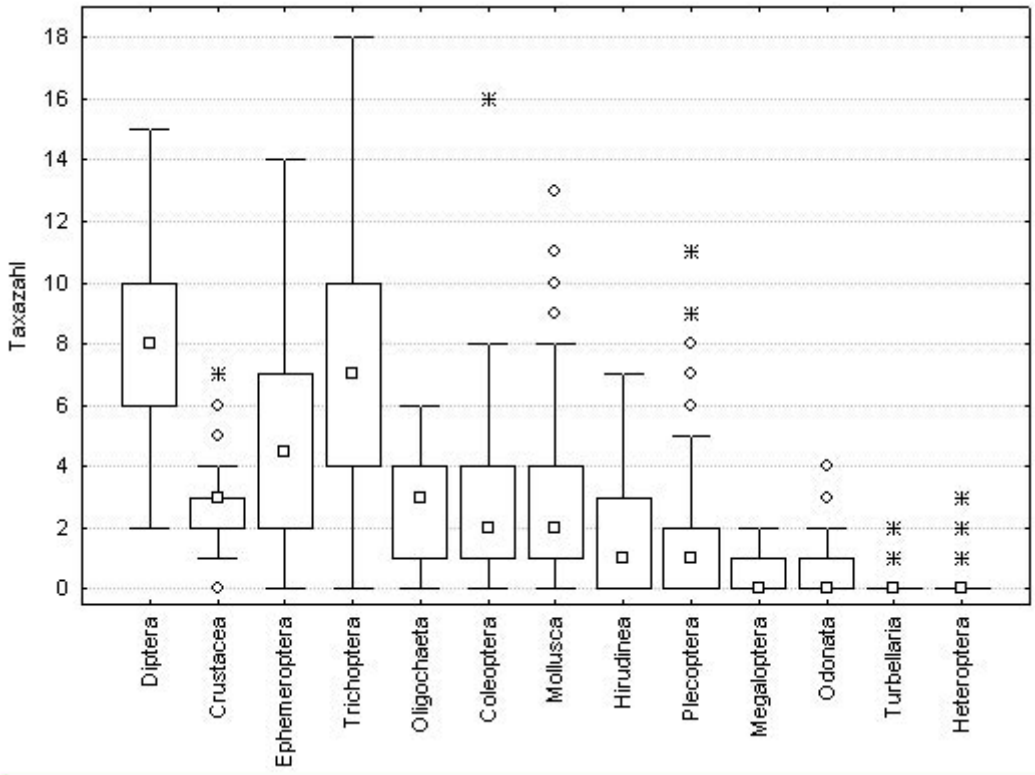


Abb. A 20: Taxazahlen der entsprechenden taxonomischen Gruppen. N = 106. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; ⁎ Extremwerte.

Auch im Hinblick auf die Taxazahlen spielen die Dipteren eine bedeutende Rolle. Sie unterscheiden sich nicht signifikant von denen der Trichoptera (U-Test; $p < 0{,}177$). Allerdings sind sie signifikant höher als die nächst bedeutende Gruppe, die Ephemeroptera (U-Test; $p < 0{,}000$). Im Mittel konnten 7,8 Dipteren-Taxa in den Proben gefunden und determiniert werden. Für die Trichoptera liegt die mittlere Anzahl der Taxa (7,3) ähnlich hoch, die der Ephemeroptera mit 4,8 jedoch schon deutlich darunter. Die Crustacea, die in hohen Individuenzahlen in den Proben vorhanden waren, verteilen sich im Mittel lediglich auf 2,4 Taxa. Gruppen wie die Megaloptera, Odonata, Turbellaria und Heteroptera, die schon im Hinblick auf die Individuenzahl eine untergeordnete Rolle spielten, verteilen sich im Mittel auf weniger als ein Taxon (Tab. A 26).

Der effektive Größenunterschied in den Taxazahlen zwischen den Diptera und den nächst bedeutenden Gruppen (Trichoptera und Ephemeroptera) ist noch größer, wenn man berücksichtigt, dass die Diptera zum überwiegenden Teil (46 % der Taxa) nur auf Familien- bzw. Unterfamilienniveau bestimmt wurden. Die Taxa der Ephemeroptera bzw. Trichoptera wurden weitgehend auf Art- oder Gattungsniveau bestimmt.

Im Hinblick auf die Stetigkeit der Gruppen in den Proben stellen die Diptera die einzige Gruppe, die in ausnahmslos jeder Probe vorhanden waren. Ebenfalls eine hohen Stetigkeit weisen die Trichoptera mit knapp 99,1 % auf, gefolgt von den Ephemeroptera, Oligochaeta sowie den Crustacea (Tab. A 26).

Tab. A 26: Kenngrößen der einzelnen taxonomischen Gruppen im Hinblick auf Individuen- und Taxazahlen. N = 106; Min: Minimalwert; Max: Maximalwert; SD:Standardabweichung.

	Individuenzahl					Taxazahl					
Gruppe	**Min**	**Max**	**Mittel-wert**	**±**	**SD**	**Min**	**Max**	**Mittel-wert**	**±**	**SD**	**Stetigkeit in %**
Diptera	5	13218	1158	±	1643	2	15	7,8	±	2,8	100,0
Crustacea	0	7316	502	±	917	0	7	2,4	±	1,4	89,6
Ephemeroptei	0	3778	268	±	491	0	14	4,8	±	3,4	92,5
Trichoptera	0	4508	211	±	482	0	18	7,3	±	4,1	99,1
Oligochaeta	0	912	107	±	162	0	6	2,6	±	1,6	92,5
Coleoptera	0	1632	81	±	196	0	16	2,7	±	2,5	79,2
Mollusca	0	768	47	±	100	0	13	2,8	±	2,8	79,2
Hirudinea	0	465	23	±	60	0	7	1,6	±	1,7	64,2
Plecoptera	0	985	74	±	173	0	11	1,6	±	2,3	55,7
Megaloptera	0	42	3	±	8	0	2	0,4	±	0,6	32,1
Odonata	0	52	3	±	7	0	4	0,5	±	1,0	30,2
Turbellaria	0	88	3	±	12	0	2	0,3	±	0,5	22,6
Heteroptera	0	26	1	±	4	0	3	0,2	±	0,5	18,9

A 3.5.2 Bewertungsergebnisse in Abhängigkeit der einzelnen Gruppen

In einem weiteren Schritt wurden die Ergebnisse des vorläufigen multimetrischen Index (MMI) auf der Grundlage der gesamten Taxaliste (Originalliste) eines jeden Gewässers berechnet. Im Anschluss daran wurden für jede Taxaliste bzw. Probestelle 13 weitere MMI-Werte berechnet, entsprechend der Originalliste abzüglich jeweils einer taxonomischen Gruppe (modifizierte Taxaliste). Abbildung A 21 zeigt in einer Box-Plot Darstellung die Differenz aus den MMI-Werten der Originalliste und den MMI-Werten basierend auf den modifizierten Taxalisten.

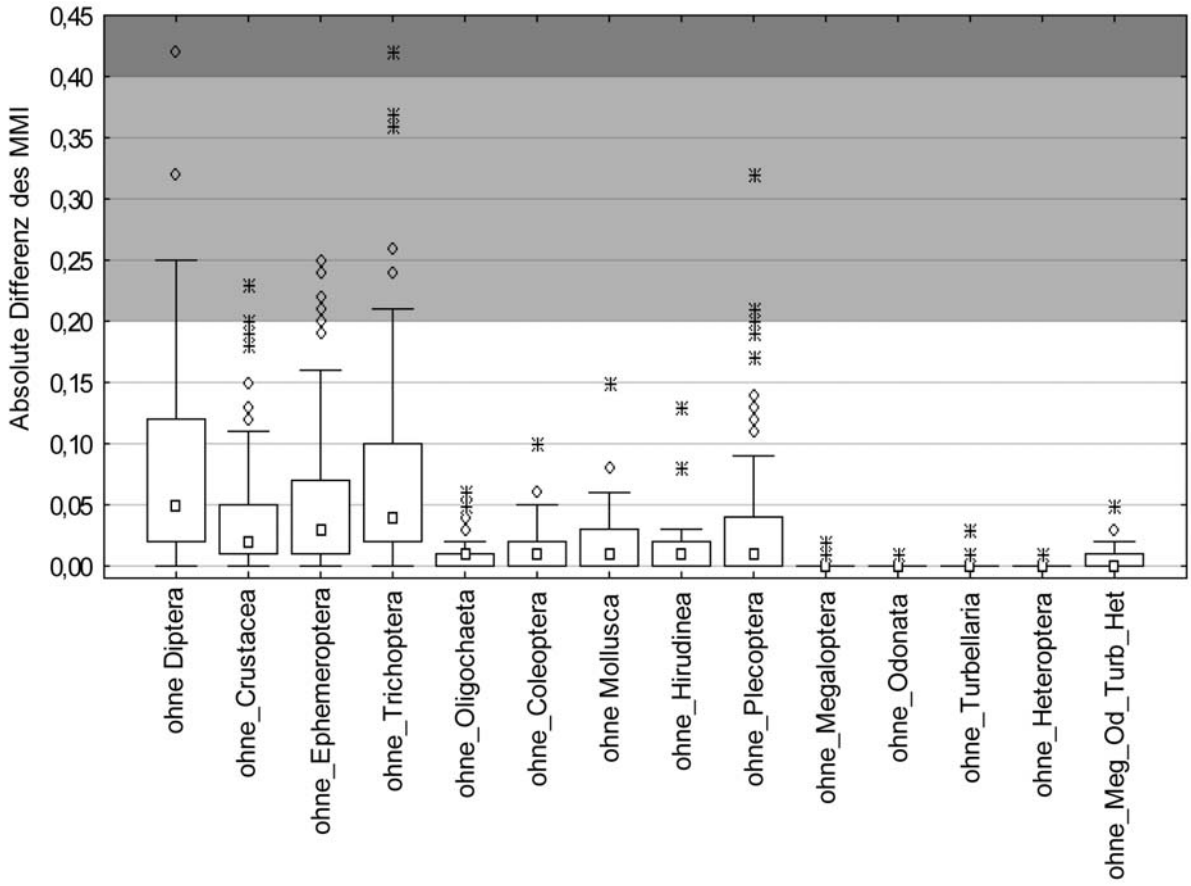


Abb. A 21: Absolute Differenz der MMI-Werte aus Originalliste und modifizierter Taxaliste (Gesamtliste ohne jeweils eine der taxonomischen Gruppen). Hellgrau hinterlegter Bereich indiziert Differenzen des MMI, die in jedem Fall einen Klassensprung im Hinblick auf die ökologische Zustandsklasse des Gewässers zur Folge haben. Differenzen der MMI-Werte im dunkelgrauen Bereich bedingen eine Änderung von mindestens zwei Zustandsklassen. N = 106. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; * Extremwerte.

Die größten Differenzen der MMI-Werte ergeben sich, wenn die Gruppen der Diptera, Ephemeroptera und Trichoptera in den modifizierten Taxalisten fehlen. Zwischen den drei genannten Gruppen besteht kein signifikanter Unterschied im Hinblick auf die Differenzen der MMI´s (Friedmans ANOVA; $p = 0{,}244$). Der Unterschied zwischen den Diptera und Crustacea ist hingegen signifikant (Wilcoxon-Test; $p < 0{,}001$). Im Mittel weichen die MMI-Werte bei Nichtbeachtung der Diptera, Ephemeroptera oder Trichoptera um 0,08, 0,05 bzw. 0,07 von den Originalwerten ab (Tab. A 27). Ausreißer und Extremwerte zeigen jedoch, dass durchaus höhere Differenzen auftreten, die mit einem veränderten Ergebnis im Hinblick auf die ökologische Zustandsklasse des Gewässers einhergehen (Abb. A 21). Abgesehen von den Crustacea und den Plecoptera sind die mittleren Differenzen der MMI-Werte aufgrund des Fehlens übriger Gruppen in den Taxalisten eher gering. Mittlere sowie auch maximale Unterschiede fallen bei den Megaloptera, Odonata, Turbellaria und Heteroptera kaum ins Gewicht. Gleiches verdeutlichen noch einmal die Rangkorrelationswerte nach Spearman. Die Korrelationswerte zeigen eine nahezu vollständige Übereinstimmung der Taxalisten mit und ohne

Megaloptera, Odonata, Turbellaria bzw. Heteroptera. Aufgrund dieser Beobachtungen, wurde überprüft, welchen Einfluss die vier Gruppen (Megaloptera, Odonata, Turbellaria und Heteroptera) in ihrer Summe auf die Taxaliste haben. Der Vergleich der Taxalisten mit und ohne den vier genannten Gruppen zeigt im Mittel keinen Unterschied bezüglich der MMI-Werte (Abb. A 21 und Tab. A 27). Auch die Korrelation mit R = 0,998 der original und modifizierten MMI-Werten zeigt eine annähernd vollständige Übereinstimmung (Tab. A 27).
Als einzige Gruppe mit einem Rangkorrelationskoeffizient kleiner 0,90 ist die Gruppe der Diptera zu nennen (Tab. A 27).

Tab. A 27: Kenngrößen des Vergleichs der MMI-Werte aus Originalliste und modifizierter Taxaliste. N = 106; Min: Minimalwert; Max: Maximalwert; SD: Standardabweichung; R: Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman; p: Signifikanzniveau.

Modifizierte Taxaliste	Min	Max	Mittelwert ± SD	R	p
ohne_Diptera	0	0,42	0,08 ± 0,08	0,892	< 0,000
ohne_Crustacea	0	0,23	0,04 ± 0,05	0,954	< 0,000
ohne_Ephemeroptera	0	0,25	0,05 ± 0,06	0,941	< 0,000
ohne_Trichoptera	0	0,42	0,07 ± 0,08	0,914	< 0,000
ohne_Oligochaeta	0	0,06	0,01 ± 0,01	0,995	< 0,000
ohne_Coleoptera	0	0,10	0,01 ± 0,02	0,993	< 0,000
ohne Mollusca	0	0,15	0,02 ± 0,02	0,991	< 0,000
ohne_Hirudinea	0	0,13	0,01 ± 0,02	0,995	< 0,000
ohne_Plecoptera	0	0,32	0,03 ± 0,06	0,933	< 0,000
ohne_Megaloptera	0	0,02	0,00 ± 0,01	0,999	< 0,000
ohne_Odonata	0	0,01	0,00 ± 0,00	1,000	< 0,000
ohne_Turbellaria	0	0,03	0,00 ± 0,00	1,000	< 0,000
ohne_Heteroptera	0	0,01	0,00 ± 0,00	1,000	< 0,000
ohne_Meg_Od_Turb_Het	0	0,05	0,00 ± 0,01	0,999	< 0,000

A 3.5.3 Zur Bestimmung der Larven aquatischer Diptera

Gerade die Gruppen der Diptera, Ephemeroptera und Trichoptera konnten in den vorangegangenen Analysen als solche Gruppen identifiziert werden, die einen wesentlichen Bestandteil der Biozönose ausmachen und darüber hinaus Bewertungsergebnisse beeinflussen. Diese Gruppen sollen daher unbedingt für die Bearbeitung von Makrozoobenthosproben, welche zur Umsetzung der EG-WRRL genommen und ausgewertet werden, berücksichtigt werden. Anders als bei den anderen Gruppen ist jedoch gerade die Bestimmung der Larven der Diptera ist mit einigen Schwierigkeiten verbunden. Die Problematik soll im Folgenden erläutert werden.
Zur Bestimmung der Diptera-Larven dienten bislang im Wesentlichen die Werke von Nilsson (1997), Rivosecchi (1984) und Rozkošný (1980), welche die geographischen Regionen in Nordeuropa, Italien und Süd-Osteuropa abdecken. Für die beiden letztgenannten Werke be-

steht jedoch die Schwierigkeit, dass sie in italienischer bzw. tschechischer Sprache verfasst sind und somit für den Anwender unter Umständen nur bedingt brauchbar sind. Das heißt, für Mitteleuropa lag bislang kein zusammenfassendes Werk vor, welches in Bezug auf die relevanten Taxa vollständig ist und darüber hinaus in allgemein verständlicher Sprache verfasst wurde.

Des Weiteren besteht die Problematik, dass die Bestimmung insbesondere der Larven der Diptera nicht ganz einfach ist. Zum einen ist eine nicht unerhebliche Anzahl der Larven noch immer unbekannt bzw. bislang nicht beschrieben und zum anderen erfordert die Ansprache vieler Gattungen und Arten eine mehr oder weniger zeitaufwändige Präparation der Tiere. Selbst dann bleibt die Determination schwierig und oftmals dem Experten vorbehalten.

Diese Faktoren haben dazu geführt, dass die Diptera in der Wasserwirtschaft bislang vielfach nur eine untergeordnete Rolle spielten. Um die Diptera jedoch in die wasserwirtschaftliche Praxis zu integrieren, wurde von Haase & Sundermann (2004) die „Operationelle Taxaliste“ entwickelt. Diese Liste legt das Mindestbestimmungsniveau von Makrozoobenthostaxa aus Fließgewässern fest. In dieser Liste sind aktuell 67 Taxa der Diptera enthalten. Hierbei handelt es sich überwiegend um höhere Taxa (Gattung, Tribus, Familie), in einigen Fällen aber auch um Arten.

Die bislang vorliegenden Bestimmungsschlüssel lassen sich in zwei Gruppen teilen: 1) klassische, taxonomisch-systematische Arbeiten und 2) vereinfachte Schlüssel für weniger taxonomisch-systematisch ausgerichtete Anwender. Im Hinblick auf die Diptera tritt innerhalb der ersten Gruppe das Problem auf, dass aufgrund der Größe der Gruppe und dem nach wie vor unvollständigen taxonomischen Kenntnisstand die Informationen über viele verschiedene Schlüssel (oft auch in verschiedenen Sprachen) verteilt vorliegen und zudem nicht vollständig sind. Innerhalb der zweiten Gruppe geht vielfach die Vereinfachung auf Kosten der taxonomischen Genauigkeit, so dass Fehlbestimmungen häufiger auftreten können. Im Rahmen der Dissertation wurde daher der Versuch unternommen werden, einen zusammenfassenden, an den Bedürfnissen der Wasserwirtschaft orientierten Bestimmungsschlüssel zu erstellen, der zudem höheren taxonomisch-systematischen Ansprüchen genügt. Dieser neue Ansatz vereinigt die Vorteile der beiden bisherigen Vorgehensweisen und versucht zugleich, die Nachteile dieser möglichst gering zu halten.

Eine erste Version des Bestimmungsschlüssels ist bereits in Sundermann & Lohse (2004) im Abschlussbericht zum LAWA Projekt O 4.02[3] (Haase & Sundermann 2004) zu finden, wobei der Schlüssel schon in dieser Version Zuspruch bei Bearbeitern der Diptera in der wasserwirtschaftlichen Praxis fand. So wurde vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) im Rahmen qualitätssichernder Maßnahmen in der Gewässerbiologie eine Zusammenstellung der Bestimmungsliteratur herausgegeben (Fischer et al. 2004). In diesem Werk wird der Schlüssel

[3] LAWA Projekt: Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Förderkennzeichen O 4.02

von Sundermann & Lohse (2004) für die Bestimmung der aquatischen Larven der Diptera als ein verbindlich zu verwendendes Werk zitiert.

Der Schlüssel entstand unter der Mitarbeit von S. Lohse (Forschungsinstitut Senckenberg), die bei der Anfertigung der zahlreichen Abbildungen behilflich war. Die von S. Lohse angefertigten Zeichnungen sind im Einzelnen die Abbildungen 1; 2 d; 3 b und d; 8; 12 d und e; 14 bis 18; 21 d bis f und i bis l; 24; 25 a bis c und f; 26 a bis c, e und f.

Die überarbeitete Version des Bestimmungsschlüssel ist im Anhang A 1 dieser Arbeit zu finden und wurde zur Veröffentlichung in der Zeitschrift Limnologica eingereicht (Sundermann et al. eingereicht).

Fazit zur Bedeutung einzelner taxonomischer Gruppen

In den Analysen konnte gezeigt werden, dass die Gruppen der Diptera, Ephemeroptera und Trichoptera einen wesentlichen Bestandteil der Biozönose ausmachen und Bewertungsergebnisse beeinflussen. Für die Berücksichtigung der Diptera in der wasserwirtschaftlichen Praxis war es notwendig, einen an die Bedürfnisse der Praxis angepassten Bestimmungsschlüssel zu entwerfen (siehe Anhang A 1).

A 4 DISKUSSION

Ziel des ersten Teils der vorliegenden Studie war es, verschiedene Ursachen der Variabilität von Makrozoobenthosdaten aus Fließgewässern zu erfassen und zu quantifizieren. Im Folgenden sollen die Ergebnisse der untersuchten Aspekte einzeln diskutiert und abschließend in einem Resümee zusammenfassend betrachtet werden.

A 4.1 Auswirkung der Erfassungsmethode auf die Vergleichbarkeit verschiedener Datensätze

Ein Aspekt zur Erfassung der Ursachen der Variabilität war es, zwei unterschiedliche Methoden zur Aufnahme von Makrozoobenthosdaten in Fließgewässern miteinander zu vergleichen. Ziel war es herauszuarbeiten, ob und wie sehr sich Taxalisten und Bewertungsergebnisse aufgrund unterschiedlicher Erfassungsmethoden unterscheiden.
Die durchgeführten Analysen hinsichtlich des Vergleichs der Daten des LfU einerseits und der eigenen Erhebungen andererseits haben gezeigt, dass Makrozoobenthosproben in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode nicht uneingeschränkt miteinander vergleichbar sind. Im vorliegenden Fall sind die methodisch bedingten Unterschiede sehr groß. Dies spiegelt sich vor allem in den Differenzen hinsichtlich der Individuen- und Taxazahlen wider. Im Hinblick auf die Bewertungsergebnisse erzielten die beprobten Gewässer des LfU signifikant niedrigere MMI-Werte als die eigens beprobten Gewässer. Dies kann damit in Zusammenhang stehen, dass nicht in allen Fällen dieselben Gewässer bzw. dieselben Gewässerabschnitte beprobt wurden. Es ist denkbar, dass die vom LfU beprobten Gewässer auch tatsächlich im Mittel (im Sinne der EG-WRRL) schlechter abschneiden. Jedoch hätte in diesem Fall zumindest kein so deutlicher Unterschied hinsichtlich der Individuenzahlen festgestellt werden dürfen. Dieses liegt darin begründet, dass bei der Entwicklung von Bewertungssystemen bislang nicht festgestellt werden konnte, dass die Anzahl der Individuen in stärker degradierten Gewässern geringer ist, als in naturnahen Gewässern (vgl. Meier et al. 2004). Aus diesen Ausführungen wird deutlich, dass die Differenzen in den Ergebnissen zumindest in Teilen auf die unterschiedlichen Erfassungsmethoden zurückzuführen sind. Untermauert wird diese Schlussfolgerung durch das Ergebnis der Ordination (NMS) der Datensätze. Die Ordination zeigte eine deutliche Trennung der Daten hinsichtlich der methodischen Vorgehensweise (Abb. A 2).
Die in der vorliegenden Arbeit gewonnenen Erkenntnisse bestätigen die Ergebnisse eines Methodenvergleichs von Haase et al. (2004 a). Dieser Methodenvergleich wurde an 44 Fließgewässern durchgeführt. In der genannten Studie verglichen die Autoren analog zur vorliegenden Studie zwei unterschiedliche methodische Vorgehensweise zur Erfassung des Makrozoobenthos (RIVPACS und STAR-AQEM, Star Consortium (2003)). Da in der Studie von Haase et al. (2004 a) die beiden Methoden an jeweils derselben Probestelle (im selben Gewässer) zum Einsatz kamen, konnten die Bewertungsergebnisse, berechnet auf der Grundlage der je-

weiligen Erfassungsmethode, direkt miteinander verglichen werden. In rund 43% kam es aufgrund der unterschiedlichen methodischen Vorgehensweise zu einer Einstufung des untersuchten Gewässers in unterschiedliche Zustandsklassen.
Da in der vorliegenden Studie nicht immer dieselben Gewässer bzw. dieselben Probestellen untersucht wurden, war der direkte Vergleich zweier Bewertungsergebnisse eines Gewässers in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode nicht möglich. Jedoch verdeutlichen beide Studien, dass Bewertungsergebnisse, welche z.T. sogar für dieselbe Probestelle, jedoch mittels unterschiedlichen Erfassungsmethoden generiert wurden, nur eingeschränkt miteinander vergleichbar sind. Im Fall der vorliegenden Studie ließ sich diese Aussage treffen, da die Bewertungsergebnisse beider Methoden im Mittel unterschiedlich waren (s.o.).
Werden demnach verschiedene Methoden angewandt, können Bewertungsergebnisse nur aufgrund unterschiedlicher methodischer Vorgehensweisen verschiedene Zustandsklassen anzeigen. Aussagen zum ökologischen Zustand und damit zum Sanierungsbedarf eines Gewässers sind unter diesen Umständen nicht möglich. In der Konsequenz sollte daher für die Umsetzung der EG-WRRL unbedingt eine einheitliche Methodik zur Erfassung der Daten zum Einsatz kommen.
Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass für die Entwicklung der Bewertungssysteme eine methodisch einheitlich erhobene Datenbasis verwendet werden sollte. Dieser Aspekt konnte für die Entwicklung der bisherigen Bewertungsverfahren für verschiedene Fließgewässertypen in Deutschland vielfach aus logistischen Gründen nicht berücksichtigt werden (vgl. Meier et al. 2004). Bei der Verwendung methodisch heterogener Daten kann nicht ausgeschlossen werden, dass z.B. in einem als „sehr gut“ (1) eingestuften Gewässer je nach Methode 20 oder 30 EPT-Taxa nachgewiesen werden. Diese Variabilität innerhalb einer Zustandsklasse erschwert die Analysen im Hinblick auf die Entwicklung von Bewertungsverfahren. Dies liegt darin begründet, dass die methodisch bedingte Variabilität der Daten die Information hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ maskiert. Dieser Aspekt soll im Teil B (Abschnitt B 5.3) der vorliegenden Arbeit noch einmal aufgegriffen werden.
Ein weiterer Gesichtspunkt, der in Zusammenhang mit einer methodisch bedingten Variabilität der Daten steht, ist die Validation von Bewertungssystemen. Werden Bewertungssysteme auf einer bestimmten Datenbasis entwickelt, sollte davon abgesehen werden, diese Systeme mit Hilfe von Daten zu validieren, die nach einer abweichenden Methode erfasst wurden. Letzteres wurde z.T. seitens der Länder durchgeführt, um zu überprüfen, wie gut der ökologische Zustand durch die neu entwickelten Bewertungssysteme wiedergegeben wird (unveröffentlichte Daten). Hiervon ist jedoch dringend abzuraten, da auch in diesem Fall die Gefahr besteht, dass Bewertungsergebnisse allein aufgrund der methodischen Unterschiede entweder zu gut oder zu schlecht ausfallen.
Die Optimalsituation wäre, die Bewertungssysteme auf einer methodisch einheitlich erhobenen Datenbasis zu entwickeln, um auch dann in der Folge in der Praxis mit der gleichen Methode die Bewertung der Gewässer zu vollziehen.

A 4.2 Variabilität methodisch einheitlich erfasster Proben

Während die auf unterschiedlichen Erfassungsmethoden basierende Variabilität ganz einfach durch den Einsatz einer einheitlichen Methode vermieden werden kann, bedarf es zur Minimierung der Variabilität von Proben, die bereits nach einer einheitlichen Methodik genommen wurden, anderer Lösungsansätze.
In der vorliegenden Arbeit konnten z.T. erhebliche Unterschiede in den einheitlich erfassten Makrozoobenthosproben der H- und W-Probestellen festgestellt werden. Im Folgenden soll zunächst erörtert werden, ob diese Unterschiede auf eine unterschiedliche Abiotik oder Struktur der Gewässer zurückzuführen sind.

A 4.2.1 Differenzen hinsichtlich Abiotik und Struktur der H- und W-Probestellen

Es ist bekannt, dass zahlreiche Faktoren die Besiedelung der Gewässersohle bedingen, unabhängig davon, ob die Faktoren natürlicher oder anthropogener Art sind (Hynes 1963; Macan 1974, Mason 1981, Chapman 1992). So beeinflusst die stoffliche Belastung des Gewässers oder auch die Landnutzung im Einzugsgebiet die biozönotische Zusammensetzung (Maul et al. 2004, Roy et al. 2003). Auch das Fehlen natürlicher Uferstrukturen kann die Biozönose nachhaltig verändern (vgl. Lautenschläger & Podraza 2002). Faktoren, die die Zusammensetzung der Zönosen beeinflussen, sind jedoch nicht nur solche, die auf einer groß-skaligen Ebene (z.B. auf der Ebene des Einzugsgebietes) gemessen werden. Ein wesentlicher Anteil der Variabilität des Makrozoobenthos wird bedingt durch kleinräumige Unterschiede wie z.B. in den Habitaten oder Strömungsgeschwindigkeiten (Heino et al. 2004).
Zunächst sollte daher überprüft werden, ob die Unterschiede in der Besiedelung auf Faktoren zurückzuführen sind, die im Rahmen des Feldprotokolls kartiert wurden. Die Unterschiede in den Kartierungsergebnissen für Haupt- und Wiederholungsproben waren allerdings mit wenigen Ausnahmen eher gering. Zudem ließ sich die Anzahl der Teilproben aus H- und W-Proben, die in unterschiedlichen Habitaten genommen wurden und die Differenzen der Metricergebnisse in keinen Zusammenhang bringen (Abschnitt B 3.2.1). Größere Unterschiede ergaben sich in Einzelfällen im Hinblick auf die Beschattung der Probestellen (Eyach) und den Uferverbau (Felda und Haslach). Jedoch zählten gerade „Felda“ und „Haslach“ zu den Proben, die sich mit einem Bray Curtis-Index von 0,78 bzw. 0,67 am ähnlichsten waren (Abschnitt A 3.2.2). Die Betrachtung der gewässerchemischen Parameter zeigte ebenfalls nur geringfügige Unterschiede zwischen den H- und W-Proben. Die Gründe, weshalb Gesamthärte und Leitfähigkeit in den Hauptproben von Lindenbach und Zeller Bach höher waren als in den Wiederholungsproben, ist unbekannt. Zumindest deutet die Kombination von erhöhter Gesamthärte und Leitfähigkeit daraufhin, dass es sich hier nicht um Messfehler einzelner Parameter handelte (siehe Abb. A 7).

Somit können die Gründe für die biozönotischen Unterschiede in H- und W-Proben nicht an den Faktoren festgemacht werden, die im Gelände kartiert bzw. gemessen wurden. Dennoch sind z.T. große biozönotische Unterschiede in der Zusammensetzung der H- und W-Proben vorhanden. Welches Ausmaß diese Unterschiede haben, soll im folgenden Abschnitt der Arbeit diskutiert werden.

A 4.2.2 Ausmaß der biozönotischen Unterschiede in H- und W-Proben

Die Analyse der Individuen- und Taxazahlen zeigte, dass z.T. extrem große Unterschiede zwischen den H- und W-Proben bestehen. Im Mittel wurden rund 2000 Individuen in den Proben festgestellt, bei einer mittleren Differenz zwischen H- und W-Probe von 1000 Individuen. Diese erheblichen Unterschiede sind auf die einzelnen taxonomischen Gruppen in unterschiedlichem Umfang zurückzuführen Insgesamt konnte gezeigt werden, dass die Differenz mit zunehmender Individuen- bzw. Taxazahl steigt, d.h. große Differenzen traten innerhalb solcher taxonomischer Gruppen auf, die in hoher Abundanz in den Proben vorhanden waren. Dieses Ergebnis zeigt, dass in der Praxis eine Minderung der Variabilität der Proben und damit weniger variable Bewertungsergebnisse nicht einfach dadurch erreicht werden können, dass z.B. bestimmte taxonomische Gruppen für die Analysen unberücksichtigt bleiben. So ist ein Großteil der Variabilität der Proben auf die für die Bewertung essentiellen Gruppen Ephemeroptera, Diptera oder Trichoptera (siehe Abschnitt A 3.5.2) zurückzuführen. Des Weiteren ist es nicht möglich, die Bewertung der Gewässer lediglich anhand der taxonomischen Zusammensetzung, ohne die Berücksichtigung der Individuenzahlen, durchzuführen, da die Berücksichtigung der Abundanzen von der EG-WRRL explizit gefordert wird(Europäische Union 2000).

Im Hinblick auf die Ähnlichkeit von Proben definierten Murray-Bligh et al. (2005), dass ein Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis bis minimal 0,6 durch eine natürliche Variabilität erklärt werden kann. Dieser Grenzwert wurde allerdings für Untersuchungen an Diatomeen (Kieselalgen) festgelegt und anschließend auf Makrozoobenthosuntersuchungen übertragen. In der vorliegenden Studie wiesen über die Hälfte der Gewässer (13 von 21) einen Bray Curtis Index kleiner 0,6 auf. Im Vergleich dazu konnten in einer Studie von Bradt et al. (1999) mittlere Bray Curtis Werte von 0,72 gemessen werden. In dieser Studie wurden Makrozoobenthosaufsammlungen verglichen, die an denselben Probestellen allerdings im zeitlichen Abstand einiger Jahre genommen wurden. Theoretisch hätte man erwarten können, dass die Bray Curtis Werte aus den Untersuchungen von Bradt et al. (1999) aufgrund des zeitlichen Faktors noch niedriger sind als die der zeitgleich genommenen Proben in der vorliegenden Studie. Eine direkte Vergleichbarkeit der Werte für den Bray Curtis Index verschiedener Studien ist allerdings aus zwei Gründen schwierig. Zum Einen ist entscheidend, auf welchem Niveau die Organismen bestimmt wurden und zum Anderen ist wesentlich, mit welchen Abundanzen die Organismen in den Proben vorhanden sind. Werden Organismen z.B. nur auf Gattungs- oder gar auf Familien-Niveau bestimmt, fällt eine unterschiedliche Zusammensetzung der Arten

nicht ins Gewicht – zumindest nicht, solange es sich um die gleichen Gattungen bzw. Familien handelt. Je weiter also die Organismen bestimmt werden, desto eher wird der Bray Curtis Index eine Variabilität der Biozönosen widerspiegeln. Der zweite Aspekt ist der, dass je größer die Abundanz der Organismen in den Proben ist, desto größer können die Differenzen hinsichtlich der Abundanzen zwischen den Proben werden. Der Bray Curtis Index wird eher beeinflusst von wenigen Organismen, die in sehr unterschiedlichen Abundanzen vorkommen, als durch eine Reihe von Organismen, die lediglich mit wenigen Tieren in immer nur einer der zu vergleichenden Proben auftreten. Vor diesem Hintergrund können die Bray Curtis Werte der vorliegenden Studie nur begrenzt mit denen anderer Studien verglichen werden, bei denen andere Gesamtabundanzen beobachtet wurden.

Unabhängig davon sind die Ähnlichkeiten zwischen den untersuchten H- und W-Proben zum Teil sehr gering. Verdeutlicht wird dieser Aspekt in der Ordination (NMS) welche in Abb. A 10 dargestellt ist. Hieraus geht hervor, dass die W-Proben zahlreicher Gewässer eine höhere Ähnlichkeit zu anderen Gewässern aufweisen als zur zugehörigen H-Probe (oder umgekehrt). In Extremfällen wie beim Riedbach wies die W- Probe sogar größere Ähnlichkeit zu Proben anderer Gewässertypen auf als zur eigentlichen Hauptprobe. Dieses Ergebnis wäre weniger gravierend, wenn alle Proben in Gewässern vom gleichen Gewässertyp und ökologischen Zustand genommen worden wären. In diesem Fall hätte man theoretisch davon ausgehen können, dass die Besiedelung durch das Makrozoobenthos insgesamt viel ähnlicher gewesen wäre. Da die Proben jedoch sowohl in unterschiedlichen Gewässertypen als auch in Gewässern unterschiedlicher ökologischer Zustandsklassen genommen wurden, zeigen diese Beobachtungen eine auffällig hohe Variabilität zwischen H- und W-Proben.

Einen Zusammenhang zwischen dem Bray Curtis Index und den Differenzen der Taxazahlen war im Gegensatz zu den Individuenzahlen nicht zu beobachten. Letztlich scheinen Unterschiede in den Taxazahlen verstärkt dann aufzutreten, wenn eine größere Anzahl von Taxa mit geringen Abundanzen nachgewiesen wurde. Somit ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass eben diese Taxa nicht in einer Wiederholungsprobe auftauchen. Durch das Wegfallen solcher Taxa wird der Bray Curtis Index weniger stark beeinflusst, als durch große Unterschiede in den Individuenzahlen hoch abundanter Taxa. Dieser Aspekt der „seltenen“ Taxa wird noch einmal aus einem anderen Blickwinkel heraus im Abschnitt A 4.3 der vorliegenden Arbeit Thema sein.

Wichtiger als die Variabilität hinsichtlich der Taxa- und Individuenzahlen bzw. Ähnlichkeiten der Proben sind jedoch die Auswirkungen auf Metric- bzw. Bewertungsergebnisse der Gewässer - ein Aspekt, der im Folgenden diskutiert werden soll.

A 4.2.3 Auswirkung der biozönotischen Unterschiede in H- und W-Proben auf Metric- bzw. Bewertungsergebnisse

In der vorliegenden Studie konnte festgestellt werden, dass sich auch die Werte der Kandidatenmetrics der H- und W-Proben z.T. deutlich voneinander unterscheiden (vgl. Abschnitt A 3.2.3). Die Variabilität der Daten spiegelt sich also auch auf dieser Ebene wider.

Auch Clarke et al. (im Druck a) verglichen Metricergebnisse von zwei Makrozoobenthosproben, die mittels einheitlicher Erfassungsmethoden allerdings an derselben Probestelle erhoben wurden (die H- und W-Proben der vorliegenden Studie wurden an unterschiedlichen Probestellen genommen). Die Ergebnisse beider Untersuchungen (Clarke et al. (im Druck a) und eigene Analysen) sind nicht direkt miteinander vergleichbar. Dies liegt darin begründet, dass Clarke et al. (im Druck a) den Anteil der Varianz, der auf die Aufsammlung zurückzuführen ist („sampling variance"), im Vergleich zur „Gesamtvarianz" der Metricwerte betrachtet. Die „Gesamtvarianz" setzt sich dabei neben der „sampling variance" aus der Varianz zusammen, die aus der Beprobung unterschiedlicher Gewässer und unterschiedlicher Zeitpunkte der Probenahme resultiert. In den meisten Fällen betrug der Anteil der „sampling variance" an der Gesamtvarianz weniger als 10%. Obwohl sich dieses Ergebnis nicht direkt mit dem Ergebnis der vorliegenden Arbeit vergleichen lässt, wird jedoch aus der Arbeit von Clarke et al. (im Druck a) folgendes deutlich: Der Anteil der Varianz, der aus der Beprobung unterschiedlicher Gewässer und unterschiedlicher Jahreszeiten resultiert, hat einen erheblichen Anteil an der Gesamtvarianz. Die Bedeutung der Jahreszeit für die Variabilität der Daten wird auch von Lorenz & Clarke (im Druck) herausgestellt. Die Parallele zur vorliegenden Arbeit besteht darin, dass bei der Ordination der H- und W-Proben eine deutliche Trennung der Daten im Hinblick auf die Jahreszeit, in der die Proben genommen wurden, festgestellt werden konnte (Abb. A 10). Als Fazit bleibt demnach festzuhalten, dass die Beprobung von Makrozoobenthos zur Umsetzung der EG-WRRL in Abhängigkeit des Gewässertyps möglichst in einer einheitlichen Jahreszeit erfolgen sollte.

Neben der Betrachtung der Varianz einzelner Metricwerte, stellt sich die Frage, ob die in den Metricwerten beobachtete Variabilität zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen führt oder nicht. Auch dieser Frage wurde im Abschnitt A 3.2.4 der vorliegenden Arbeit nachgegangen. Insgesamt scheinen die Differenzen in den Taxalisten durch den multimetrischen Bewertungsansatz aufgefangen zu werden. Dieser Aspekt wird nach folgendem Beispiel nachvollziehbar: Während die Differenz zweier Taxalisten z.B. im Hinblick auf die taxonomische Zusammensetzung sehr groß sein kann, muss sich diese Differenz nicht zwangsläufig in der funktionalen Zusammensetzung der Biozönose niederschlagen. Beide Komponenten werden letztlich im multimetrischen Index vereint, so dass in der Summe die unterschiedliche taxonomische Zusammensetzung nicht so stark ins Gewicht fällt. Auch wenn die Ergebnisse der vorliegenden Studie im Hinblick auf die Differenzen der Bewertungsergebnisse lediglich als Tendenz zu werten sind, konnten Haase et al. (im Druck) in vergleichbaren Studien ähnliche Beobachtungen machen. Letztlich untermauern diese Ergebnisse das Konzept eines multimet-

rischen Bewertungsansatzes, welcher im Hinblick auf die Bewertung der Gewässer nach EG-WRRL konzipiert wurde (Böhmer et al. 2004, Hering et al. 2004 a, Meier et al. 2004 und Pauls et al. 2002). Darüber hinaus wird dieser Ansatz nicht nur in Deutschland, sondern auch in anderen europäischen Staaten zur Bewertung der Gewässer anhand des Makrozoobenthos herangezogen (Sandin et al. 2004, Skoulikidis et al. 2004, Vlek et al. 2004, Pinto et al. 2004, Ofenböck et al. 2004).

Unabhängig von der Beobachtung, dass multimetrische Bewertungsansätze tendenziell in der Lage sind, biozönotische Unterschiede von Taxalisten auszugleichen und somit Unterschiede in Bewertungsergebnissen weniger gravierend erscheinen, bleiben Bewertungsergebnisse immer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Wird als Bewertungsergebnis der „mäßige" ökologische Zustand eines Gewässers angezeigt, stehen nach EG-WRRL Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands an (Europäische Union 2000). Solche Maßnahmen sind in der Regel mit hohen Kosten verbunden (Gunkel 1996). Bei einem „guten" ökologischen Zustand werden nach EG-WRRL derartige Verbesserungsmaßnahmen nicht gefordert. Es ist verständlich, dass aus diesen Gründen in der EG-WRRL über die eigentliche Bewertung hinaus eine „Schätzungen hinsichtlich des [...] Grads der Zuverlässigkeit und Genauigkeit" gefordert (Anhang V, Absatz 1.3) ist.

Dieser Forderung wurde versucht, mit der neu entwickelten Software STARBUGS 1.2 (Clarke 2004) nachzukommen. Die Software ist in der Lage, beobachtete Variabilitäten von Proben bzw. Taxalisten als Information zu berücksichtigen und auf dieser Grundlage prozentuale Wahrscheinlichkeiten im Hinblick auf die ökologische Zustandsklasse anzugeben. So kann grundsätzlich angegeben werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit bei einer (theoretischen) wiederholten Probenahme unter den gleichen Umständen dieselbe oder eben eine andere ökologische Zustandsklasse angezeigt würde.

Die Ergebnisse der durchgeführten Analysen zeigen, dass die prozentualen Wahrscheinlichkeiten, mit denen die Zustandsklassen erreicht werden, im Mittel nicht über 50% hinausgehen. Die Wahrscheinlichkeit, mit der theoretisch verschiedene bzw. mehrere Zustandsklassen erreicht werden können, ist relativ groß. Für die Belange der wasserwirtschaftlichen Praxis ist dieses Ergebnis fatal. Die Entscheidungsgrundlage, ob für ein Gewässer Sanierungsbedarf besteht oder nicht, ist unter diesen Voraussetzungen praktisch nicht gegeben. Handlungsanweisungen sind auf der Basis der vorliegenden Beobachtungen nicht sinnvoll.

Der Grund für diese Ergebnisse hängt einzig und allein mit den beobachteten Varianzen der Metricwerte zusammen. Die Varianz zwischen den Metrics der H- und W-Proben ist letztlich so groß, dass die Wahrscheinlichkeiten für das Erreichen einzelner Zustandsklassen derart streut. Eine mögliche Lösung des Problems besteht in der Transformierung der Metricwerte. Clarke et al. (im Druck, a) konnten beobachten, dass eine Transformierung von Mertricwerten die Varianz zwischen einzelnen Gruppen minimieren kann. Dieser Aspekt soll für die Entwicklung des Bewertungssystems der Gewässer des Typs 3.1 in Teil B der vorliegenden Arbeit berücksichtigt werden. In der Konsequenz bedeutet das, dass letztlich zwei Aspekte für die Entwicklung der Bewertungsverfahren wesentlich sind. Einerseits müssen die Metrics im

Hinblick auf den ökologischen Zustand des Gewässers differenzierende Aussagen zulassen und andererseits ist mindestens ebenso wichtig, dass Metrics einer möglichst geringen Variabilität unterliegen. Letzterer Aspekt wurde bislang für die Entwicklung der Bewertungssysteme in Deutschland noch nicht berücksichtigt (vgl. Meier et al. 2004).

A 4.2.4 Mögliche Ursachen für biozönotische Unterschiede in H- und W-Proben

In den bisherigen Ausführungen wurden die erheblichen biozönotischen Unterschiede der H- und W-Proben herausgestellt. Bereits in Abschnitt A 4.2.1 konnte festgehalten werden, dass diese biozönotischen Unterschiede nicht im Zusammenhang mit den im Freiland kartierten Faktoren zur Abiotik und Struktur der Probestellen zu bringen sind. Es stellt sich daher die Frage, welche Faktoren die biozönotischen Unterschiede bedingen.

Ein Aspekt, der in diesem Zusammenhang eine wesentliche Rolle spielt, ist der, der in der Literatur als „Patchiness“ diskutiert wird. Es scheint so zu sein, dass die Organismen unregelmäßig im Gewässer verteilt sind, was bedeutet, dass die gleichen Habitate nicht immer von den gleichen Organismen in den gleichen Abundanzen besiedelt sein müssen. Allgemein stellen diverse Autoren fest, dass Organismen, Ressourcen und deren Habitate als „Patches“ in den Gewässern verteilt sind (Pringle et al. 1988, Barmuta 1989, Townsend 1989, Downes et al. 1993). Die Patches unterliegen dabei einer zeitlichen und räumlichen Dynamik und sind damit Teil eines ständig wechselnden Mosaiks. Am deutlichsten wird diese Vorstellung bei der Betrachtung eines Hochwasserereignisses. Bei solchen Ereignissen werden Sohlsubstrate (z.B. größere Steine) immer wieder in unterschiedlicher Intensität umgelagert (Downes et al. 1997), wobei bestehende Habitate gestört bzw. ähnliche Habitate an anderer Stelle wieder neu entstehen können. Diese Ereignisse wirken sich zwangsläufig auf die Biozönose der betreffenden Habitate aus, wobei neu entstandene Habitate nicht zwingend unmittelbar von den gleichen Organismen wiederbesiedelt werden müssen. In der Regel werden neu entstandene Habitate zunächst einmal von Organismen besiedelt, die sich durch eine hohe Mobilität auszeichnen (Miyake 2005). Hinzu kommt, dass die Dynamik im Gewässerbett nicht an singuläre Ereignisse wie winterliche Hochwässer gebunden ist. Vielmehr konnten Downes et al. (1998) anhand markierter Steine zeigen, dass diese auch in den trockeneren Sommermonaten wiederkehrend umgelagert werden. Letztlich wird somit deutlich, warum eine derartige Variabilität der Makrozoobenthosorganismen, obwohl im Wesentlichen die gleichen Substrate (im Hinblick auf die Körngrößenverteilung) beprobt wurden, in der vorliegenden Studie beobachtet werden konnte. „Patchiness“ ist daher mit der derzeitig vorgesehenen Aufsammlungsmethode zur Beprobung von Makrozoobenthosorganismen im Hinblick auf die EG-WRRL nicht kalkulierbar. Insgesamt bleibt daher festzuhalten:

Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern, welche im Hinblick auf die Umsetzung der EG-WRRL genommen werden, unterliegen immer einer gewissen Variabilität, wobei diese Form der Variabilität unabhängig von der angewandten Methodik ist.

Ein weiterer Aspekt welcher im Hinblick auf die Variabilität der H- und W-Proben betrachtet werden sollte, ist die Belastung der Gewässer. Allgemein gilt, dass mit einer Veränderung eines Gewässers, z.B. einer allgemeinen Degradation, ein Verlust der Diversität einher geht (vgl. Werth 1992). So sinkt z.B. in belasteten Gewässern die Anzahl der vorkommenden (EPT-)Taxa (vgl. Abschnitt B 4.3). Auf der Basis dieser Vorstellung könnte die These aufgestellt werden, dass in belasteten Gewässern aufgrund einer geringen Taxazahl die Unterschiede (im Hinblick auf die Taxazahl) zwischen zwei Proben ebenfalls nur gering sein können. Umgekehrt würde das bedeuten, dass Unterschiede in sehr guten Gewässern mit einer hohen Diversität unter Umständen höher sind als in belasteten Gewässern. Diese Vorstellung gilt nicht nur für die Taxazahlen sondern könnte auf weitere Metrics wie z.B. den Anteil xenosaprober Arten („Anteil Xenosaprobe [%] Ind.“) ausgedehnt werden.
Da in der vorliegenden Arbeit sowohl belastete als auch unbelastete Gewässer untersucht wurden, sollte anhand der analysierten Metrics überprüft werden, ob ein solcher Zusammenhang im Hinblick auf die Belastung der Gewässer bestätigt werden kann. Die aufgestellte Hypothese konnte allerdings nur für zwei der untersuchten Metrics (Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5 und Steinbesiedler nach Braukmann „AHT 1“ %, siehe Tab. A 17) bestätigt werden, wenn auch hier nur mit einer geringen bzw. mittleren (jedoch signifikanten) Korrelation. Die Höhe der Differenz der Metricwerte zwischen H- und W-Proben konnten somit nicht eindeutig in Zusammenhang mit der Belastung der Gewässer gebracht werden.

A 4.3 Bedeutung „seltener“ Taxa und deren Einfluss auf Bewertungsergebnisse

Ein in der Literatur kontrovers diskutiertes Thema ist, ob „seltene Arten“ (so genannte „rare species“) Analyseergebnisse wesentlich beeinflussen oder ob sie nur unwesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse haben und somit vernachlässigt werden können (Nijboer & Schmidt-Kloiber 2004, Marchant 2002, Cao et al. 2001). Vor dem Hintergrund verschiedener Methoden zur Sortierung von Makrozoobenthosproben gewinnt dieser Aspekt an Bedeutung. Im Hinblick auf die Sortierung von Makrozoobenthosproben zur Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland können im Wesentlichen zwei unterschiedliche Methoden zum Einsatz kommen (Lebend- und Laborsortierung) (vgl. Haase et al. 2004 c), wobei bei beiden Sortiermethoden „seltene“ Taxa übersehen werden können. Bei der Lebendsortierung (Geländesortierung) besteht die Gefahr, dass „seltene“ wie auch kleine, unscheinbare Taxa bei der Sortierung unter ungünstigen Arbeitsvoraussetzungen im Gelände übersehen werden können. Für die Laborsortierung hingegen ist die Entnahme einer Unterprobe vorgesehen, wobei „seltene“ Taxa immer dann in der Probe zurückbleiben, wenn sie in gerade in dem Teil der Probe liegen, der nicht zur Bearbeitung herangezogen wird. Daher stellt sich die Frage, welche Bedeutung „seltene“ Taxa für die Taxalisten haben und wie sich der Einfluss „seltener“ Taxa auf die Bewertungsergebnisse auswirkt.

Die durchgeführten Analysen zur Beantwortung dieser Frage spiegeln nicht exakt die realistische Situation wider, da die durchgeführten Untersuchungen an Unterproben durchgeführt wurden und letztlich tatsächlich nachgewiesene Taxa für die einzelnen Berechnungen unberücksichtigt blieben. Dennoch lassen die Ergebnisse der Analysen eine Abschätzung zu, welche Rolle „seltene“ Taxa in den Taxalisten spielen und welchen Einfluss diese Taxa auf Bewertungsergebnisse haben.

Aus den Ergebnissen der durchgeführten Analysen wird deutlich, das „seltene“ Taxa einen erheblichen Anteil der insgesamt festgestellten Taxa ausmachen. Mehr als die Hälfte aller festgestellten Taxa wiesen entweder eine Stetigkeit ≤ 3 auf oder waren mit weniger als drei nachgewiesenen Individuen in den Proben vorhanden. Diese „seltenen“ Taxa sind also allein im Hinblick auf ihr Vorkommen keineswegs zu vernachlässigen. Auswirkungen auf die Bewertungsergebnisse hatte das Fehlen jener „seltenen“ Taxa mit einer Abundanz ≤ 3 (vgl. Abschnitt A 3.3). Blieb ein geringerer Anteil „seltener“ Taxa (Taxa mit einer Stetigkeit < 3) unberücksichtigt, waren die Auswirkungen auf Bewertungsergebnisse jedoch vernachlässigbar klein. Da der Einfluss „seltener“ Taxa auf Bewertungsergebnisse demnach direkt mit der Anzahl der Taxa zusammenhängt, die unter Umständen nicht berücksichtigt werden, sollte hinsichtlich der Sortierung der Organismen eine Methode zum Einsatz kommen, die möglichst wenig dafür anfällig ist, dass „seltene“ Taxa übersehen werden.

Für die Variante der Geländesortierung (Lebendsortierung) konnten Haase et al. (2004 b) zeigen, dass in einer Probe vergleichsweise weniger Taxa nachgewiesen wurden, als wenn dieselbe Probe im Laborsortiert wurden. Demnach birgt die Form der Lebendsortierung eine Gefahr, Taxa in einer Probe zu übersehen. In einer Studie von Clarke et al. (im Druck a) wurde gerade für die Lebendsortierung herausgestellt, dass durch die Gefahr, Taxa bei der Bearbeitung zu übersehen, eine hohe Variabilität der Ergebnisse resultiert. Hieraus wird deutlich, dass der Einsatz der Lebendsortierung zu Abweichungen in den Bewertungsergebnissen führen kann und damit Unsicherheiten im Hinblick auf die Wahrscheinlichkeit besteht, mit der Bewertungsergebnisse zutreffen.

Neben der Lebendsortierung im Gelände kann allerdings auch aus der Laborsortierung eine Variabilität der Daten resultieren. Clarke at al. (im Druck b) konnten zeigen, dass bei der Erfassung der Makrozoobenthosdaten ein wesentlicher Anteil der Variabilität der Daten auf die Entnahme einer Unterprobe aus der Gesamtprobe zurückzuführen ist. Dies hängt damit zusammen, dass unter Umständen „seltene“ Taxa in gerade den Teilen der Probe zurückbleiben, die nicht zur Bearbeitung herangezogen werden.

Jedoch auch bei der Sortierung der entnommenen Unterprobe sollte mit großer Sorgfalt gearbeitet werden. Ein Aspekt, den Haase et al. (im Druck) im Rahmen einer europaweit durchgeführten Studie betonen. Bei der genannten Studien wurden die Organismen aus einer großen Anzahl von Proben aus dem gesammelten Material heraussortiert, anschließend von Experten bestimmt und die resultierenden Taxalisten veröffentlicht. Im Anschluss daran wurde das bereits sortierte Material von einem anderen Experten nachsortiert und jede Familie, die der Erst-Bearbeiter nicht nachgewiesen hatte, notiert. Insgesamt resultierten somit für jede Probe-

stelle zwei Taxalisten, entsprechend den Ergebnissen des Erst-Bearbeiters und des Zweit-Bearbeiters. Im Mittel waren sich diese beiden Taxalisten ebenso unähnlich, wie Taxalisten unterschiedlich degradierter Gewässer oder Biozönosen unterschiedlicher ökologischer Regionen. Studien in Großbritannien haben allerdings gezeigt, dass anfangs auch hier eine große Variabilität im Hinblick auf die Sortierung von Makrozoobenthosproben beobachtet werden konnte. Die Einführung einer Qualitätskontrolle ließ die Anzahl der übersehenen Tiere fast unmittelbar nach Einführung der Qualitätsmaßnahmen bis auf ein tolerierbares Minimum sinken (Dines & Murray-Bligh 2000). Somit bleibt fest zuhalten:
Aus der Sortierung der Makrozoobenthosproben kann eine z.T. sehr hohe Variabilität der Ergebnisse resultieren. Um diese auf ein tolerierbares Minimum zu senken, sollten zum einen standardisierbare Methoden zum Einsatz kommen und zum anderen sind qualitätssichernde Maßnahmen dringend erforderlich.

A 4.4 Verschiedene Möglichkeiten zur Angabe der Abundanz

Eine weitere Quelle der Variabilität der Daten ist die unterschiedliche Angabemöglichkeit der Abundanz der Organismen. Gerade im Hinblick auf die Lebendsortierung des Probenmaterials im Gelände ist die Verwendung von Häufigkeitsklassen oder Schätz-Zahlen sehr gebräuchlich. Im Gelände hat ein Bearbeiter letztlich keine andere Möglichkeit, die Anzahl der Individuen zu ermitteln. Bei der Laborsortierung hingegen besteht de Möglichkeit, die Anzahl der ausgelesenen Organismen direkt zu zählen (Zähl-Zahlen). Beide Methoden unterscheiden sich demnach, so dass für ein und dieselbe Probe unterschiedliche Angaben hinsichtlich der Abundanz der Taxa gemacht werden können. Die Auswirkung der Unterschiede im Hinblick auf den multimetrischen Index (MMI) sind vernachlässigbar klein. Beide Angabeformen für die Abundanz der Organismen können demnach angewendet werden, ohne dass aus diesen verschiedenen Angabeformen eine nennenswerte Varianz der Daten resultiert. Es muss jedoch betont werden, dass der Faktor des „Verschätzens“ im Gelände für die durchgeführten Analysen nicht berücksichtigt wurde. Dieser Faktor ist jedoch nicht zu vernachlässigen, da z.B. die Abschätzung mobiler oder kleiner, unscheinbarer Organismen mit Schwierigkeiten verbunden ist. Um die Abundanz solcher Organismen nicht zu über- bzw. unterschätzen bedarf es eine ausreichende Erfahrung der Bearbeiter.
Unabhängig von der Art der Angabe der Abundanz scheint die Anzahl der Individuen selbst eine viel größere Quelle der Variabilität darzustellen (vgl. Abschnitt A 3.2.2.1). Im Hinblick auf diesen Aspekt scheint die Logarithmierung der Abundanz vor der Berechnung diverser Metrics eine Möglichkeit zur Minimierung der Variabilität zu sein. Für die Metrics „Plecoptera [%] (log_Ind.)“ und „Crustacea [%] (log_Ind.)“ konnte dies erfolgreich gezeigt werden. Die Minimierung der Variabilität geht ebenfalls mit der Minimierung der Varianz einher, so dass letztlich Bewertungsergebnisse auf der Basis dieser Metrics eine höhere Aussagekraft erhalten. Letzteres hängt mit den beobachteten Wahrscheinlichkeiten zusammen, mit denen die Bewertungsergebnisse zutreffen (vgl. Abschnitt A 3.4.2). Die Logarithmierung der Indivi-

duenzahlen vor der Berechnung verschiedener Metrics scheint demnach ein vielversprechender Ansatz zu sein, der bislang für die Entwicklung der Bewertungsverfahren noch nicht berücksichtigt wurde. Im Hinblick auf das zu entwickelnde Bewertungssystem der Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes im Teil B der vorliegenden Arbeit soll dieser Aspekt einbezogen werden.

A 4.5 Bedeutung verschiedener taxonomischer Gruppen

Die taxonomischen Gruppen, welche mit hohen Abundanzen und Taxazahlen in den Proben vorhanden sind und somit Einfluss auf die Bewertungsergebnisse haben (siehe Abschnitt A 3.5.2), sollten in jedem Fall für die Bewertung der Fliessgewässer in Anlehnung an die EG-WRRL berücksichtigt werden. Die durchgeführten Analysen zeigen, dass u.a. Gruppen wie die Diptera, Ephemeroptera und Trichoptera zu diesen wichtigen Gruppen gehören. Im Gegensatz dazu hatten die Gruppen der Megaloptera, Odonata, Turbellaria und Heteroptera selbst in ihrer Summe (alle vier Gruppen zusammen) nur einen sehr geringen Einfluss auf die Bewertungsergebnisse. Somit deuten die Ergebnis der vorliegenden Analysen darauf hin, dass auf die Bearbeitung und Integration dieser Gruppen in die Bewertungsverfahren verzichtet werden könnte. Dieses hätte den Vorteil, dass die Bearbeitung der wenigen Proben, in denen diese Gruppen vorhanden sind, schneller wäre und damit weniger Kosten verursachen würde. Allerdings wurden die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analysen nicht Gewässertyp-spezifisch ausgewertet. So ist es denkbar, dass z.B. die Odonata als typische Organismen des Litorals (Moog 1995) in spezifischen Gewässertypen eine größere Rolle für die Bewertung spielen (z.B. in Gewässertypen des Tieflandes). So wurden z.B. die Odonata in den Fauna-Index (Lorenz et al. 2004) für die Bewertung der Gewässer des Tieflandes integriert. Als Fazit bleibt somit festzuhalten, dass es einer kritischen, Gewässertyp-spezifischen Betrachtungsweise bedarf, ehe festgelegt wird, ob bestimmte taxonomischen Gruppen aus praktischen Gründen für die Bewertung der Fliessgewässer nach EG-WRRL unberücksichtigt bleiben können.

Bei den Gruppen, die für die Auswertung von Makrozoobenthosproben zur Umsetzung der EG-WRRL berücksichtigt werden, sollte die Bestimmung der Organismen mit wenigen zusammenfassenden Schlüsseln durchgeführt werden können. Dieser Aspekt ist Teil des praxisorientierten Ansatzes zur Bewertung der Fließgewässer (Haase & Sundermann 2004). Hierzu zählt nicht nur der Kostenfaktor sondern auch die Akzeptanz, die die neuen Verfahren zur Bewertung der Gewässer bei den ausführenden Behörden finden müssen. Praxisfern und nicht akzeptabel wäre, wenn die Ansprache der Tiere nur mit Hilfe mehrerer, z.T. verschiedensprachiger Bestimmungsschlüssel unter einem erheblichen Zeitaufwand durchgeführt werden könnte. Diese Situation bestand jedoch bislang für die Bestimmung der Larven der Diptera. Mit den Werken von Nilsson (1997), Rivosecchi (1984) und Rozkošný (1980), konnte die Region für Mitteleuropa bislang nicht abgedeckt werden und darüber hinaus besteht die

Schwierigkeit, dass die Werke z.T. aufgrund sprachlicher Schwierigkeiten nicht allgemein zugänglich sind.
Mit dem in der vorliegenden Arbeit entwickelten Bestimmungsschlüssel konnte diese Lücke für Mitteleuropa geschlossen werden. Zudem wurde der Bestimmungsschlüssel speziell an die Bedürfnisse der wasserwirtschaftlichen Praxis angepasst. Das bedeutet, da der Schlüssel auf die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer (Haase & Sundermann 2004) abgestimmt wurde, wird hierdurch ein einheitliches Bestimmungsniveau der Taxa der Diptera vorgegeben. Dieser Aspekt stellt letztlich eine weitere Möglichkeit dar, die Variabilität der Daten zu minimieren und somit stabilere Bewertungsergebnisse zu erhalten.

A 4.6 Abschließende Bemerkung

Für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist es ganz wesentlich, dass die Bewertungsergebnisse mit einer gewissen Zuverlässigkeit und Genauigkeit zutreffen. Bewertungsergebnisse sind dann ohne Aussagekraft, wenn die Ergebnisse einer zu hohen Variabilität unterliegen. In diesen Fällen können in der wasserwirtschaftlichen Praxis keine hinreichend genauen Aussagen hinsichtlich einer Notwendigkeit oder Rechtfertigung von Sanierungsmaßnahmen getroffen werden.
In den durchgeführten Analysen konnten mehr oder weniger große Quellen hinsichtlich der Variabilität der Daten aufgezeigt werden. Zum Teil waren die daraus resultierenden Unterschiede im Hinblick auf die Bewertungsergebnisse gering. Dies war z.B. der Fall für die Angabe der Abundanz in Form von Zähl- oder Schätzzahlen (Abschnitt A 3.4) oder das Fehlen weniger seltener Taxa (Abschnitt A 3.3). An anderer Stelle wirkten sich die Unterschiede aufgrund methodisch unterschiedlicher Vorgehensweisen gravierender aus. Dies konnte beim Einsatz verschiedener Erfassungsmethoden der Organismen beobachtet werden (vgl. Abschnitt A 3.1). Jedoch auch bei Einsatz einer einheitlichen Methode war die Variabilität der Ergebnisse nicht immer gering. Aus den einzelnen Bearbeitungsschritten kann durchaus eine nicht zu unterschätzende Variabilität der Daten resultieren (Clarke et al. im Druck b, Haase et al. im Druck).

Das Fazit der in der vorliegenden Studie durchgeführten Untersuchungen muss daher lauten:

- Zur Erfassung der Daten, d.h. für die Aufsammlung, Sortierung und Bestimmung der Organismen sollten unbedingt **einheitliche und möglichst standardisierte Methoden** zum Einsatz kommen.
- Je nach Gewässertyp sollte die Probenahme immer zur **gleichen Jahreszeit** erfolgen.
- Um eine einheitliche Anwendung der Methoden in der Praxis zu gewährleisten, sollten **Anwender geschult** werden.
- Des weiteren zählt die **Qualitätssicherung** der Daten zu den wesentlichen Aspekten.

Schulungen der Anwender dienen dazu, dass die vielfältigen Arbeitsschritte in der Praxis nach einer Vorführung besser nachvollzogen werden können, als nach Studium eines Handbuchs. Letztlich dienen Schulungen dazu, dass die Arbeitsschritte möglichst einheitlich durchgeführt werden und damit die Variabilität der Daten möglichst gering bleibt. Neben der Schulung der Methoden, sind Schulungen im Bereich der Bestimmung der Organismen wichtig. Dies hängt mit der Vielzahl der Organismen zusammen, die künftig für die Bewertung der „Allgemeinen Degradation" der Gewässer zu berücksichtigen sind. Insgesamt wurden knapp 900 verschiedene Taxa in der Operationellen Taxaliste für Fliessgewässer aufgenommen (Haase & Sundermann 2004), wobei diese Liste das Mindestniveau der Bestimmungstiefe der Organismen festlegt. Dem gegenüber stehen lediglich 148 Taxa, die bislang (vor Beginn der Implementierung der EG-WRRL) für die Bewertung der Gewässer in Anlehnung an den Saprobienindex (DIN 38 410, DEV 1992) berücksichtigt werden mussten.
Der letzte Punkt (Qualitätssicherung) ist deswegen ein ganz wesentlicher Aspekt, da nur so die Möglichkeit besteht, Ergebnisse einer Überprüfung zu unterziehen. Erst nach Einsatz einer solchen Maßnahme besteht die Möglichkeit für Bearbeiter zu reflektieren, in welchen Bereichen der Probenbearbeitung „Fehler" unterlaufen. Dass qualitätssichernde Maßnahmen in Form eines „Audits" zielführend die Variabilität der Daten minimieren, zeigt der erfolgreiche Einsatz in Großbritannien (Dines & Murray-Bligh 2000).

Ein gewisser Anteil der Variabilität wird allerdings auch durch die vorgeschlagenen Maßnahmen nicht vermieden werden können. Dies betrifft die natürliche bedingte Variabilität der Daten, wobei hier der Aspekt der Ungleichverteilung der Organismen im Gewässer („Patchiness") eine Rolle spielt (vgl. Abschnitt A 4.2.4).
In den durchgeführten Analysen des Teils A der vorliegenden Arbeit konnte durch die Logarithmierung der Abundanzen der Organismen bereits ein erster Beitrag zur Minimierung einer natürlich bedingten Varianz der Daten erreicht werden. Im Hinblick auf die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Bewertungsergebnisse ist dies ein erster hilfreicher Schritt, der im Folgenden für die Entwicklung eines Bewertungssystems für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes im Teil B der vorliegenden Arbeit Eingang finden soll.

Teil B:
Bewertung der Bäche
der Jungmoräne des Alpenvorlandes

B 1 EINLEITUNG

In der allgemeinen Einleitung der vorliegenden Arbeit wurde herausgestellt, dass es das Ziel des Teils B ist, ein Bewertungsverfahren für die Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes zu entwickeln. Bevor jedoch mit der Entwicklung des Bewertungsverfahrens begonnen werden kann, muss zunächst einmal definiert werden, durch welche Gewässer der „sehr gute" ökologische Zustand repräsentiert wird, das bedeutet, durch die Definition eines Referenzgewässers wird ein Sollwert festgelegt. Diese Definition ist aus mehreren Gründen wichtig (vgl. Nijboer et al. 2004): a) die Definition von Referenzgewässern lässt die Beschreibung einer Referenzbiozönose zu, b) in Abhängigkeit von der Entfernung der Biozönose vom Referenzzustand kann der Grad der anthropogenen Beeinflussung abgelesen werden und c) durch die Definition der Referenzsituation wird ein oberer Ankerpunkt gesetzt, in dessen Abhängigkeit die weiteren Zustandsklassen festgelegt werden. In Anlehnung an Wallin et al. (2003) wird ein Gewässer dann als Referenzgewässer eingestuft, wenn es (fast) gänzlich durch anthropogene Einflüsse unbeeinträchtigt bleibt, d.h. hydromorphologische, physikalische, chemische sowie biologische Elemente unterliegen keiner anthropogenen Beeinflussung. Je weiter die Gewässer vom Referenzzustand entfernt sind, desto schlechter sollten in der Konsequenz die Bewertungsergebnisse der Gewässer sein.

Für die Einstufung des Gewässerzustands können grundsätzlich mehrere Faktoren herangezogen werden. Hering et al. (2004 a) oder Böhmer et al. (2004) ziehen zum Beispiel die Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer heran. Des Weiteren werden von den genannten Autoren auch hydromorphologische oder strukturelle Parameter im Bereich der Probestelle betrachtet, um zu beurteilen, ob die Gewässer dem Referenzzustand oder einer anderen Zustandsklasse entsprechen. Eine andere Form der Einstufung ist die Beurteilung des Gewässerzustands durch Experten („Expert Judgement"). Diese Form der Einstufung unterliegt subjektiven Kriterien, wurde jedoch z. B. von Ofenböck et al. (2004) erfolgreich eingesetzt. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die untersuchten Gewässer anhand verschiedener Parameter einzustufen und abzuwägen, welche Parameter am besten zur Einstufung geeignet sind.

Im Anschluss an die Einstufung der Gewässer kann mit der Entwicklung des Bewertungsverfahrens begonnen werden, wobei im Folgenden kurz die Konzeption des Bewertungssystems erläutert werden soll, um zu verdeutlichen wo die Bearbeitungslücken liegen.

Das Bewertungssystem für Fließgewässer zum Zwecke der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland folgt einem modularen Aufbau (vgl. Meier et al. 2005). Dieser Aufbau beinhaltet die drei Module a) Organische Verschmutzung, b) Versauerung/ Säurezustand und c) Allgemeine Degradation. Vorteil dieses modularen Aufbaus ist es, verschiedene Komponenten unabhängig voneinander bewerten zu können, so dass letztlich drei gänzlich unterschiedliche Bewertungsansätze entsprechend der drei Module vorgesehen sind. Für die Module a) und b) konnten in der Vergangenheit schon hinreichend aussagekräftige Bewertungssysteme entwickelt werden (Rolauffs et al. 2003, Braukmann & Biss 2004). Das Modul c) Allgemeine Degradation steht zwar z.T. schon in der Erprobungsphase (Haase

et al. 2004 c), teilweise sind jedoch noch Bearbeitungslücken vorhanden (Meier et al. 2004). Diese Lücken beziehen sich vor allem auf die Bearbeitung bestimmter Fließgewässertypen. Unter anderem steht bislang die Bearbeitung der Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes (Typ 3.1) aus. Für diesen Fließgewässertyp konnte bislang noch kein zufriedenstellendes Bewertungssystem im Hinblick auf das Modul „Allgemeine Degradation“ entwickelt werden (Meier et al. 2004).

Ziel ist es daher, im Rahmen des Teils B der vorliegenden Arbeit ein solches System zu entwickeln. Das bedeutet, dass durch entsprechende Analysen verschiedene Metrics identifiziert werden sollen, die den ökologischen Zustand der Gewässer widerspiegeln. Metrics werden dabei als ein messbarer Teil eines biologischen Systems verstanden, die sich entlang eines Gradienten anthropogenen Einflusses entsprechend verändern (vgl. Karr & Chu 1999). Um ein stabiles Ergebnis zu bekommen, ist es das Ziel, so viele Metrics wie notwendig zu berücksichtigen. Jedoch auf der anderen Seite, um die Interpretation der Ergebnisse und die Komplexität für den Anwender möglichst gering zu halten, so wenige Metrics wie möglich auszuwählen (multimetrisches System, Meier et al. 2005). Das eigentliche Bewertungsergebnis des Gewässers hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ setzt sich letztlich aus den Ergebnissen der einzelnen Metrics zusammen.

Für die Güte eines Bewertungssystems ist jedoch nicht nur die Auswahl der Metrics entscheidend. Eine wesentliche Rolle spielt die Stabilität der Ergebnisse. Im Teil A der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass Metrics, die einer hohen Varianz unterliegen, keine hinreichend genauen Aussagen hinsichtlich des ökologischen Zustands der Gewässer ermöglichen. Dies hing mit den sehr geringen Wahrscheinlichkeitswerten zusammen, mit der Bewertungsergebnisse unter den genannten Umständen zutreffen (vgl. Abschnitt A 3.2.4.1). Für die Entwicklung des Bewertungssystems der Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes sollen diese Erkenntnisse berücksichtigt werden.

Ein Ansatz zur Bewertung der Gewässer, der bislang in Deutschland nur wenig Beachtung findet, ist die Bewertung anhand biologischer „Species Traits“. Allgemein verbergen sich hinter den Traits ökologische, biologische sowie physiologische Merkmale oder Eigenschaften von Organismen. Während ökologische Traits wie z.B. die Zuordnung zu Ernährungstypen oder Aufenthaltstypen in der Fließgewässerbiologie insbesondere bei der Bewertung von Fließgewässern allgemein gebräuchlich sind (Hering et al. 2004 a), fanden gerade die biologischen Traits, wie Anzahl der Nachkommen, Lebensdauer oder Körpergröße bislang wenig Beachtung. Das zugrunde liegende Konzept („habitat templet concept“) von Townsend & Hildrew (1994), entwickelt auf der Grundlage von Southwood (1977, 1988) basiert auf der Annahme, dass Lebensstrategien in Abhängigkeit der besiedelten Habitate herausgebildet werden.

So werden nach dieser Hypothese stark dynamische Habitate primär durch r-Strategen besiedelt, welche sich z.B. durch eine kurze Lebensdauer oder starkes Populationswachstum auszeichnen. Stabile Habitate hingegen können sowohl von r-Strategen wie auch K-Strategen besiedelt werden, z.B. durch solche Organismen, die sich durch eine kurze oder auch lange

Lebensdauer auszeichnen (Townsend & Hildrew 1994). Unter der Annahme, dass dynamische Situationen eher in solchen Gewässern zu finden sind, die sich z.B. durch eine natürliche Abflussdynamik auszeichnen und stabile Situationen hingegen eher in hydromorphologisch stark veränderten (z.B. verbauten oder abflussregulierten) Gewässern auftreten, könnten biologische Traits (wie z.B. die Anzahl der Nachkommen) Indikatoren im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“ der Gewässer darstellen. Dies zu testen ist ein weiteres Ziel der vorliegenden Arbeit.

B 2 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

In diesem Teil der Arbeit wurden die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes untersucht. Im Folgenden soll eine kurze Einführung in das Gebiet gegeben werden.

B 2.1 Das Alpenvorland

Als Alpenvorland wird das in Süddeutschland liegende Gebiet bezeichnet, welches im Norden von der Donau und südlich von den Alpen begrenzt wird. Bereits im Tertiär entstand dieses Gebiet als ein randlicher Meerestrog der Alpen (Molassezone). Während dieser Zeit wurden bis zu 5000 Meter mächtige Sedimente aus Ton, Sand und Geröll abgelagert. In der Folgezeit wurde das Alpenvorland glazial überformt. Abhängig vom Zeitraum der glazialen Überformung werden im Alpenvorland die Gebiete der Altmoränen und Jungmoränen unterschieden.

B 2.2 Die Jungmoräne des Alpenvorlandes

Das Gebiet der Jungmoränen des Alpenvorlandes war im Gegensatz zur Altmoräne während der letzten Eiszeit (Würm-Eiszeit) vollständig von Gletschern bedeckt. Durch den von Gletschern mitgeführten Schutt sind noch in der heutigen Zeit zahlreiche Moränenhügel, Schotterebenen und Schmelzwasserrinnen erkennbar. Abb. B 1 zeigt die Lage der Moränen aus der Würm-Eiszeit, welche im heutigen Schwaben und Südbayern zu finden sind.

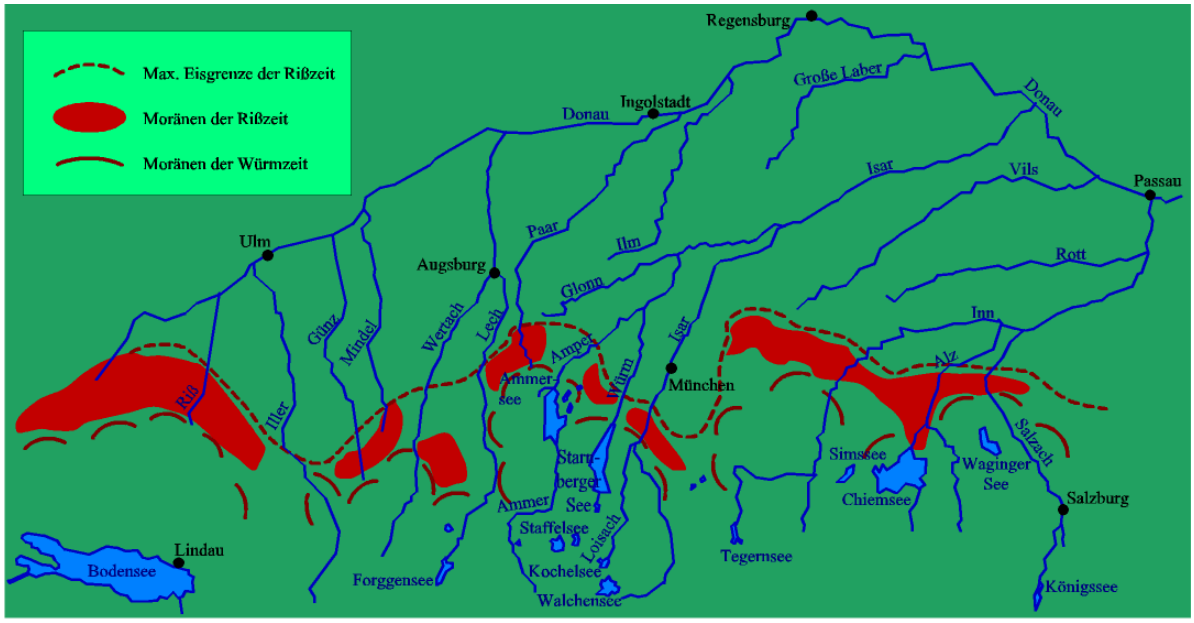


Abb. B 1: Geographische Lage der Moränen aus Riß- und Würm-Eiszeit. Quelle: http://de.wikipedia.org/wiki/Bild:Voralpen.png

In vielen Bereichen haben sich Moore und Seen ausgebildet. Talasymmetrien und die Lössbedeckung sind ebenfalls ein Produkt dieser kaltzeitlich-periglazialen Morphogenese (Zepp

2002). Die Gebiete der Jungmoränen zeichnen sich im Vergleich zu den Altmoränen durch eine hohe Reliefenergie (steile Hänge) aus. Das Bodenmaterial besteht aus unsortiertem Lockermaterial und Gesteinen unterschiedlicher Herkunft, abhängig davon, aus welchem Gebiet der Alpen der jeweilige Gletscher das Material geliefert hat. Die jährlichen mittleren Niederschlagsmengen betragen 900 bis 1600 mm, im Westen des Untersuchungsgebietes 600 bis 1200 mm (BUND 2000).

B 2.3 Charakterisierung der Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes

Die Fließwässergewässerlandschaft des Jungmoränenlandes wird nach Briem (2003) wie folgt charakterisiert:
Das Gelände ist abwechslungsreich und kleinräumig gegliedert. Im Bereich der Endmoränen zeichnet es sich durch eine stark hügelige Form mit z.T. hoher Reliefenergie aus. Der Bereich der Grundmoränen ist hingegen durch flaches bis flach hügeliges Relief mit vielen, meist vermoorten Niederungen und großen Seen gekennzeichnet. Die Sohle der Fließgewässer besteht aus Lockermaterial stark durchmischter Korngrößen wie z.B. Grobblöcke, Schotter, Kiese, Sande oder Feinmaterial. Die Geschiebe sind überwiegend steinig, jedoch im Verlauf der Längsprofile sehr unterschiedlich, von grobblockig/steinig bis hin zu „geschiebefrei“ in den Mooren. Das Gewässerbett ist ebenfalls im Verlauf des Längsprofils sehr unterschiedlich, von flach und breit bis kastenförmig tief in den Bereichen der Moore. Die Struktur des Gewässerbettes reicht von strukturarm bis strukturreich. Die Ufer können verzahnt oder auch glatt und steilwandig sein. Abb. B 2 und B 3 zeigen Beispiele untersuchter Gewässer im Bereich der Jungmoräne des Alpenvorlandes.

Abb. B 2: Ach II oberhalb der Einmündung in den Staffelsee (Probestelle Nr. 10 in Abb. B 4 und Tab. B 1). Flaches Relief, eine feinmaterialreiche Sohle sowie ein kastenförmiges Gewässerbett mit steilen Ufern kennzeichnen dieses in einer vermoorten Niederung laufende Gewässer.

Abb. B 3: Leiblach (Probestelle Nr. 4 in Abb. B 4 und Tab. B 1). Eine aus Grobblöcken und Schotter gekennzeichnete Sohle im breiten Gewässerbett mit stark verzahnten Ufern.

B 2.4 Verteilung der Probestellen

Insgesamt wurden 28 Gewässer hinsichtlich ihrer Besiedelung durch Makrozoobenthos untersucht. Die geographische Lage der Probestellen deckt in ihrer Ost-Westerstreckung sowie Nord-Süderstreckung nahezu das gesamte Gebiet der Jungmoräne des Alpenvorlandes ab. Abb. B 4 zeigt einen Ausschnitt aus der biozönotisch bedeutsamen Gewässertypenkarte Deutschlands (Pottgiesser & Sommerhäuser 2003). In den Kartenausschnitt eingetragen wurden Nummern von 1 bis 28, hinter denen sich die untersuchten Gewässer verbergen. Die wichtigsten Eckdaten der jeweiligen Gewässer können der Tab. B 1 entnommen werden.

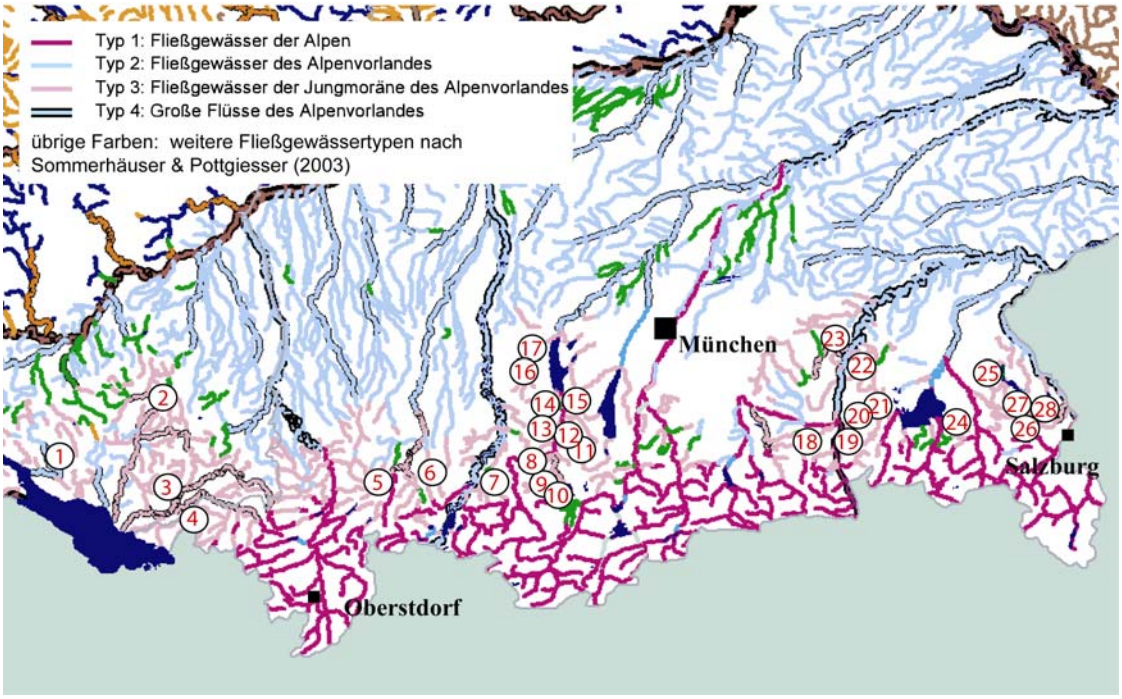


Abb. B 4: Ausschnitt aus der biozönotisch bedeutsamen Gewässertypenkarte Deutschlands (Sommerhäuser & Pottgiesser 2003) mit Angabe zur Lage der untersuchten Gewässer im Bereich der Jungmoränen des Alpenvorlandes (Punkte 1 bis 28).

Tab. B 1: Liste der untersuchten Gewässer mit Angabe der wichtigsten Eckdaten.

Nr.	Gewässer	Lagebeschreibung	Landkreis	Rechts-/Hochwert	Bundes-land
1	Deggenhauser Aach	bei Mennwangen	Bodenseekreis	3523780/5292550 ±150 m	BW
2	Steinach	unterhalb Tannweiler	Ravensburg	3551155/5309850 ±150 m	BW
3	Haslach	bei Hasslach	Ravensburg	3554950/5282950 ±150 m	BW
4	Leiblach	oberhalb Sigmarszell	Lindau (Bodensee)	3558409/5273432 ±150 m	BY
5	Waldbach	unterhalb Görisried	Ostallgäu	4388904/5287395 ±150 m	BY
6	Geltnach	bei Heggen	Ostallgäu	4400424/5287430 ±150 m	BY
7	Illach	bei Lauterbach	Weilheim-Schongau	4416089/5287685 ±150 m	BY
8	Eyach	oberhalb Eyach	Weilheim-Schongau	4431969/5292635 ±150 m	BY
9	Ach I	bei Brand/Saliter	Garmisch-Partenkirchen	4431994/5285295 ±150 m	BY
10	Ach II	oberhalb Mündung in Staffelsee	Garmisch-Partenkirchen	4434754/5283265 ±150 m	BY
11	Hardtbach I	oberhalb Am Hardt	Weilheim-Schongau	4438669/5303540 ±150 m	BY
12	Hardtbach II	unterhalb Am Hardt	Weilheim-Schongau	4438194/5304045 ±150 m	BY
13	Rott II	oberhalb Raisting	Weilheim-Schongau	4431799/5307755 ±150 m	BY
14	Rott III	unterhalb Raisting	Weilheim-Schongau	4433739/5309930 ±150 m	BY
15	Kinschbach	bei Pähl	Weilheim-Schongau	4436804/5306765 ±150 m	BY
16	Windach I	bei Hirschberg	Landsberg am Lech	4426804/5319030 ±150 m	BY
17	Windach II	bei Oberfinning	Landsberg am Lech	4426474/5322520 ±150 m	BY
18	Kaltenbach	oberhalb Feilnbach	Rosenheim	4501764/5296965 ±150 m	BY
19	Rohrdorfer Ache II	unterhalb Thansau	Rosenheim	4511374/5296675 ±150 m	BY
20	Thalkirchener Ache I	bei Unterachthal	Rosenheim	4520874/5303670 ±150 m	BY
21	Thalkirchener Ache II	oberhalb Mündung in Simssee	Rosenheim	4520279/5305470 ±150 m	BY
22	Murn	bei Schonstedt	Rosenheim	4517974/5317195 ±150 m	BY
23	Ebrach	bei Roßhart/oberhalb Attel	Rosenheim	4512914/5321535 ±150 m	BY
24	Weißachen	unterhalb Bergen	Traunstein	4542044/5297300 ±150 m	BY
25	Dobelgraben	bei Ropferding	Traunstein	4556119/5308330 ±150 m	BY
26	Sur I	bei Punschern	Traunstein	4562569/5302840 ±150 m	BY
27	Sur II	bei Schönram	Traunstein	4563444/5305380 ±150 m	BY
28	Sur III	bei Hubmühle	Traunstein	4565534/5304350 ±150 m	BY

B 3 MATERIAL UND METHODEN

B 3.1 Kriterien für die Auswahl der Probestellen

Für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes war es notwendig, eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Degradationsstufen der Gewässer abzudecken. Gleichzeitig sollte idealer Weise die gesamte Breite der Größe des Einzugsgebietes (10-100 km^2) berücksichtigt werden. Bei der Auswahl der Untersuchungsgewässer gaben die folgenden Experten hilfreiche Hinweise: Ullrich Heckes und Monika Hess (beide Oekokart, München) sowie Dr. Folker Fischer (Bayerisches Landesamt für Umwelt).

B 3.2 Aufnahme der Daten

Probenahme

Die Aufnahme der biotischen Daten erfolgte nach den bereits in Teil A erläuterten Prinzip (vgl. Abschnitt A 2.2.2), d.h. Multi-Habitat-Sampling mit anschließender Sortierung des Materials im Labor und Bestimmung der Organismen nach den Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase & Sundermann 2004).

Aufnahme weiterer Begleitdaten

Für jede Probestelle wurden zahlreiche Parameter zur Hydrologie, Morphologie bzw. Landnutzung im Bereich der Probestelle aufgenommen. Diese Daten wurden bereits im Gelände in Anlehnung an das „AQEM-STAR Siteprotocol“ kartiert (www.eu-star.at).

Daten zur Landnutzung im Einzugsgebiet wurden auf der Grundlage der „Daten zur Bodenbedeckung der BRD“ (Statistisches Bundesamt 1997) ermittelt. Zur Ermittlung dieser so genannten CORINE-Landnutzungsarten wurde für jede Probestelle das Einzugsgebiet auf einer digitalen Karte (1:50.000) gezeichnet. Das so entstandene Polygon wurde anschließend in ArcView GIS 3.2 digital mit der Landnutzung verschnitten. Eine Tabelle der strukturellen und hydromorphologischen Begleitdaten sowie der Daten zur Landnutzung im Einzugsgebiet ist in Anhang A 7 bzw. Tab. B 3 zu finden.

B 3.3 Auswertung der Daten

B 3.3.1 Berechnung von Metrics sowie „Trefferwahrscheinlichkeiten“ von Bewertungsergebnissen

Die Berechnung von Metrics auf der Grundlage der Taxalisten erfolgte wie schon im Teil A der vorliegenden Arbeit mit Hilfe der Software AQEM 2.5 (www.eu-star.at). Aussagen zu Wahrscheinlichkeiten, mit denen Bewertungsergebnisse zutreffen, wurden mittels der Software STARBUGS Version 1.2 (www.ceh.ac.uk./products/software/water.html) berechnet.

B 3.3.2 Biologische Merkmale (Traits) der Makrozoobenthosorganismen

Definition

Welche Traits zu den biologischen Traits zu zählen sind, ist nicht eindeutig definiert. Der Übergang zu den ökologischen Traits ist fließend. Im Sinne der vorliegenden Arbeit werden biologische Traits im weitesten Sinne analysiert. Zu diesen biologischen Traits werden solche gezählt, die in Zusammenhang mit der Fortpflanzung, Lebensdauer, Körpergröße oder dem Ausbreitungspotenzial der Organismen stehen. Ein weiterer Trait, der ebenfalls in die Analysen eingeht, ist die Zuordnung der Organismen zu einem Ernährungstyp. Dieser Trait steht eher mit der Ökologie als mit der Biologie der Organismen in Zusammenhang. Die nominale Zuordnung ist für die Durchführung der Analysen allerdings nachrangig.

Auswahl der Traits und Datengrundlage

Bereits in Studien von Charvet et al. (1998) wurde ein Set biologischer Traits ausgewählt und in Zusammenhang mit der Degradation von Gewässern erfolgreich getestet. Die Auswahl der Traits in der vorliegenden Arbeit richtet sich daher im Wesentlichen nach Charvet et al. (1998).

Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analysen basieren auf sieben verschiedenen Traits mit insgesamt 27 Kategorien. Die Einstufung hinsichtlich der Traits für die vorkommenden Arten wurden dankenswerter Weise von Dr. P. Usseglio-Polatera (Université de Metz, Frankreich) zur Verfügung gestellt. Da nicht für alle Taxa, insbesondere nicht für einzelne Arten, genügend Informationen im Hinblick auf die biologischen Traits bekannt sind, wurden mehrfach einzelne Arten auf Gattungsebene zusammengefasst. Des Weiteren wurde aus den genannten Gründen bei den Coleoptera (anders als in den Taxalisten der Gewässer) nicht mehr zwischen larval und adult unterschieden.

Kodierung der Traits

Die Traits wurden nach der Methode des „fuzzy coding“ einer unscharfen Kodierung unterzogen, d.h. nach Chevenet et al. (1994) wurden die Merkmale je nach Stärke kodiert, wobei die Skala von 0 = „Merkmal trifft nicht zu“ bis 3 = „Merkmal trifft überwiegend bis ausschließlich zu“ reicht. Um eine Vergleichbarkeit der Traitstruktur zwischen den verschiedenen Probestellen zu gewährleisten, war es notwendig, die relativen Anteile der Traits in eine metrische Skala von 0 bis 1 umzurechnen. In Anhang A 8 sind die bereits umgerechneten Einstufungen der Taxa für die einzelnen Kategorien eines jeden Trait aufgeführt.

B 3.3.3 Multivariate Analysemethoden

Ziel multivariater Analysemethoden ist es, relativ schnell einen Gesamtüberblick über die Struktur der Daten zu bekommen. Im Hinblick auf dieses Ziel stehen mehrere Verfahren zur Verfügung, die alle mit mehr oder weniger großen Vor- und Nachteilen verbunden sind. Im

Wesentlichen unterscheiden sich diese Methoden jedoch hinsichtlich ihrer Ansprüche an den Datensatz.

Non-metric Multidimensional Scaling (NMS)

Diese Art der Darstellung von Daten wurde bereits in Teil A der vorliegenden Arbeit verwendet. Eine Erläuterung wird in Abschnitt A 2.7 gegeben. Berechnet wurde diese Form der Ordination mit PC-ORD, Version 4.25 (McCune & Mefford 1999).

Korrespondenzanalyse (COA)

Die Durchführung einer Korrespondenzanalyse (COA) auf der Grundlage biozönotischer Daten ist mit einigen Problemen verbunden. Zum einen wird ein einzelner, starker Gradient der Daten relativ gut durch die F1-Achse repräsentiert, alle weiteren Achsen geben letztlich jedoch nur eine quadratische Verzerrung der ersten Achse wieder (McCune & Grace 2002). Darüber hinaus wird die Lage der Proben zueinander an den Enden der Achsen gestaucht und in der Mitte entzerrt dargestellt. Ein weiterer Aspekt ist, dass Proben mit einem hohen Anteil „seltener" Taxa (Taxa in geringen Abundanzen) u.U. etwas zu deutlich abgegrenzt oder herausgehoben werden. Letzterer Aspekt hängt mit dem zugrunde liegenden Distanzmaß (Chi-Quadrat) zusammen. Dennoch ist die COA sinnvoll, wenn z.B. verschiedene Aspekte überlagert werden sollen (z.B. Lage der Taxa sowie der Probestellen in der faktoriellen Ebene).
Vor der Berechnung einer COA kann die Abundanz der Taxa zunächst logarithmiert werden (vgl. Abschnitt A 2.7 im Teil A der vorliegenden Arbeit). Dieses Vorgehen hat mehrere Vorteile: Zum Einen nähern sich zuvor oftmals aggregierte Daten einer Normalverteilung an. Auch wenn die Normalverteilung nicht zwangsläufig eine Voraussetzung für multivariate Analysemethoden ist, erleichtert die Normalverteilung jedoch oftmals die Interpretation der Daten. Zum Anderen verschiebt sich die Gewichtung der Organismen. So erhalten hochabundante Taxa ein geringeres Gewicht und selten vorkommende Taxa werden dadurch stärker gewichtet.

Fuzzy-Korrespondenzanalyse (FCA)

Die Fuzzy-Korrespondenzanalyse stellt eine Form der multiplen Korrespondenzanalyse dar, die speziell im Hinblick auf fuzzy-codierte Variablen angepasst wurde. Die multiple Korrespondenzanalyse ist dabei lediglich als eine Erweiterung der einfachen Korrespondenzanalyse (COA) aufzufassen.

Co-Inertia Analyse (COI)

Das Ziel einer Co-Inertia Analyse ist es, zwei unterschiedliche Matrizen auf eine gemeinsame Struktur zu überprüfen. In der vorliegenden Arbeit ist dies der Fall für biozönotische Daten einerseits und den Informationen der Traits andererseits. Die Form der Analyse ist letztlich eine Erweiterung des Ansatzes von Tucker (1985) und arbeitet auf der Grundlage einer Covarianz-Matrix (Taxa x Traits) anstelle einer Korrelations-Matrix.

Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Ziel einer Hauptkomponentenanalyse (PCA), wie sie in der vorliegenden Arbeit eingesetzt wird, ist es, innerhalb eines großen Datensatzes einige wenige Faktoren zu identifizieren, die die Information des großen Datensatzes angemessen widerspiegeln. Zu beachten ist allerdings, dass eine PCA lediglich lineare Verhältnisse der Daten angemessen wiedergibt. Eine Voraussetzung der PCA ist die Normalverteilung der Daten, diese Voraussetzung ist jedoch weniger essentiell, wenn die Ergebnisse der PCA lediglich zur graphischen Interpretation der Daten herangezogen werden.

Analysen bezüglich COA, FCA, COI und PCA wurden mit der Software ADE-4 (Environmental Data Analysis) Version 2001 (Thioulouse et al. 1997) durchgeführt.

B 3.3.4 Weitere Analysemethoden

Im Hinblick auf alle weiteren Analysemethoden vgl. die Abschnitte A 2.7 der vorliegenden Arbeit.

B 4 ERGEBNISSE

Um ein Bewertungssystem für Gewässer zu entwickeln, muss zunächst festgelegt werden, durch welche Gewässer der „sehr gute“ bis „schlechte“ Zustand repräsentiert wird. Das Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ soll vor allem Aspekte wie eine veränderte Hydromorphologie, Struktur oder Landnutzung im Einzugsgebiet samt der einhergehenden Folgen detektieren. Je weiter also ein Gewässer vom natürlichen (referenznahen) Zustand hinsichtlich der genannten Faktoren entfernt ist, desto weniger gut sollte das Bewertungsergebnis ausfallen. Ziel war es daher, zunächst die Gewässer anhand der Landnutzung im Einzuggebiet sowie anhand struktureller und hydromorphologischer Aspekte zu charakterisieren.

B 4.1 Einstufung des Zustands der Gewässer im Hinblick auf das Modul „Allgemeine Degradation“

Im Folgenden soll zunächst die Einstufung der Gewässer anhand struktureller und hydromorphologischer Parameter erläutert werden. Im Anschluss daran wird die Einstufung im Hinblick auf die Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer sowie die (Vor-)Einstufung durch Experten eine Rolle spielen.

B 4.1.1 Strukturelle und hydromorphologische Aspekte im Bereich der Probestelle des Gewässers

Um die strukturelle sowie hydromorphologische Situation der Gewässer beurteilen zu können, wurden bereits im Gelände verschiedene Parameter kartiert (siehe Tab. im Anhang A 7 der vorliegenden Arbeit). Einige der kartierten Parameter wurden in einem weiteren Schritt zusammengefasst, da dies eine bessere Aussage hinsichtlich einer Belastung der Gewässer zuließ (Tab. B 2).

Tab. B 2: Zusammenstellung verschiedener Parameter zu Struktur, Hydromorphologie sowie Landnutzung im Bereich der Probestelle. Weitere Erläuterungen siehe Text.

Gewässer	Gewässer (Kurzbezeichnung)	Tiefenvarianz +	Totholz +	Aufstau [m] -	Verbau [%] -	Substratdiversität +	Beschattung [%] +
Ach I	Ach I	2,7	0	0	0	4	80
Ach II	Ach II	2,0	2	0	0	5	60
Deggenhauser Aach	Deggen	3,6	2	0,6	50	6	70
Dobelgraben	Dobel	3,6	0	0,4	50	5	20
Ebrach	Ebrach	2,4	1	0	0	5	80
Eyach	Eyach	4,0	5	0	0	4	100
Geltnach	Gelt	3,3	0	0	0	3	20
Hardtbach I	Hardt I	4,0	2	0	0	5	60
Hardtbach II	Hardt II	2,5	0	0	100	4	80
Haslach	Hass	3,8	2	0	85	7	100
Illach	Illach	2,8	0	0	100	3	40
Kaltenbach	Kalten	3,0	1	0	0	6	80
Kinschbach	Kinsch	2,7	0	0	0	5	20
Leiblach	Leibl	2,2	0	0	0	5	80
Murn II	Murn II	3,0	0	0	0	5	20
Rohrdorfer Ache II	Rohr II	1,5	0	0	0	4	0
Rott II	Rott II	5,0	4	0	35	5	60
Rott III	Rott III	2,0	0	0	0	6	0
Steinach	Stein	1,8	0	0	20	3	80
Sur I	Sur I	4,0	0	0	0	6	80
Sur II	Sur II	3,2	0	0,2	0	9	50
Sur III	Sur III	3,0	0	0,5	0	6	20
Thalkirchener Ache I	Thal I	6,7	1	0	25	5	40
Thalkirchener Ache II	Thal II	1,3	0	0	0	3	0
Waldbach	Wald	1,7	0	0	0	3	0
Weissachen	Weiss	2,0	0	1	0	7	40
Windach I	Wind I	2,9	1	0	0	5	80
Windach II	Wind II	5,0	2	0	0	7	80

Gewässer	Gewässer (Kurzbezeichnung)	Uferbewuchs [%] +	Breite der Ufervegetation [m] +	Städtische Nutzung [%]_PS -	Acker [%]_PS -	Weideland [%]_PS -	Wald/ Sümpfe/ Moore [%]_PS +
Ach I	Ach I	90	3	0	0	25	70
Ach II	Ach II	80	51	0	0	0	50
Deggenhauser Aach	Deggen	55	38	0	20	50	20
Dobelgraben	Dobel	40	100	0	0	10	0
Ebrach	Ebrach	100	60	0	0	20	80
Eyach	Eyach	100	65	0	0	0	100
Geltnach	Gelt	10	1	0	0	20	50
Hardtbach I	Hardt I	60	10	0	0	20	80
Hardtbach II	Hardt II	100	5	10	0	80	10
Haslach	Hass	100	18	0	0	80	10
Illach	Illach	50	4	0	0	80	20
Kaltenbach	Kalten	100	30	0	0	20	80
Kinschbach	Kinsch	30	4	0	30	70	0
Leiblach	Leibl	100	100	0	0	0	100
Murn II	Murn II	80	51	0	0	0	90
Rohrdorfer Ache II	Rohr II	0	0	0	30	10	60
Rott II	Rott II	75	55	0	10	10	50
Rott III	Rott III	0	0	10	30	30	10
Steinach	Stein	90	28	20	0	40	40
Sur I	Sur I	100	27	0	10	20	60
Sur II	Sur II	45	2	10	30	60	0
Sur III	Sur III	0	0	0	20	80	0
Thalkirchener Ache I	Thal I	80	18	0	0	0	50
Thalkirchener Ache II	Thal II	0	0	0	20	80	0
Waldbach	Wald	0	0	10	0	80	10
Weissachen	Weiss	65	7	0	0	40	20
Windach I	Wind I	100	8	0	60	20	20
Windach II	Wind II	90	55	0	0	25	75

So ist z.B. die maximale Tiefe bzw. die mittlere Gewässertiefe für sich allein gesehen im Hinblick auf den ökologischen Zustand eines Gewässers wenig aussagekräftig. Das Verhältnis aus maximaler zu mittlerer Gewässertiefe, die Tiefenvarianz, hat jedoch eine Aussagekraft im Hinblick auf eine mögliche Degradation. So zeichnet sich z.B. ein Gewässer mit einer geringen Tiefenvarianz durch eine sehr einheitliche Gewässertiefe aus. Wichtige Strukturelemente wie die Abfolge von Schnellen und Stillen fehlen in solchen Gewässern.
Neben der Tiefenvarianz wurden in Tab. B 2 weitere Parameter aufgenommen, die in einem möglichen Zusammenhang mit der Degradation der Gewässer stehen. Diese sollen im Folgenden kurz erläutert werden. Der Parameter „Totholz" steht für die Menge der beobachteten Totholzverklausungen bzw. Sturzbäume im Bereich der Probestelle. Die Menge entspricht der Summe der vergebenen Punkte für die Parameter „debris dams" und „logs" aus dem „AQEM-STAR Siteprotocol", wobei für jeden Parameter pro Probestelle ein („none") bis vier („many") Punkte (insgesamt maximal acht Punkte) vergeben werden konnten. Hinter „Aufstau" verbirgt sich die kumulierte Höhe der Querbauwerke in Metern im Bereich der Probestelle. Der Parameter „Verbau" gibt den prozentualen Anteil beider Ufer wieder, die durch Wasserbausteine verbaut war. „Substratdiversität" steht für die Anzahl der unterschiedlichen Sohlsubstrate, die im Rahmen der Substratkartierung notiert wurden. Die „Beschattung" der Probestelle wurde in Prozent für den Höchststand der Sonne abgeschätzt. Im Hinblick auf den „Uferbewuchs" wurde der prozentuale Anteil beider Ufer abgeschätzt, der mit holziger Vegetation bewachsen war. Für den Parameter „Breite der Ufervegetation" wurde die mittlere Breite (bzw. Tiefe) der Vegetation beider Ufer in Metern geschätzt. Hinter den restlichen vier Parametern verbirgt sich die Landnutzung entlang eines einen Kilometer langen Abschnittes (von der Probestelle an Gewässer aufwärts gerichtet), welche in Prozent geschätzt wurde.

B 4.1.2 Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer

Nicht zu verwechseln sind diese letzten Parameter mit der Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer. Letzterer Parameter wurde mittels CORINE Daten (Statistisches Bundesamt, 1997) ermittelt. Die einzelnen Bodenbedeckungsarten der CORINE Daten wurden dabei analog zum Vorgehen von Meier et al. (2004) zu den Kategorien „Siedlung", „Acker", „Grünland" und „Wald" zusammengefasst. Bodenbedeckungsarten, die nicht unter diese Kategorien fielen, wurden als „Moore/Sümpfe" sowie „Übrige" zusammengefasst (siehe Tab. B 3).
Unter der Voraussetzung, dass eine städtische Nutzung im Einzugsgebiet eines Gewässers eine stärkere Beeinflussung darstellt als die Nutzung als „Acker" oder „Grünland"-Fläche, wurde von Böhmer et al. (2004) der so genannte Landnutzungsindex (NI) entwickelt, welcher wie folgt definiert ist:

NI = „Grünland" [%] + 2 * „Acker" [%] + 4 * „Siedlung" [%] [4]

Die Interpretation der Ergebnisse des Landnutzungsindex ist einfach. Da der Anteil der städtischen Nutzung stärker gewichtet wird als z.B. der Anteil der „Acker"- bzw. „Grünland"-fläche stehen hohe NI-Werte für eine intensive anthropogene Nutzung des Einzugsgebietes und deuten somit auf eine Belastung des Gewässers hin. Umgekehrt deuten niedrige Werte des NI auf einen naturnahen Zustand des Einzugsgebietes hin und stellen somit die Situation eines Referenzgewässers dar. Das Ergebnis für den prozentualen Anteil der einzelnen Kategorien im Hinblick auf die Bodenbedeckung sowie der daraus berechnete Nutzungsindex ist in Tab. B 3 dargestellt.

Tab. B 3: Prozentualer Anteil verschiedener Formen der Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG) der untersuchten Gewässer (CORINE Daten); EZG-Größe: Angabe in km^2; NI = Nutzungs-Index.

Gewässer	Grünland	Wald	Siedlung	Acker	Moore / Sümpfe	Übrige	EZG-Größe	NI
Ach I	41,5	32,1	0,4	0,0	26,0	0	31,4	43
Ach II	37,6	39,4	0,2	0,0	22,8	0	42,7	39
Deggenhauser Ach	35,5	39,1	0,2	25,2	0,0	0	80,5	87
Dobelgraben	64,4	35,5	0,0	0,0	0,0	0	14,3	64
Ebrach	68,6	20,3	5,3	4,3	1,0	0	80,0	98
Eyach	47,8	50,2	0,8	0,0	1,2	0	29,0	51
Geltnach	31,8	66,3	0,0	0,0	1,9	0	18,2	32
Hardtbach I	73,3	16,4	0,0	0,0	10,3	0	9,5	73
Hardtbach II	74,2	16,3	0,0	0,0	9,6	0	10,3	74
Haslach	84,9	10,4	2,0	0,0	1,7	1	41,5	93
Illach	53,7	37,5	1,1	0,0	7,8	0	35,4	58
Kaltenbach	46,1	48,9	2,5	0,0	2,4	0	68,8	56
Kinschbach	59,1	36,4	0,2	4,3	0,0	0	18,1	69
Leiblach	66,1	28,8	2,2	0,0	3,0	0	56,6	75
Murn II	65,1	26,6	2,0	1,2	5,1	0	88,9	76
Rohrdorfer Ache II	59,0	36,4	3,6	0,0	0,0	1	30,4	74
Rott II	40,8	54,7	2,3	0,0	1,3	1	58,7	50
Rott III	37,6	58,1	2,7	0,0	1,0	1	79,5	48
Steinach	54,7	21,9	9,3	8,5	5,5	0	40,7	109
Sur I	58,2	39,6	2,2	0,0	0,0	0	51,6	67
Sur II	59,6	38,3	2,1	0,0	0,0	0	54,5	68
Sur III	60,9	37,2	2,0	0,0	0,0	0	57,4	69
Thalkirchener Ache I	57,6	42,4	0,0	0,0	0,0	0	20,3	58
Thalkirchener Ache I	59,1	40,9	0,0	0,0	0,0	0	23,7	59
Waldbach	66,0	25,2	1,5	0,0	7,3	0	24,5	72
Weissachen	13,1	80,2	2,8	0,0	1,5	2	19,9	24
Windach I	69,2	25,6	1,4	0,5	2,4	1	50,7	76
Windach II	69,1	25,2	2,0	1,2	1,8	1	67,3	80
Mittel	55,5	36,8	1,7	1,6	4,1	0,3	43,0	

Aus der Zusammenstellung in Tab. B 3 wird deutlich, dass der Großteil der Fläche im Einzugsgebiet der beprobten Gewässer durch Grünland genutzt wird oder aus Wald besteht (zusammen über 92 %). Ackerbau sowie städtische Nutzung spielen im Mittel mit einem prozentualen Anteil von 1,7 % bzw. 1,6 % eine untergeordnete Rolle. Daraus ergibt sich, dass für den Landnutzungsindex (NI) nach Böhmer et al. (2004) effektiv nur der unterschiedliche Anteil an Grünland im Einzugsgebiet eine Rolle spielt.

Ausgangssituation war jedoch, dass der NI ein Hilfsmittel zu Charakterisierung der Probestellen hinsichtlich unterschiedlicher Beeinträchtigung sein soll. Es stellt sich daher die Frage, ob im vorliegenden Fall der NI geeignet ist.
Um dieses zu überprüfen, wurde eine weitere Form der Einstufung der Gewässer hinsichtlich des Grads der Beeinträchtigung gewählt, welche im Folgenden erläutert wird.

B 4.1.3 Einstufung des ökologischen Zustands der Gewässer durch Experten

Im vorliegenden Fall beurteilten Experten die Gewässern anhand einer Kombination einzelner Belastungsparameter hinsichtlich Morphologie, Hydrologie und Landnutzung im Bereich der Probestelle. Die Ergebnisse der Einstufung der Gewässer seitens der Experten ist in Tab. B 4 dargestellt.

Tab. B 4: Voreinstufung der Gewässer durch Experten. Hess & Heckes: Monika Hess und Ullrich Heckes (beide Oekokart, München); LfU: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

Nr.	Gewässer	Voreinstufung durch			
		Autorin [1]	Autorin (Halbschritte) [2]	Hess & Heckes	LfU
1	Deggenhauser Aach	gut	2,5	-	-
2	Steinach	mäßig	3,5	-	-
3	Haslach	gut	2	-	-
4	Leiblach	sehr gut	1	-	-
5	Waldbach	unbefriedigend	4	-	-
6	Geltnach	gut	2	-	-
7	Illach	gut	2	-	gut
8	Eyach	sehr gut	1,5	-	-
9	Ach I	gut	1,5	sehr gut	-
10	Ach II	sehr gut	1	-	-
11	Hardtbach I	sehr gut	1,5	sehr gut	sehr gut
12	Hardtbach II	mäßig	2,5	mäßig (unbefriedigend)	-
13	Rott II	gut	2	(sehr) gut	-
14	Rott III	unbefriedigend	3,5	unbefriedigend	-
15	Kinschbach	mäßig	3	mäßig (unbefriedigend)	-
16	Windach I	unbefriedigend	4,5	mäßig	-
17	Windach II	gut	2	(sehr) gut	-
18	Kaltenbach	gut	2	-	-
19	Rohrdorfer Ache II	schlecht	5	unbefriedigend	-
20	Thalkirchener Ache I	sehr gut	1	sehr gut	-
21	Thalkirchener Ache II	schlecht	5	mäßig/unbefriedigend	-
22	Murn	sehr gut	1,5	-	sehr gut
23	Ebrach	gut	2	-	gut
24	Weißachen	mäßig	2,5	mäßig/unbefriedigend	-
25	Dobelgraben	mäßig	2,5	(sehr) gut / mäßig	-
26	Sur I	gut	1,5	(sehr) gut	-
27	Sur II	mäßig	3,5	mäßig/unbefriedigend	-
28	Sur III	unbefriedigend	4	mäßig	-

[1] wird im Folgenden als "Voreinstufung" bezeichnet

[2] wird im Folgenden als "Voreinstufung II" bezeichnet

Neben der Einstufung der Gewässer in die fünf Zustandsklassen („sehr gut“ bis „schlecht“), wurde von der Autorin eine weitere Form der Einstufung vorgenommen, welche es erlaubte, Zwischenschritte anzugeben (z.B. „1,5“ für den Zustand zwischen „sehr gut“ und „gut“). Insgesamt wurden die Einstufungen zumindest einiger Gewässer durch mehrere Personen vorgenommen, dies waren neben der Autorin, Hess und Heckes (Ökokart GbR, München) sowie Mitarbeiter des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU).
Vielfach entsprechen sich die Einstufungen der unabhängigen Personen. Geringe Abweichungen ergeben sich zwischen den Einstufungen von Hess und Heckes und der Autorin dadurch, dass Hess und Heckes ganze Gewässerabschnitte einstuften, während die Autorin die Situation an der Probestelle vor Ort beurteilte. Werden für die weiteren Analysen die Voreinstufung der Gewässer herangezogen, bezieht sich diese immer auf die Einstufung der Autorin.
Die Abbildungen B 2 und B 3 zeigen beispielhaft zwei Probestellen, die von Experten als „sehr gut“ eingestuft wurden. In Abb. B 5 sind hingegen Probestellen abgebildet, die als „mäßig“ bzw. „schlecht“ eingestuft wurden.

Abb. B 5: Beispiele von Gewässern, die von Experten als mäßig (Steinach; linkes Bild) oder als schlecht (Rohrdorfer Ache II; rechtes Bild) eingestuft wurden.

B 4.1.4 Eignung unterschiedlicher Parameter zur Einstufung der Gewässer hinsichtlich des ökologischen Zustands

Nachdem drei unterschiedliche Möglichkeiten zur Einstufung der Gewässer vorgestellt wurden, stellt sich die Frage, ob alle drei Möglichkeiten gleichermaßen gut geeignet sind, um die Gewässer bezüglich ihrer Degradation einzustufen. Um dieses zu überprüfen wurde zunächst die Einstufung der Gewässer anhand des NI mit der Voreinstufung durch die Experten korreliert. Zwischen beiden Faktoren konnte jedoch kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden (Spearman Rangkorrelation $R = 0{,}09$ mit $p = 0{,}614$). Der Scatterplot in Abb. B 6 verdeutlicht das Ergebnis.

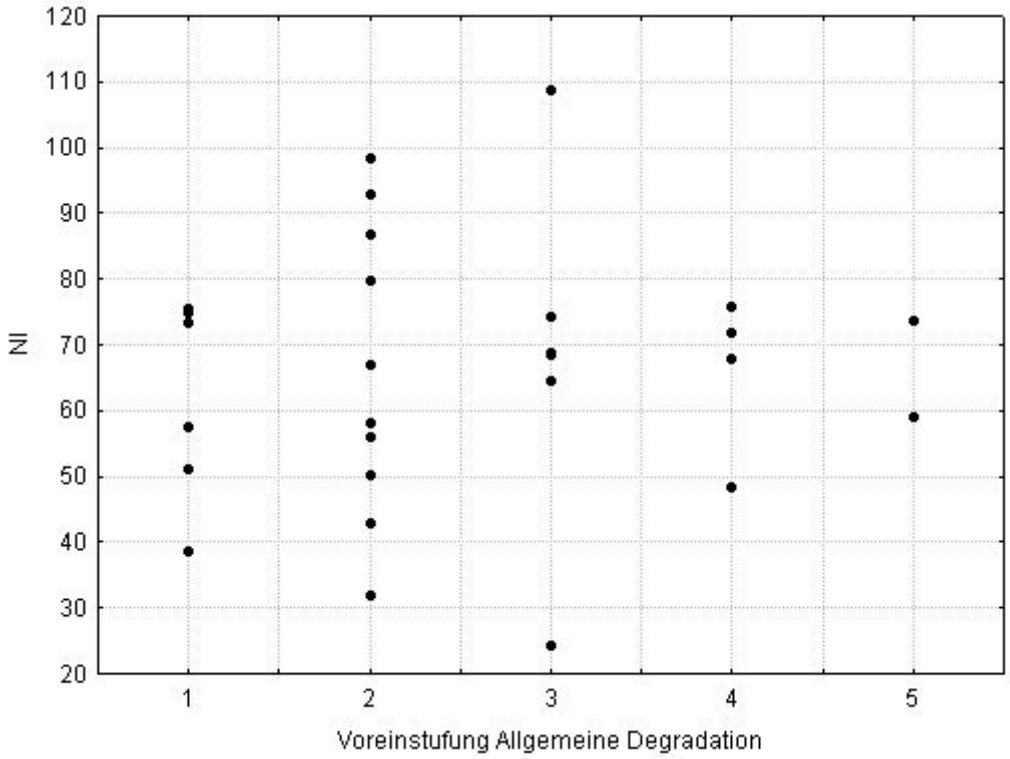


Abb. B 6: Scatterplot zwischen Nutzungsindex (NI) und der Voreinstufung durch Experten.

In einem zweiten Schritt wurde überprüft, ob eine Korrelation zwischen den weiteren aufgenommenen strukturellen und hydromorphologischen Parametern und der Voreinstufung durch Experten besteht. Die Tab. B 5 gibt das Ergebnis der Korrelationen wieder. Für die Parameter „Aufstau [m]“, „Verbau [%]“ und „Substratdiversität“ konnte keine Korrelation mit der Voreinstufung nachgewiesen werden. Diese Beobachtung hängt möglicherweise damit zusammen, dass ein Aufstau oder Verbau lediglich bei 5 bzw. 8 der insgesamt 28 Probestellen beobachtet werden konnte (vgl. Tab. B 2). Für alle weiteren Parameter konnte eine Korrelation mit beiden Formen der Voreinstufung (siehe Tab. B 4) festgestellt werden. In einigen Fällen z.B. „Städtische Nutzung [%]“ oder „Beschattung [%]“ sind die (signifikanten) Korrelationen mit 0,41 bzw. –0,48 allerdings gering.

Tab. B 5: Ergebnis der Korrelation zwischen Voreinstufung der Gewässer und verschiedenen strukturellen bzw. hydromorphologischen Parametern. Verschiedene Nutzungsformen beziehen sich auf den Bereich um die Probestelle (vgl. Tab. B 2). Die Voreinstufung ist in Tab. B 4 wiedergegeben. Grau hinterlegt sind jeweils signifikante Ergebnisse. Weitere Erläuterung der einzelnen Parameter im Text.

Parameter (Struktur bzw. Hydrologie)	Voreinstufung		Voreinstufung II (Halbschritte)	
	Spearman R	p-Niveau	Spearman R	p-Niveau
Tiefenvarianz	-0,54	0,003	-0,48	0,009
Totholz	-0,52	0,005	-0,39	0,041
Aufstau [m]	0,25	0,191	0,30	0,120
Verbau [%]	-0,07	0,730	-0,03	0,881
Substratdiversität	-0,08	0,673	-0,08	0,692
Beschattung [%]	-0,48	0,011	-0,46	0,014
Uferbewuchs [%]	-0,53	0,004	-0,55	0,003
Breite der Ufervegetation [m]	-0,66	0,000	-0,61	0,001
Städtische Nutzung [%]	0,41	0,029	0,41	0,028
Acker [%]	0,60	0,001	0,63	0,000
Weideland [%]	0,59	0,001	0,60	0,001
Wald [%]	-0,60	0,001	-0,57	0,002

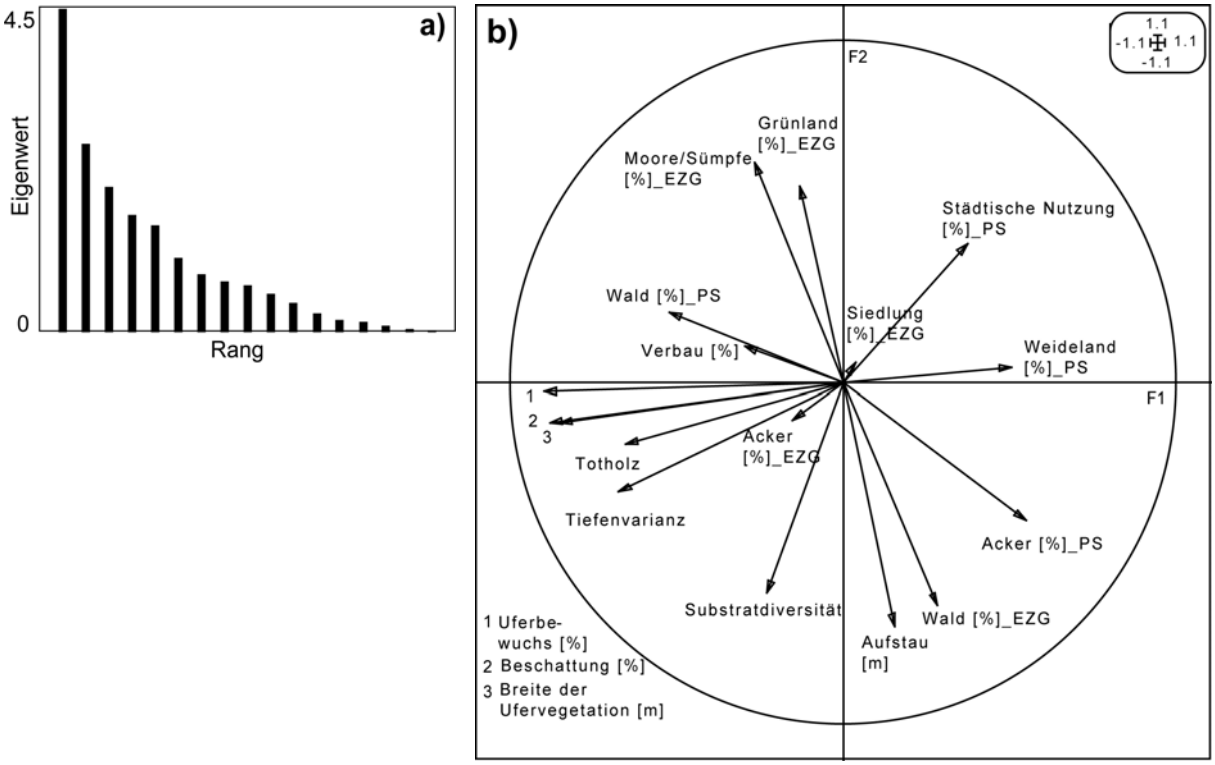
Die Ergebnisse zeigen also, dass die unterschiedlichen Formen zur Einstufung der Gewässer nicht immer zu gleichen Ergebnissen kommen. Für die weiteren Analysen der vorliegenden Arbeit bedeutet das, dass die Einstufung mittels des NI nicht weiter berücksichtigt werden soll.

Diesese Entscheidung lässt sich wie folgt begründen: Zum einen bestehen Bedenken, dass der NI aufgrund der sehr einheitlichen Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer (vgl. Tab. B 3) keine ausreichende Differenzierung hinsichtlich der Degradation der Gewässer zeigt und zum anderen konnten bereits Ofenböck et al. (2004) eine erfolgreiche Einstufung der Gewässer anhand der Einstufung durch Experten unter zu Hilfenahme hydromorphologischer und struktureller Parameter vornehmen.

Die Ergebnisse der durchgeführten Analysen werfen im Weiteren die Frage auf, welche der zur Einstufung heranzuziehenden Parameter die Situation der Gewässer am besten widerspiegeln. Die Analysen des folgenden Abschnittes sollen diese Frage beantworten.

Auf der Grundlage der verschiedenen Parameter zur Landnutzung, Hydromorphologie und Struktur wurden die Gewässer einer PCA unterzogen. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Abb. B 7 dargestellt. Das Histogramm (Graphik a in Abb. B 7) veranschaulicht die Bedeutung der F1 Achse. Mit einem Eigenwert von 4,5 erklärt diese Achse rund 26,3 % der gesamten Variabilität der Daten. Die weiteren Achsen erklären einen deutlich kleineren Anteil der Variabilität (z.B. F2 Achse mit einem Eigenwert von 2,6 und rund 15,3 %).

Aus der Graphik b der Abb. B 7, dem so genannten „Correlation circle“ lassen sich folgende Informationen ablesen: Parameter wie „Uferbewuchs“, „Beschattung“, „Breite der Ufervegetation“ oder „Weideland [%]_PS“ zeigen eine hohe Korrelation mit der F1 Achse.



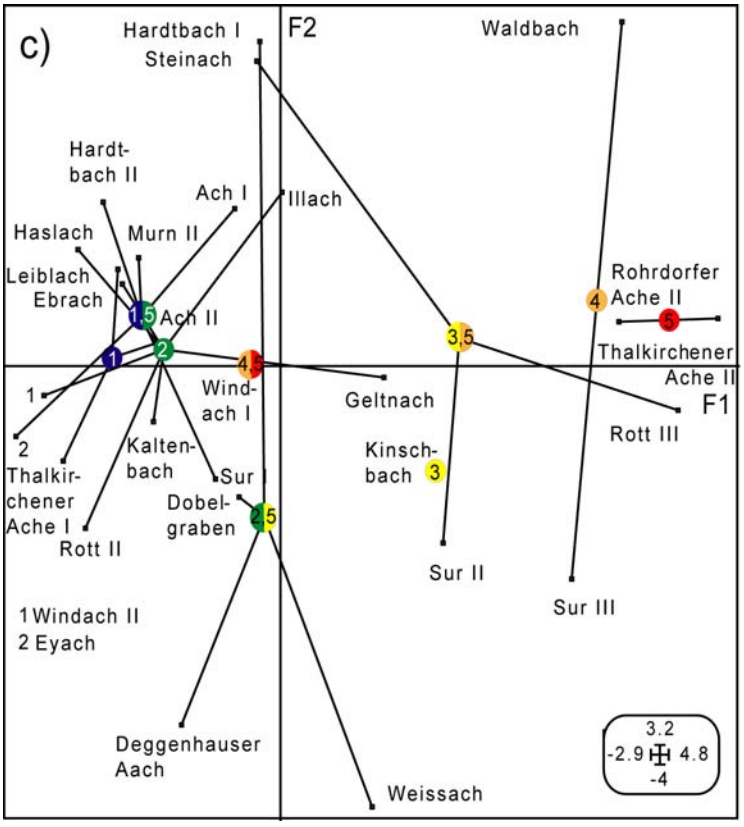


Abb. B 7: Ergebnis der PCA auf der Grundlage verschiedener Parameter zur Struktur, Hydromorphologie und Landnutzung der Gewässer.
a) Histogramm der Eigenwerte.
b) „Correlation circle“. Parameter, die sich auf die Landnutzung im Einzugsgebiet beziehen, wurden mit dem Anhängsel „_EZG“ gekennzeichnet, solche, die sich auf die Landnutzung im Bereich der Probestelle beziehen mit „_PS“.
c) Anordnung der Probestellen in der ersten faktoriellen Ebene (F1 x F2). Farbige Punkte geben das jeweilige Lagezentrum der einzelnen Zustandsklassen in Anlehnung an die „Voreinstufung II“ wieder.

Dies bedeutet, dass die genannten Parameter die Struktur der Daten am besten wiedergeben. Jedoch sind weitere Parameter, die eher eine Korrelation zur F2 Achse aufweisen, wie z.B. Grünlandnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer („Grünland [%]_EZG“) oder „Aufstau“ nicht irrelevant, was wiederum auf die Bedeutung der F2 Achse zurückzuführen ist.
Graphik c der Abb. B 7 zeigt auf der Grundlage dieser Ergebnisse die Anordnung der Probestellen in der ersten faktoriellen Ebene (F1 x F2). Letztendlich kommen solche Probestellen, die sich durch Parameter auszeichnen, deren Pfeile im „Correlation circle“ nach links zeigen, eher in der linken Hälfte der faktoriellen Ebene zum Liegen. Solche Probestellen, die sich z.B. eher durch einen hohen Anteil von „Acker“, „Weideland“ oder „Städtischer Nutzung“ im Bereich der Probestelle auszeichnen, liegen in der faktoriellen Ebene eher auf der rechten Seite.
Auf der Basis dieser Ergebnisse wurde überprüft, wie gut die Einstufung der Gewässer, welche von der Autorin gewählt wurde, mit den Ergebnissen der PCA übereinstimmt. Hierzu wurden zunächst alle Gewässer mit der gleichen Voreinstufung zu einer Gruppe zusammengefasst. Das Statistik Programm (ADE-4) berechnet auf dieser Basis das Lagezentrum einer jeden Gruppe. Aus der Graphik c in der Abb. B 7 geht hervor, dass die Einstufung der Gewässer nach der Voreinstufung relativ gut mit der F1 Achse übereinstimmt. Das bedeutet, dass das Verfahren nach dem Urteil der Experten im Hinblick auf die Einstufung der Gewässer zu ähnlichen Ergebnissen kommt, wie die Betrachtung aller kartierten Parameter in ihrer Gesamtheit.
Es sei noch auf eine Besonderheit hingewiesen, welche die Probestelle der Windach II betrifft. Diese Probestelle bzw. das Gewässer wurde im Hinblick auf den Zustand als „unbefriedigend“ bzw. „schlecht“ (4,5) eingestuft. In der faktoriellen Ebene kommt dieses Gewässer allerdings eher auf der linken Hälfte und damit im Bereich der strukturell „besseren“ Gewässer zum Liegen (Graphik c der Abb. B 7). Dieser Aspekt ist leicht erklärbar. Im Bereich der unmittelbaren Probestelle war das Gewässer als strukturell zwar als „gut“ zu bewerten. Jedoch war das Gewässer oberhalb der Probestelle gestaut, so dass ein natürliches Abflussverhalten gänzlich fehlte. Aus diesem Grund wurde die Probestelle abgewertet. Letztlich ein Aspekt, der durch die Voreinstufung durch Experten berücksichtigt werden konnte, im Rahmen der Auswertung einzelner Parameter jedoch unberücksichtigt bleibt.

Fazit zur Einstufung der Gewässer

Zur Einstufung der Gewässer können sowohl einzelne Parameter zur Hydromorphologie, Struktur oder Landnutzung im Bereich der Probestelle als auch die Expertenmeinung herangezogen werden. Der Landnutzungsindex (NI) nach Böhmer et al. (2004) eignet sich zu diesem Zweck (zumindest für die untersuchten Gewässer der vorliegenden Arbeit) hingegen weniger gut.

B 4.2 Lassen sich biologische Metrics („Species traits“) sinnvoll in die Bewertung der Gewässer integrieren?

Nachdem die Einstufung der Gewässer vorgenommen wurde, soll im Folgenden nach Parametern (Metrics) gesucht werden, die die Situation der Gewässer im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“ widerspiegeln. Bereits in den Arbeiten von Hering at al. (2004) und Böhmer et al. (2004) wurde für verschiedene Fließgewässertypen versucht, die Bewertungssysteme auf einer Anzahl verschiedener Metrics aufzubauen (multimetrischer Ansatz in Anlehnung an Karr & Chu (1999)). Insgesamt erscheint dieser multimetrische Ansatz sehr sinnvoll, da er die Variabilität einzelner Metrics unter Umständen auszugleichen vermag (vgl. Abschnitt A 3.2.4).

Die Korrelation der multimetrischen Bewertungsergebnisse mit der Einstufung der Gewässer (über Landnutzung im Einzugsgebiet sowie struktureller Parameter) erreichte jedoch nur in Ausnahmefällen hohe Werte. Ein Beispiel gibt Böhmer et al. (2004) für den Fließgewässertyp 5 (siehe Anhang A 5). Die höchste Korrelation der Bewertungsergebnisse mit dem Landnutzungsindex (NI; vgl. Abschnitt B 3.1.2) betrug – 0,66 bzw. mit der Struktur der Gewässer – 0,39. Das bedeutet, dass die Bewertungsergebnisse vermutlich nicht in allen Fällen den ökologischen Zustand der Gewässer angemessen widerspiegeln.

Die Metrics, welche bislang von Hering et al. (2004) und Böhmer et al. (2004) für die Entwicklung der Bewertungsverfahren herangezogen wurden, lassen sich den folgenden Gruppen zuordnen: Zusammensetzung der Biozönose, Toleranz einzelner Gruppen, Vielfalt und Diversität sowie funktionale Aspekte einzelner Gruppen. Aus dieser Zusammenstellung geht hervor, dass biologische Metrics bislang für die Entwicklung dieser Bewertungsverfahren nicht berücksichtigt wurden.

Verschiedene Arbeiten von Charvet et al. (1998), Dolédec et al. (1999) oder Gayraud et al. (2003) konnten jedoch zeigen, dass eine Indikation anthropogener Einflüsse in Fließgewässern auf der Grundlage der biozönotischen Zusammensetzung in Kombination der biologischen Artmerkmale („species traits“) besser gelingt, als lediglich auf der Grundlage der biozönotischen Zusammensetzung.

Im Folgenden soll daher geprüft werden, ob für das derzeitige Bewertungsverfahren die Integration biologischer Metrics sinnvoll ist und eventuell aussagekräftigere Ergebnisse liefert.

B 4.2.1 Zusammenhang zwischen „Species traits“ und biozönotischer Struktur der Daten

Zu Beginn soll kurz erläutert werden, was die folgenden Analyseschritte beinhalten und was die zentralen Aussagen dieser Analysen sind.

In einem ersten Schritt soll eine Fuzzy-Korrespondenz Analyse auf der Datengrundlage der Traits durchgeführt werden. Durch die Ergebnisse lassen sich taxonomische Gruppen identifizieren, anhand derer die Differenzierung der Daten erklärt werden kann. Darüber hinaus kann

abgelesen werden, welche Traits einen großen Erklärungsgrad der Daten aufweisen. Nur für solche Traits ist es letztlich sinnvoll, nach einem Zusammenhang im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“ der Gewässer zu suchen. Für die Durchführung der Fuzzy-Korrespondenz Analyse wurden sieben verschiedene „Traits“ mit insgesamt 27 unterschiedlichen Kategorien berücksichtigt (siehe Tab. B 6). Die Zuordnung der Traits zu den entsprechenden Taxa ist in Anhang A 8 wiedergegeben.

Tab. B 6: Analysierte Traits mit zugehöriger Kategorie.

Trait	Kategorie
1) Größe	<= 5 mm
	> 5-10 mm
	> 10-20 mm
	> 20 mm
2) Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus	<= 100
	> 100-1000
	> 1000
3) Anzahl der Reproduktionszyklen pro Jahr	semivoltin
	univoltin
	plurivoltin
4) Anzahl der Reproduktionszyklen pro Individuum	1
	2
	> 2
5) Lebensdauer der Adulten	< 10 Tage
	> 10-30 Tage
	> 30-365 Tage
	> 365 Tage
6) Ausbreitungspotential (im Wasser)	<= 10 m
	> 10-100 m
	> 100-1000 m
	> 1000 m
7) Ernährungstypen	Schlinger
	Zerkleinerer
	Weidegänger
	Detritusfresser
	Filtrierer
	Minierer

In einem zweiten Schritt soll eine Korrespondenzanalyse auf der Grundlage der biozönotischen Daten (Taxalisten) durchgeführt werden. Diese Analyse ist eine Voraussetzung, um letztlich im Rahmen einer dritten Analyse (Co-Inertia Analyse) zu überprüfen, ob die Struktur der Biozönose durch die „Species traits“ erklärt werden kann. Nur wenn ein Zusammenhang zwischen beiden Datensätzen (die Biozönose auf der einen Seite und die Traits auf der anderen Seite) besteht, ist es sinnvoll, nach speziellen „Traits“ für die Bewertung der Gewässer zu suchen.

B 4.2.1.1 Ergebnis der Fuzzy-Korrespondenz Analyse

In einem ersten Schritt wurde eine Fuzzy-Korrespondenz Analyse (FCA) auf der Basis der Traitstruktur der Taxalisten (siehe Anhang A 8) berechnet, wobei die Traits zuvor mit der logarithmierten Abundanz der Taxa gewichtet wurden. In Abb. B 8 ist das Ergebnis dieser Analyse dargestellt.

Das Histogramm in Abb. B 8 zeigt die Eigenwerte der ersten beiden Achsen. Diese betragen 4,1 bzw. 2,9, d.h. durch die F1-Achse werden 26,4% und durch die F2-Achse 18,3% der Variabilität erklärt (Tab. B 7). Somit wird die Struktur der Daten durch die ersten beiden Achsen in angemessener Form erklärt.

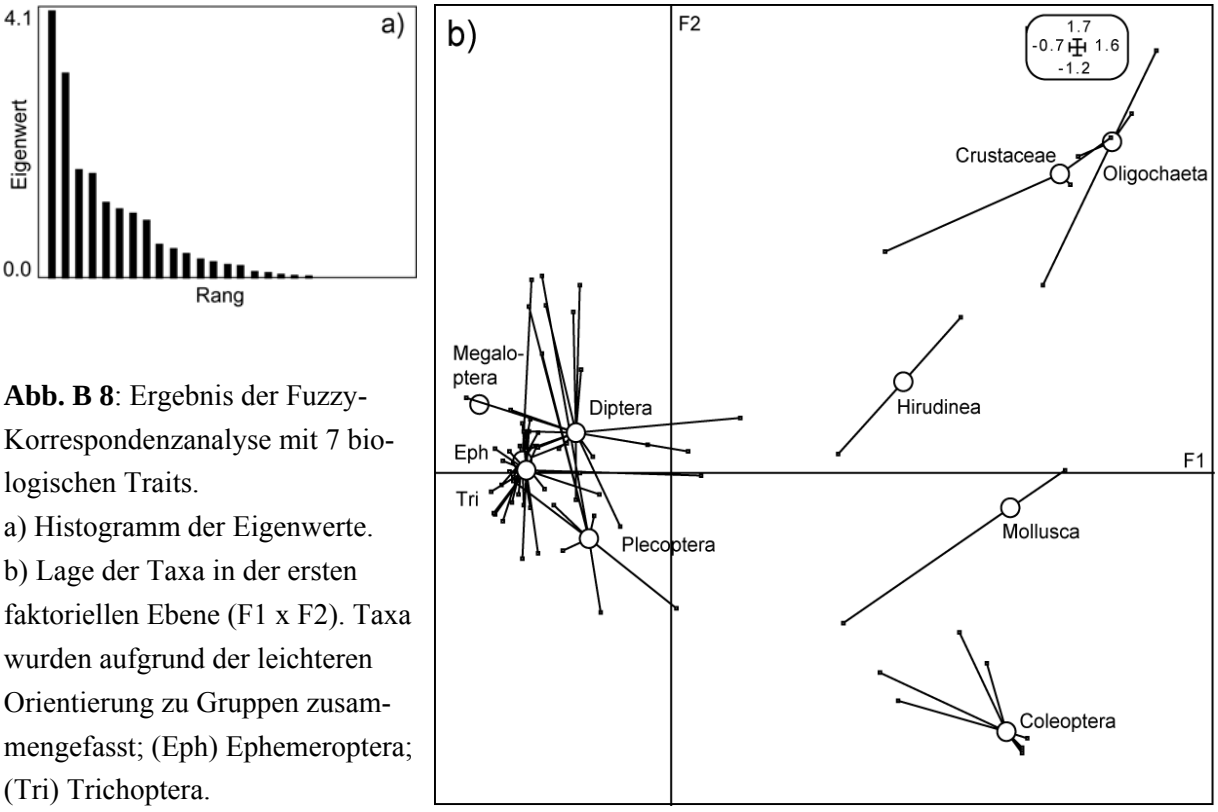


Abb. B 8: Ergebnis der Fuzzy-Korrespondenzanalyse mit 7 biologischen Traits.
a) Histogramm der Eigenwerte.
b) Lage der Taxa in der ersten faktoriellen Ebene (F1 x F2). Taxa wurden aufgrund der leichteren Orientierung zu Gruppen zusammengefasst; (Eph) Ephemeroptera; (Tri) Trichoptera.

Die Graphik b) in Abb. B 8 veranschaulicht die Lage der Taxa (auf der Basis der Traitstrukturen) in der ersten faktoriellen Ebene (F1 x F2). Entlang der F1-Achse trennen sich die Insekten (linke Hälfte der faktoriellen Ebene) von den Nicht-Insekten (rechte Hälfte der faktoriellen Ebene), wobei die Coleoptera eine Sonderstellung einnehmen (ebenfalls rechte Hälfte). Die Coleoptera grenzen sich allerdings auf der F2-Achse von den Nicht-Insekten ab.

In Tab. B 8 ist aufgelistet, auf welche Traits die Lage der Taxa innerhalb der faktoriellen Ebene zurück zu führen ist. Unter anderem ist es die Größe der Organismen, die Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus bzw. pro Individuum sowie die Lebensdauer der Adulten.

Tab. B 7: Angabe des prozentualen Anteils der Varianz, der durch die sieben untersuchten Traits erklärt wird. Angabe für die F1- und F2-Achse. Grau hinterlegt sind solche Traits, die einen hohen Erklärungsgrad aufweisen.

Trait	F1-Achse	F2-Achse
Größe	0,40	0,60
Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus	0,73	0,01
Anzahl der Reproduktionszyklen pro Jahr	0,04	0,20
Anzahl der Reproduktionszyklen pro Individuum	0,75	0,60
Lebensdauer der Adulten	0,76	0,34
Ausbreitungspotential (im Wasser)	0,08	0,15
Ernährungstypen	0,08	0,28
Eigenwert	4,2	2,9
Prozentualer Anteil der Varianz	26,4	18,3

Die Lage der Traits in der ersten faktoriellen Ebene (Abb. B 9) veranschaulicht noch einmal das Ergebnis aus Tab. B 7. Hieraus wird deutlich, warum sich die Insekten von den Nicht-Insekten und den Coleoptera abgrenzen. Erstere zeichnen sich durch eine kürzere Lebensdauer der Adulten aus, als die Nicht-Insekten bzw. Coleoptera. Des Weiteren grenzen sich die Coleoptera auf der F2-Achse durch eine kleinere Körpergröße von den übrigen Nicht-Insekten ab.

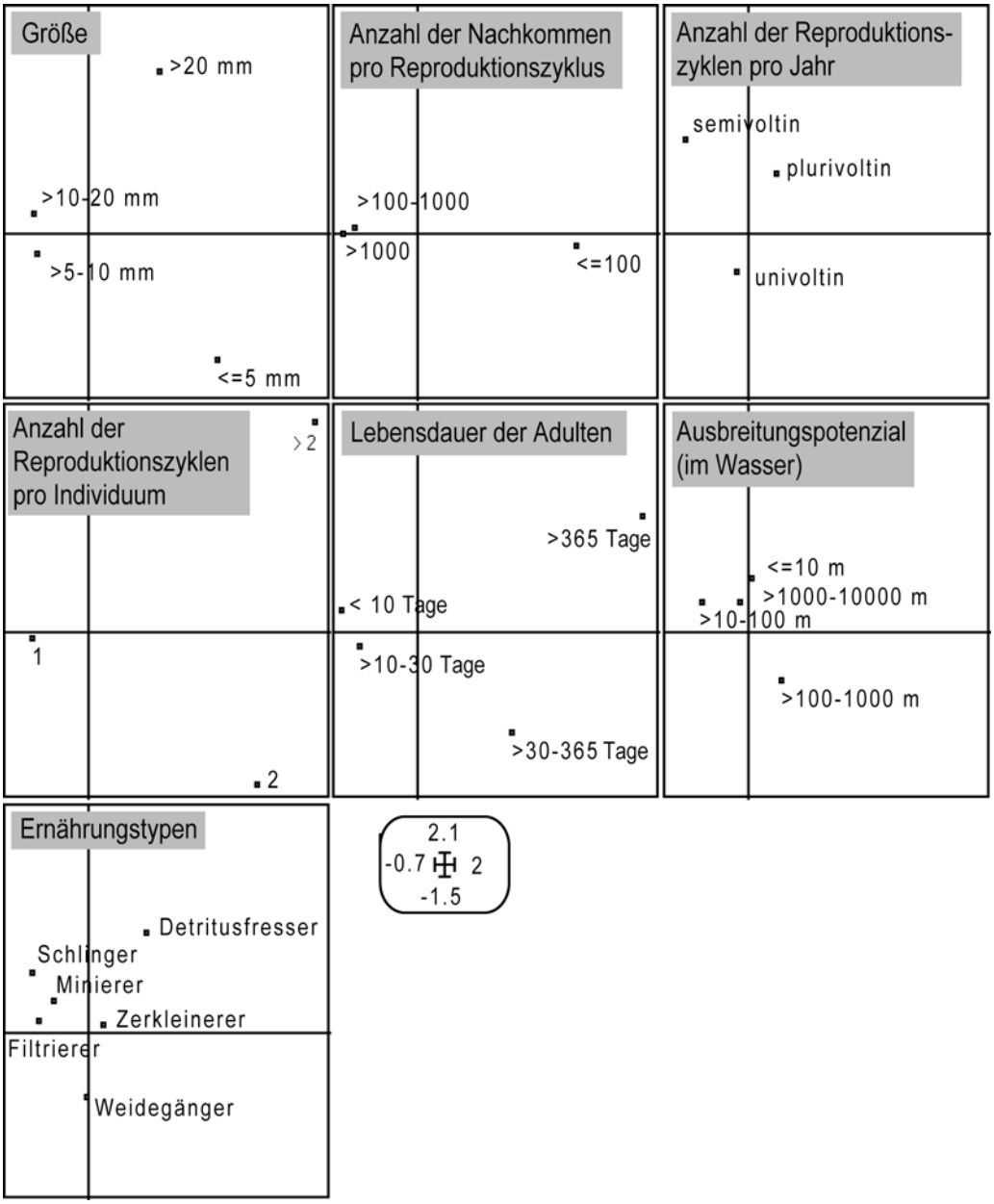


Abb. B 9: Ergebnis der Fuzzy-Korrespondenzanalyse (FCA). Darstellung der 7 biologischen Traits in der ersten faktoriellen Ebene (F1 x F2).

Im Anschluss an die Betrachtung der Traitstruktur soll die biozönotische Struktur der Taxalisten betrachtet werden.

B 4.2.2.2 Ergebnis der Korrespondenzanalyse der biozönotischen Daten

Auf der Basis der logarithmierten Abundanzen der Taxa wurde eine Korrespondenzanalyse durchgeführt, wobei es sich bei den verwendeten Taxalisten um die gleichen handelt, die auch schon für die Gewichtung der Traits verwendet wurden. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Abb. B 10 dargestellt. Die Betrachtung des Histogramms (Graphik a) in Abb. B 10) zeigt einen Eigenwert der F1-Achse von 2,1, dies entspricht einem Erklärungsgrad der Variabilität von nur rund 16,5 %. Die F2-Achse erklärt mit einem Eigenwert von 1,2 nur etwa 10 % der Variabilität. Hieraus wird deutlich, dass im Grunde die ersten zwei Achsen nicht ausreichen, um die Struktur der Daten hinreichend zu erklären. In Graphik b) der Abb. B 10 sind die Probestellen innerhalb der ersten faktoriellen Ebene abgebildet. Unter anderem liegen die Probestellen im Verlauf der F1-Achse, die mit Abstand den höchsten Anteil der Variabilität erklärt, relativ dicht beieinander. Lediglich einige Probestellen wie die Steinach, Sur und Windach grenzen sich mehr oder weniger deutlich von den übrigen Probestellen ab. Im Hinblick auf die Kurznamen der Probestellen in Abb. B 10 vergleiche Tab. B 2.

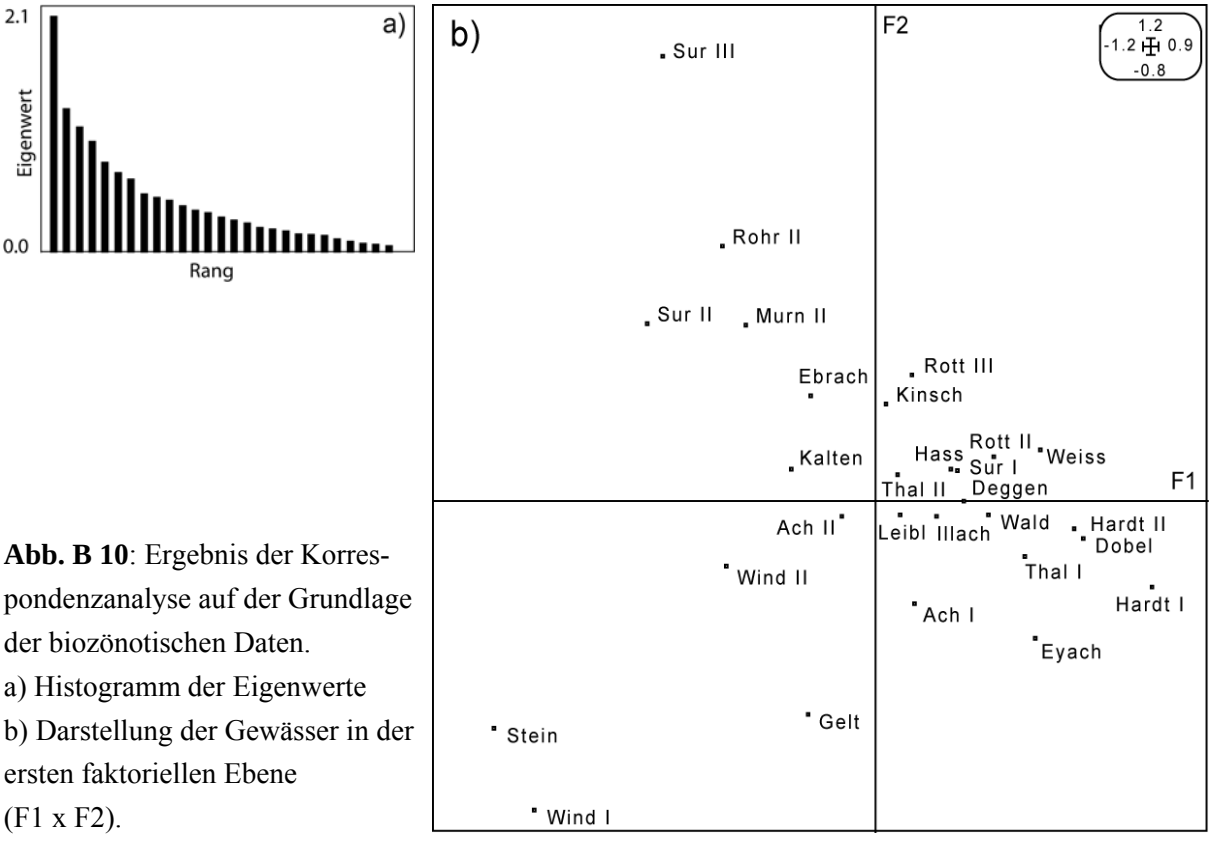


Abb. B 10: Ergebnis der Korrespondenzanalyse auf der Grundlage der biozönotischen Daten.
a) Histogramm der Eigenwerte
b) Darstellung der Gewässer in der ersten faktoriellen Ebene (F1 x F2).

Auf der Basis der Ergebnisse der Fuzzy-Korrespondenzanalyse (Traits) sowie der Korrespondenzanalyse der biozönotischen Daten stellt sich die Frage, ob beide Aspekte die Struktur der Daten gleichermaßen darstellen. Oder mit anderen Worten: Kann die Struktur der biozönotischen Daten anhand der Traitstrukturen abgebildet werden?
Um diese Frage zu beantworten, wurde im Folgendem eine Co-Inertia Analyse durchgeführt.

B 4.2.2.3 Ergebnis der Co-Inertia Analyse

Das Ergebnis der Co-Inertia Analyse ist in Abb. B 11 dargestellt. Mit p = 0,003 besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen der biozönotischen Struktur der Daten und den Informationen durch die Traits. Aus den Graphiken geht hervor, dass in diesem Fall die F1-Achse mit einem Eigenwert von 0,021 einen prozentualen Anteil der Variabilität von 51,6 % erklärt und somit einen wesentlichen Anteil der Struktur der Daten erklärt. In Graphik b) der Abb. B 11 wurde die Lage der Probestellen in der ersten faktoriellen Ebene dargestellt. Zwecks einer besseren Interpretation wurden die Probestellen im Hinblick auf die Voreinstufung der Gewässer den einzelnen Zustandsklassen zugeordnet. Von der Software wurden daraufhin wiederum die Lagezentren der einzelnen Kategorien (Voreinstufung 1 bis 5) berechnet. Es wird deutlich, dass die Lagezentren der Voreinstufung einem gewissen Gradienten entlang der F1-Achse sowie der F2-Achse folgen, das Lagezentrum der „sehr guten“ Probestellen liegt innerhalb der faktoriellen Ebene am weitesten in der linken, unteren Hälfte, das der „schlechten“ Probestellen in der rechten, oberen Hälfte. Betrachtet man jedoch die Lage der einzelnen Probestellen, ist die Aufteilung nach diesem Schema nur unzureichend. Es lassen sich die Probestellen nicht hinreichend deutlich im Hinblick auf die Voreinstufung voneinander trennen (Graphik b) der Abb. B 11).

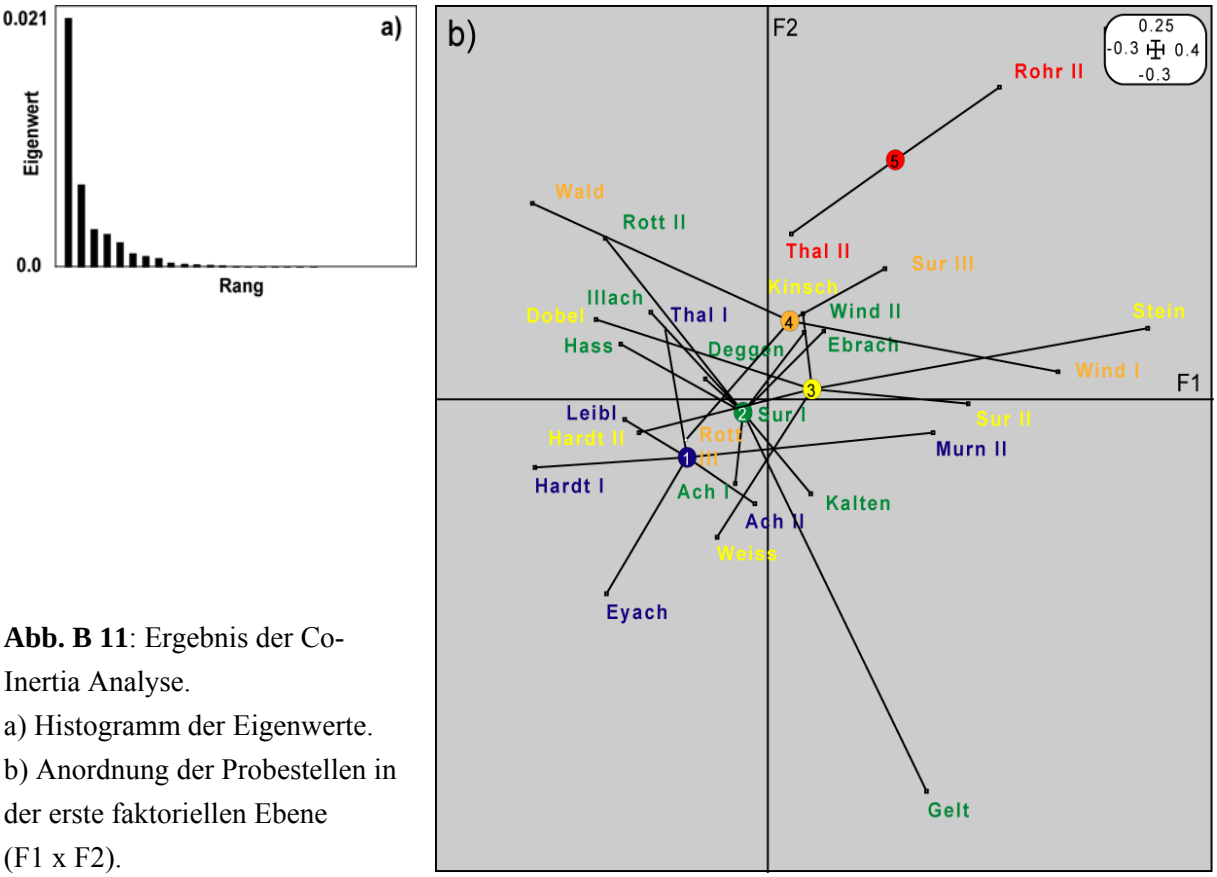


Abb. B 11: Ergebnis der Co-Inertia Analyse.
a) Histogramm der Eigenwerte.
b) Anordnung der Probestellen in der erste faktoriellen Ebene (F1 x F2).

B 4.2.2 Korrelation ausgewählter Traits mit der Voreinstufung der Gewässer

Die durchgeführten Analysen hinsichtlich der Traits zeigen, dass insgesamt die Struktur der Daten durch die Traits erklärt werden kann (signifikantes Ergebnis der Co-Inertia Analyse). Allerdings zeigt das Ergebnis der Co-Inertia Analyse auch, dass eine Degradation der Gewässer nicht anhand der Traits erklärt werden kann (keine klare Trennung der Gewässer hinsichtlich ihrer Voreinstufung, vgl. Abb. B 11 b). Letzteres soll anhand eines Beispiels abschließend verdeutlicht werden.

Für die folgende Analyse wurden solche Traits herausgegriffen, die nach der Fuzzy-Korrespondenzanalyse einen hohen Erklärungsgrad der Struktur der Daten zeigten. Dies waren im Einzelnen folgende Traits: Größe der Organismen, die Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus bzw. pro Individuum sowie die Lebensdauer der Adulten (vgl. Abschnitt B 4.2.1.1).

Innerhalb dieser Traits wurde wiederum die Kategorie (vgl. Tab. B 6) herausgegriffen, die im Hinblick auf die F1-Achse die Daten voneinander trennt. Als Beispiel sei die Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus genannt. Auf der rechten Hälfte der faktoriellen Ebene in Abb. B 9 lagen die Organismen mit einer Anzahl von weniger als 100 Nachkommen pro Reproduktionszyklus, auf der linken Seite hingegen die Organismen mit mehr als 100 Nachkommen pro Reproduktionszyklus. In der Konsequenz wurde der Trait „Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus ≤ 100“ als ein Metric herausgegriffen, der die Daten voneinander trennt. Dabei ist allerdings fraglich, ob dieser Metric die Daten auch im Hinblick auf die Belastung der Gewässer trennt. Um dieser Frage nachzugehen, wurde den nachgewiesenen Taxa der untersuchten Probestellen der prozentuale Anteil zugewiesen, mit dem der Trait „Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus ≤ 100“ auf das jeweilige Taxon zutrifft (vgl. Anhang A 8). In einem ersten Ansatz wurde dieser Anteil (separat für jede Taxaliste) addiert (ungewichteter Ansatz). Im zweiten Ansatz hingegen wurde dieser Anteil mit den logarithmierten Abundanzen der Taxa gewichtet (gewichteter Ansatz).

Analog wurde mit den Metrics „Körpergröße ≤ 5mm“, „Anzahl der Reproduktionszyklen pro Individuum > 1“ und „Lebensdauer der Adulten > 30 Tage“ verfahren.

Anschließend wurden die (neuen) Metricergebnisse auf der Grundlage der Traits mit der Voreinstufung II (vgl. Tab. B 4) der Gewässer korreliert. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Tab. B 8 wiedergegeben.

Tab. B 8: Ergebnis der Korrelation der Metricergebnisse, welche auf der Grundlage der Traits ermittelt wurden und der Voreinstufung II der Gewässer. Grau hinterlegt: Signifikante Ergebnisse.

Korrelation zwischen Voreinstufung II und...	Ungewichteter Ansatz		Gewichteter Ansatz	
	Spearman	p-Niveau	Spearman	p-Niveau
Größe der Taxa <= 5mm	-0,39	0,041	-0,40	0,036
Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus <= 100	-0,15	0,456	-0,22	0,253
Anzahl der Reproduktionszyklen pro Individuum > 1	-0,02	0,913	-0,08	0,675
Lebensdauer der Adulten > 30 Tage	-0,17	0,377	-0,31	0,113

Nur in einem Fall, die Körpergröße der Taxa betreffend, konnte eine signifikante Korrelation zwischen dem Metric und der Voreinstufung festgestellt werden. Allerdings ist der Zusammenhang mit R = -0,39 bzw. R = -0,40 im gewichteten Ansatz sehr gering.

Fazit zur Bewertung der Gewässer anhand der „Species Traits“

Obwohl sich die biozönotische Struktur der Daten durch die Traits erklären lässt, konnte kein Zusammenhang zwischen der Degradation der Gewässer und den Traits hergestellt werden. Für die Bewertung der in der vorliegenden Studie untersuchten Gewässer können die Traits nicht herangezogen werden.

B 4.3 Auswahl geeigneter Metrics zur Bewertung der Gewässer

Aus den Analysen des vorangegangenen Abschnitts wurde deutlich, dass die Integration biologischer Traits in das Bewertungssystem der Gewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes nicht sinnvoll ist. Im Folgenden soll daher versucht werden, die bereits von Hering et al. (2004) und Böhmer et al. (2004) analysierten Metrics in Beziehung zur Struktur, Hydromorphologie, Landnutzung im Bereich der Probestelle sowie Voreinstufung der Gewässer zu setzen. Um durch diese Vorgehensweise indikative Metrics zu identifizieren, wurden zunächst rund 180 verschiedene Metrics auf der Basis der Taxaliste einer jeden Probestelle berechnet. Die Berechnungen wurden dabei mittels der Software AQEM 2.5 durchgeführt. Für die weiteren Analysen wurde aus den rund 180 Metrics eine Auswahl von ca. 90 Metrics getroffen. Solche Metrics wie z.B. der Potamon Typie Index (Schöll et al. in Vorbereitung), welcher zur Bewertung großer Ströme (Bundeswasserstraßen) herangezogen wird, blieben für die Entwicklung des Bewertungsverfahren für die Bäche der Jungmoräne von vornherein unberücksichtigt.

In Anlehnung an Hering et al. (2004 a) wurden im Anschluss daran Korrelationsanalysen zwischen Metrics und den einzelnen Parametern (s.o.) durchgeführt. Als Ergebnis wurden in Tab. B 9 solche Metrics aufgelistet, die eine Korrelation mit zumindest einem der Parameter zeigen (Korrelationskoeffizienten $R > 0,5$) und zudem mit $p < 0,05$ signifikant sind.

Im Folgenden sollen die Ergebnisse aus Tab. B 9 erläutert werden, zunächst jedoch eine kurze Erklärung zweier Metrics.

Hinter dem Metric „**Fauna Index Typ 3.1**“ verbirgt sich folgendes: Lorenz et al. (2004) entwickelten für verschiedene Gewässertypen die so genannten „Fauna Indices“. In Anlehnung an die Arbeiten von Lorenz et al. (2004) wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit der Fauna Index für den Gwässertyp 3.1 entwickelt. Hierbei wurden den nachgewiesenen Taxa der untersuchten Gewässer Werte zwischen –2 und 2 zugeordnet. Negative Werte bekamen solche Taxa, die typischer Weise eher in beeinträchtigten Gewässern des Typs 3.1 zu finden sind (z.B. verschiedene Hirudinea). Positive Werte wurden hingegen für solche Taxa vergeben, die überwiegend in weniger beeinträchtigten Gewässern vorkommen (z.B. verschiedenen Plecoptera). Der Wert „Null“ wurde solchen Taxa zugeordnet, die im Hinblick auf eine Degradation der Gewässer wenig aussagekräftig sind. Ein Beispiel hierfür ist die Larve der Eintagsfliege *Baetis rhodani,* welche unabhängig von der Belastung in allen untersuchten Gewässern nachgewiesen werden konnte. Die Zuordnung der Werte für die entsprechenden Taxa sind der Tab. im Anhang A 9 der vorliegenden Arbeit zu entnehmen. Der Metric-Wert für den Fauna-Index Typ 3.1 berechnet sich letztlich aus der Summe der vergebenen Werte der entsprechenden Taxa einer Taxaliste.

Der Metric „**Diptera [%] (log_Ind.)**“ entspricht dem prozentualen Anteil der Diptera an der Gesamtbiozönose, jedoch wurden vor der Berechnung die Abundanzen der Taxa logarithmiert. Zur Begründung des Vorgehens vergleiche Abschnitt A 3.4.2 im Teil A der vorliegenden Arbeit.

Tab. B 9: Auflistung der Kandidatenmetrics des Gewässertyps 3.1 mit Angabe der Korrelation zur Voreinstufung bzw. zu strukturellen oder hydromorphologischen Parametern. Metric-Typen: T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, Z = Zusammensetzung und Abundanz, F = funktionale Gruppen. Grau hinterlegt: Auswahl der Coremetrics.

Metric-Typ	Metric	Voreinstufung R p-Niveau	Voreinstufung II R p-Niveau	Tiefenvarianz R p-Niveau	Breite der Ufervegetation [m] R p-Niveau	Uferbewuchs [%] R p-Niveau	Beschattung [%] R p-Niveau
T	Fauna-Index Typ 3.1	**-0,60** 0,001	**-0,69** < 0,001	- -	- -	- -	- -
T	Xenosaprobe Taxa [%] (eingestufte Taxa = 100%)	**-0,50** 0,007	**-0,51** 0,006	**0,51** 0,005	**0,50** 0,007	- -	- -
V	Diversität (Margalef Index)	**-0,66** < 0,001	**-0,71** < 0,001	- -	- -	- -	- -
V	EPT-Taxa (Anzahl)	**-0,71** < 0,001	**-0,79** < 0,001	- -	- -	- -	- -
V	Anzahl der Taxa	**-0,62** < 0,001	**-0,64** < 0,001	- -	- -	- -	- -
V	Diversität (Shannon-Wiener-Index)	**-0,50** 0,006	**-0,58** 0,001	- -	- -	- -	- -
V	Trichoptera (Anzahl Taxa)	**-0,51** 0,006	**-0,50** 0,006	- -	- -	**0,51** 0,005	**0,50** 0,006
V	Coleoptera (Anzahl Taxa)	**-0,60** 0,001	**-0,62** < 0,001	- -	- -	- -	- -
V	EPTCOB[1] (Anzahl der Taxa)	**-0,69** < 0,001	**-0,75** < 0,001	- -	- -	- -	- -
Z	Diptera [%] (log_Ind.)	**0,51** 0,005	**0,55** 0,002	- -	- -	- -	- -
Z	EPT/OL[2] [%]	- -	- -	**0,52** 0,004	- -	- -	- -
Z	Anzahl der Gattungen	**-0,56** 0,002	**-0,57** 0,002	- -	- -	- -	- -
F	Akal+Lithal+Psammal-Besiedler [%] (eingestufte Taxa = 100%)	**-0,51** 0,005	**-0,56** 0,002	- -	- -	- -	- -
F	Akal-Besiedler [%] (eingestufte Taxa = 100%)	- -	- -	- -	- -	**0,55** 0,003	- -

[1] Eph., Ple., Tri., Col., Odo., Bivalv.

[2] Eph., Ple., Tri. / Oligochaeta

Insgesamt zeigen Metrics signifikante Korrelationen nur mit beiden Formen der Voreinstufung (vgl. Tab. B 4) und Parametern zur „Tiefenvarianz", „Breite der Ufervegetation", „Uferbewuchs" und „Beschattung" (Tab. B 9). Die vier letztgenannten Parameter sind insbesondere solche, die schon im Rahmen der PCA als Parameter mit einem hohen Erklärungsgrad erkannt wurden (vgl. Abb. B 7). Die Korrelationskoeffizienten für diese Parameter liegen allerdings zwischen 0,50 und 0,55 und sind somit eher gering. Höhere Korrelationskoeffizienten wurden für die beiden Formen der Voreinstufung erreicht. Mit R = -0,79 wurde die höchste Korrelation zwischen der Voreinstufung II (siehe Tab. B 9) und dem Metric „EPT (Anzahl der Taxa)" festgestellt (EPT: summierte Taxazahl der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera).

Aus diesen insgesamt 14 Kandidatenmetrics für das Bewertungsverfahren sollte im Folgenden eine Auswahl getroffen werden, welche letztlich zur Bewertung der Gewässer herangezogen wird. Kriterium für die Auswahl der so genannten Coremetrics war unter anderem die Berücksichtigung verschiedener Metrictypen - eine Forderung der EG-WRRL (vgl. Anhang V Abs. 1.2.1; Europäische Union 2000). Um dieser Forderung nachzukommen, wurden die

Metrics vier verschiedenen Metric-Typen zugeordnet: Toleranz (T), Vielfalt und Diversität (V), Zusammensetzung und Abundanz (Z) und funktionale Gruppen (F) (vgl. Meier et al. 2004).
Ziel war es, möglichst alle vier Metric-Typen mit zumindest einem Metric im multimetrischen Index zu berücksichtigen. Zudem sollten Metrics ausgewählt werden, die eine möglichst hohe Korrelation mit der Voreinstufung oder einem der weiteren Parameter in Tab. B 9 zeigen. Zeigten Metrics ähnlich hohe Korrelationen mit der Voreinstufung sowie mit den hydromorphologischen oder strukturellen Parametern, fiel die Entscheidung eher auf den Metric, der ein Korrelation mit der Voreinstufung aufwies.

Auf der Grundlage der genannten Kriterien wurden vorläufig sechs Coremetrics ausgewählt, welche in Tab. B 9 durch die graue Hinterlegung kenntlich gemacht wurden.

B 4.3.1 Festlegung von Ankerpunkten und Berechnung des MMI

Bevor der multimetrische Index mittels dieser vorläufigen Coremetrics berechnet werden kann, steht noch die Festlegung des „Oberen“ und „Unteren Ankerpunktes“ für jeden Metric an. Bezüglich der Bedeutung der Ankerpunkte vergleiche Abschnitt A 2.6.
Das bisherige Verfahren für die Festlegung der Ankerpunkte sieht vor, das 5 % und 95 %-Intervall der Daten als unteren und oberen Ankerpunkt festzulegen. Anschließend können diese Werte durch Experten noch korrigiert werden (Meier et al. 2004). Hierzu ein Beispiel: Der obere Ankerpunkt (der Wert für das 95 %-Intervall) des Metrics „Plecoptera [%] (Ind.)“ liegt bei 40 %. Nach Meinung von Experten ist es unrealistisch, dass eine Biozönose eines (intakten) Gewässers zu 40 % aus Plecopteren besteht, der obere Ankerpunkt wird folglich auf 20% herunter gesetzt.
In der vorliegenden Arbeit wurde ein anderer Ansatz zur Festlegung der Ankerpunkte verfolgt. Zunächst wurde wurde für jeden Metric ein Scatterplot angefertigt, in dem die beobachteten Metricwerte in Abhängigkeit von der Voreinstufung der Gewässer aufgetragen sind. Anschließend wurde versucht, anhand dieses graphischen Hilfsmittels die Ankerpunkte und damit auch die Lage der einzelnen Zustandsklassen festzulegen. Hierbei wurde möglichst darauf geachtet, dass ein beobachteter Metricwert eines z.B. als „gut“ eingestuften Gewässers auch in der entsprechenden Qualitätsklasse zum Liegen kommt. (siehe Abb. B 12). Die daraus resultierenden Ankerpunkte der einzelnen Coremetrics sind in Tab. B 10 aufgeführt.

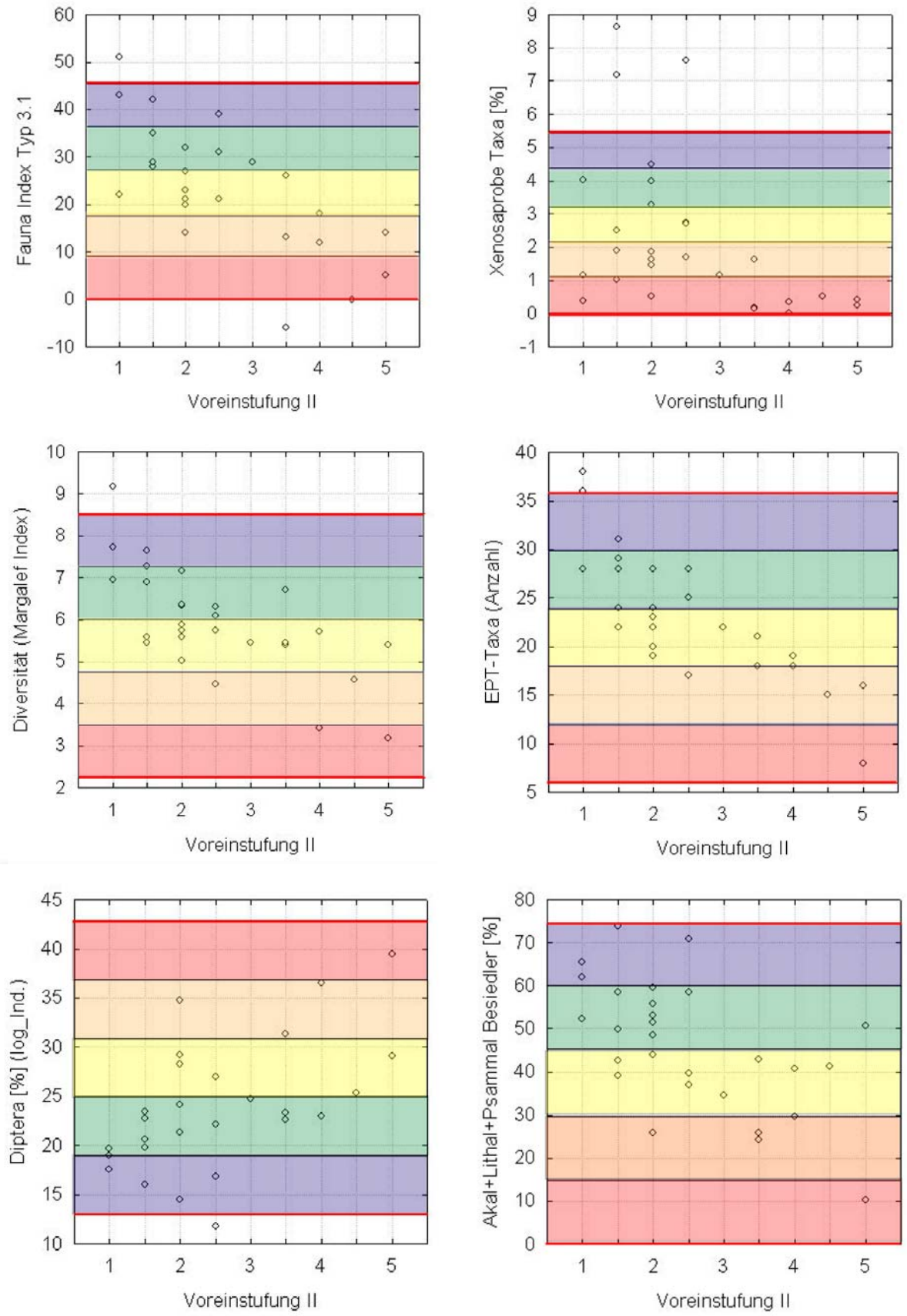


Abb. B 12: Scatterplots der Metrics in Abhängigkeit der Voreinstufung zur Ermittlung der Ankerpunkte. Rote Linien repräsentieren jeweils den „Oberen“ bzw. “Unteren Ankerpunkt“ der Metrics. Schwarze Linen geben die Klassengrenzen wieder.

Tab. B 10: Ankerpunkte der Coremetrics.

	Fauna-Index Typ 3.1	Diversity (Margalef Index)	Diptera [%] (log_Ind.)	Xenosa-probe Taxa [%][1]	EPT-Taxa (Anzahl)	Type Aka+ Lit+Psa [%][2]
Unterer Ankerpunkt	0	2,25	43,0	0,0	6	0,0
Oberer Ankerpunkt	45	8,50	13,0	5,5	36	75,0

[1] (eingestufte Taxa = 100%)

[2] Akal+Lithal+Psammal-Besiedler [%] (eingestufte Taxa = 100%)

Mit Hilfe dieser Ankerpunkte kann anschließend für jeden Coremetric einer jeden Probestelle auf der Basis der beobachteten Werte der Score zwischen „0“ und „1“ berechnet werden. Die Berechnung erfolgt dabei nach der genannten Formel in Abschnitt A 2.6 der vorliegenden Arbeit. Der Mittelwert aus den Scores der einzelnen Coremetrics ergibt letztlich den Wert für den multimetrischen Index (MMI).

In diesem Zusammenhang wurde getestet, ob neben der Auswahl der sechs vorläufigen Coremetrics eine Auswahl von nur fünf oder vier Coremetrics vergleichbare Ergebnisse liefert. Das Ziel, mindestens einen Metric eines jeden Metric-Typs für den multimetrischen Index zu berücksichtigen, könnte auch erreicht werden, indem nur (jeweils) einer der zwei Metrics im Hinblick auf „Toleranz“ sowie „Vielfalt und Diversität“ für den MMI berücksichtigt würde. Aus diesem Grund wurden neun unterschiedliche Kombinationen der Coremetrics (vgl. Tab. B 11) zusammengestellt und auf der Grundlage dieser Kombinationen der MMI berechnet. Anschließend wurden diese Bewertungsergebnisse mit der Voreinstufung II der Gewässer korreliert. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Tab. B 11 wiedergegeben.

Mit einem Korrelationskoeffizienten von R = -0,81 erreicht der multimetrische Index auf der Grundlage aller sechs (vorläufigen) Coremetrics den höchsten Wert und zeigt somit den besten Zusammenhang mit der Voreinstufung der Gewässer.

Der Unterschied zum multimetrischen Index, für dessen Berechnung die Metrics „Xenosaprobe Taxa [%]“ und/oder „Diversität (Margalef Index)“ unberücksichtigt blieben, ist allerdings gering. Der Grund für die Empfehlung, dass dennoch die sechs Coremetrics künftig für die Bewertung der Gewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes herangezogen werden sollen, wird in der Diskussion dargelegt (vgl. Abschnitt B 5.3).
Um den Wert des Korrelationskoeffizienten von R = -0,81 einschätzen zu können, wurden im Vergleich die Bewertungsergebnisse für die untersuchten Gewässer auf der Grundlage des vorläufigen Bewertungssystems (Meier et al. 2004) berechnet. Zwischen den Bewertungsergebnissen und der Voreinstufung der Gewässer konnte eine signifikante Korrelation ($p < 0,001$) festgestellt werden, die mit R = -0,60 allerdings weniger deutlich ist.

Tab. B 11: Angabe der Rangkorrelationswerte nach Spearman (R) für die Korrelation der Voreinstufung II mit den Ergebnissen des MMI, basierend auf einer unterschiedlichen Zusammensetzung des multimetrischen Index. Alle Korrelationswerte mit $p < 0{,}001$ signifikant. Metric-Typen: T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, Z = Zusammensetzung und Abundanz, F = funktionale Gruppen.

Metric-Typ	Metric	Werte der Rangkorrelation (R)								
		-0,81	-0,78	-0,78	-0,79	-0,75	-0,74	-0,80	-0,80	-0,77
T	Fauna-Index Typ 3.1	x	x	x	-	-	-	x	x	x
T	Xenosaprobe Taxa [%] (eingestufte Taxa = 100%)	x	x	x	x	x	x	-	-	-
V	Diversität (Margalef Index)	x	-	x	x	-	x	x	-	x
V	EPT-Taxa (Anzahl)	x	x	-	x	x	-	x	x	-
Z	Diptera [%] (log_Ind.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
F	Akal+Lithal+Psammal-Besiedler [%] (eingestufte Taxa = 100%)	x	x	x	x	x	x	x	x	x

B 4.3.2 Vergleich des MMI auf der Basis „originaler“ und transformierter Metricwerte

In den vorangegangenen Abschnitten konnte das Bewertungssystem für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes (MMI) auf der Basis sechs verschiedener Metrics entwickelt werden. In dem Teil A der vorliegenden Arbeit wurde allerdings deutlich, dass neben der Auswahl der Metrics die Variabilität bzw. die Varianz der Metricwerte die „Trefferwahrscheinlichkeit“ der Ergebnisse maßgeblich beeinflusst (vgl. Abschnitt A 4.2.3). Bewertungsergebnisse sind dann ohne Aussagekraft, wenn die Metricergebnisse einer großen Varianz unterliegen, so dass mit einer mehr oder weniger großen Wahrscheinlichkeit nahezu alle fünf Zustandsklassen theoretisch zutreffen können.

Ziel des folgenden Abschnittes ist es, für das genannte Problem eine Lösung zu finden. Möglicherweise können besseren „Treffergenauigkeiten“ von Bewertungsergebnissen dadurch erzielt werden, indem die Metricwerte transformiert werden. Clarke et al. (im Druck und 2002) konnten zeigen, dass je nach Art des Metrics, eine unterschiedliche Art der Transformation eine hinreichende Minimierung der Varianz ergibt. Im Folgenden wurde daher eine Transformation der Metricwerte in Anlehnung an Clarke et al. (im Druck) durchgeführt. In der Tab. B 12 ist die Funktion, nach der die Metricwerte transformiert wurden, wiedergegeben. Die Korrelation der Metricwerte mit strukturellen und hydromorphologischen Parametern sowie der Voreinstufung wird durch diese Transformation nicht beeinflusst. Der Grund dafür liegt in dem Verhältnis der einzelnen Metricwerte zueinander, welches durch die Transformation nicht wesentlich beeinflusst wird.

Auf der Basis der transformierten Metricwerte wurden wiederum Ankerpunkte festgelegt. Dies geschah nach dem gleichen Prinzip, wie bereits im vorangegangenen Abschnitt erläutert. In Tab. B 12 sind die Ankerpunkte der transformierten Metrics wiedergegeben.

Tab. B 12: Ankerpunkte der transformierten Coremetrics mit Angabe zur Funktion, nach der die Transformierung der Metricwerte erfolgte.

	Fauna-Index Typ 3.1	Diversity (Margalef Index)	Diptera [%] (log_Ind.)	Xenosa-probe Taxa [%][1]	EPT-Taxa (Anzahl)	Type Aka+ Lit+Psa [%][2]
f (x)	√x	x	arcsin√(x/100)	arcsin√(x/100)	√x	arcsin√(x/100)
Unterer Ankerpunkt	0,00	2,25	0,73	0,00	2,80	0,275
Oberer Ankerpunkt	8,00	8,50	0,38	0,25	6,05	1,025

[1] (eingestufte Taxa = 100%)

[2] Akal+Lithal+Psammal-Besiedler [%] (eingestufte Taxa = 100%)

Auf der Basis „originaler“ sowie transformierter Coremetrics wurde das multimetrische Bewertungsergebnis der Gewässer berechnet. Darüber hinaus wurde auf der Basis der H- und W-Proben aus Teil A der vorliegenden Arbeit die Varianz der transformierten Metrics berechnet (Tab. B 13).

Tab. B 13: Varianzen „originaler“ und transformierter Metrics, berechnet auf der Datengrundlage der H- und W-Proben. N = 21.

	Fauna-Index Typ 3.1	Diversity (Margalef Index)	Diptera [%] (log_Ind.)	Xenosa-probe Taxa [%][1]	EPT-Taxa (Anzahl)	Type Aka+ Lit+Psa [%][2]
"original" Metrics	16,09524	1,68120	0,28192	1,48859	8,15233	0,34453
transformierte Metrics	0,16751	1,68120	0,00006	0,00382	0,09244	0,00020

[1] (eingestufte Taxa = 100%)

[2] Akal+Lithal+Psammal-Besiedler [%] (eingestufte Taxa = 100%)

Diese Informationen wurden zur Berechnung der Wahrscheinlichkeit herangezogen, mit der einzelne Zustandsklassen theoretisch zutreffen können. Die Berechnungen wurden, wie schon in Teil A, Abschnitt A 3.2.4.1 der vorliegenden Arbeit mit Hilfe der Software STARBUGS 1.2 durchgeführt. Tab. B 14 fasst das Ergebnis der Analysen zusammen.

Tab. B 14: Ergebnis der Bewertung mittels originaler und transformierter Metrics. Mit Angabe der prozentualen Trefferwahrscheinlichkeit für die entsprechenden Zustandsklassen.

Gewässer	Vorein-stufung II	Ergebnis des MMI basierend auf **original** Metricwerten						Ergebnis des MMI basierend auf **transformierten** Metricwerten					
		Ökologische Zustandsklasse						Ökologische Zustandsklasse					
		MMI-Wert	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]	MMI-Wert	"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]
Ach I	1,5	0,71	6,3	31,2	42,1	17,9	2,4	0,73	0,9	73,7	25,4	0	0
Ach II	1	0,80	11,6	39,2	36,9	11,7	0,6	0,83	32,2	65,1	2,7	0	0
Deggenhauser Ach	2,5	0,58	5,2	28,6	42,8	20,6	2,8	0,62	0	53,2	46,8	0	0
Dobelgraben	2,5	0,54	5,1	28,8	42	21,3	2,7	0,59	0	45,7	54,3	0	0
Ebrach	2	0,58	5,4	28,7	42	21	3	0,61	0	51,9	48,1	0	0
Eyach	1,5	0,68	9,6	34,2	39,8	15,2	1,4	0,73	9,6	74,2	16,2	0	0
Geltnach	2	0,70	12	39	37	11,4	0,6	0,73	17,1	74,4	8,5	0	0
Hardtbach I	1,5	0,82	17,7	42,4	32,4	7,3	0,2	0,84	52,2	47,8	0	0	0
Hardtbach II	2,5	0,74	16,5	41,7	32,7	8,9	0,2	0,79	44,2	55,6	0,2	0	0
Hasslach	2	0,44	3,4	22,5	43	26,5	4,7	0,51	0	19,4	74	6,6	0
Illach	2	0,57	5	28	42,8	21,6	2,6	0,62	0	52,5	47,5	0	0
Kaltenbach	2	0,58	6,9	32	41,2	17,9	2,1	0,64	0	54,8	45,2	0	0
Kinschbach	3	0,50	4	24,5	42,3	24,9	4,3	0,55	0	34,7	64,1	1,2	0
Leiblach	1	0,64	10,2	37,6	39,1	12,4	0,8	0,69	0	63,3	36,7	0	0
Murn II	1,5	0,58	6,6	30,8	41,9	18,7	2,1	0,63	0	53,2	46,8	0,1	0
Rohrdorfer Ache II	5	0,10	0,3	7,3	32,4	41,9	18,1	0,14	0	0	0	41,7	58,3
Rott II	2	0,60	7,2	31,1	41,7	17,9	2,1	0,64	0	56,8	43,2	0	0
Rott III	3,5	0,44	3,4	21,4	42,5	28	4,7	0,48	0	3,9	70,3	25,8	0
Steinnach	3,5	0,46	5,6	29,8	42,2	20,1	2,3	0,50	0	3,2	74,7	22,1	0
Sur I	1,5	0,72	9,3	36,5	39,4	13,6	1,2	0,74	11,8	76,7	11,5	0	0
Sur II	3,5	0,32	1,8	15,6	40,1	33,8	8,6	0,38	0	0	45,7	54,3	0,1
Sur III	4	0,44	4,6	26,3	42,5	23,6	3	0,50	0	9,9	75,6	14,5	0
Thalkirchener Ache I	1	0,86	12,7	38,9	36,1	11,5	0,8	0,84	53,1	46,9	0	0	0
Thalkirchener Ache II	5	0,39	3,6	24,5	42,5	25,3	4,2	0,46	0	1,1	63,7	35,2	0
Waldbach	4	0,24	0,9	12,1	38,9	37,2	10,9	0,28	0	0	25,6	71,9	2,5
Weissach	2,5	0,73	12	37,7	38,3	11,3	0,7	0,75	29	68,1	2,9	0	0
Windach I	4,5	0,32	3,7	23,8	42,3	26,3	4	0,36	0	0	45,6	54,4	0
Windach II	2	0,45	5,1	27,5	42,9	21,8	2,7	0,51	0	16,7	74,7	8,5	0

In der linken Hälfte der Tab. B 14 sind dabei die Ergebnisse auf der Basis der „original“ Metricwerte aufgelistet, in der rechten Hälfte der Tabelle hingegen die Ergebnisse für die transformierten Metrics. In beiden Blöcken wurde jeweils das Ergebnis des multimetrischen Index angegeben (MMI) sowie die Wahrscheinlichkeit, mit der einzelne Zustandsklassen theoretisch zutreffen können (berechnet auf der Basis verschiedener Varianzen; siehe Tab. B 13). Die Ergebnisse der linken Hälfte der Tab. B 14 zeigen deutlich, dass ein MMI auf der Basis der „original“ Metrics berechnet, eine mehr oder weniger hohe Wahrscheinlichkeit zeigt, mit der alle fünf (!) Zustandsklassen zutreffen können. Hierbei weist die Zustandsklasse mit der höchsten prozentualen Wahrscheinlichkeit (in Tab. B 14 farbig hinterlegt) im Mittel lediglich Werte von rund 41% auf. Das Ergebnis für den MMI der transformierten Metrics sieht dahingegen deutlich anders aus. Die Zustandsklasse mit der höchsten prozentualen Wahrscheinlichkeit wird im Mittel mit rund 63% erreicht. Daraus resultiert, dass lediglich zwei bis drei der insgesamt fünf Zustandsklassen theoretisch zutreffen können.

Unabhängig von diesem Ergebnis wird für beide Varianten des MMI (auf der Basis der „original“ oder der transformierten Metrics) eine hohe, zudem signifikante Korrelation des MMI

mit der Voreinstufung II der Gewässer erreicht (R = -0,81; p < 0,000 in beiden Fällen). Dieser Wert veranschaulicht den hohen Zusammenhang zwischen Bewertungsergebnis und Voreinstufung der Gewässer (siehe hierzu beispielhaft Abb. B 13).

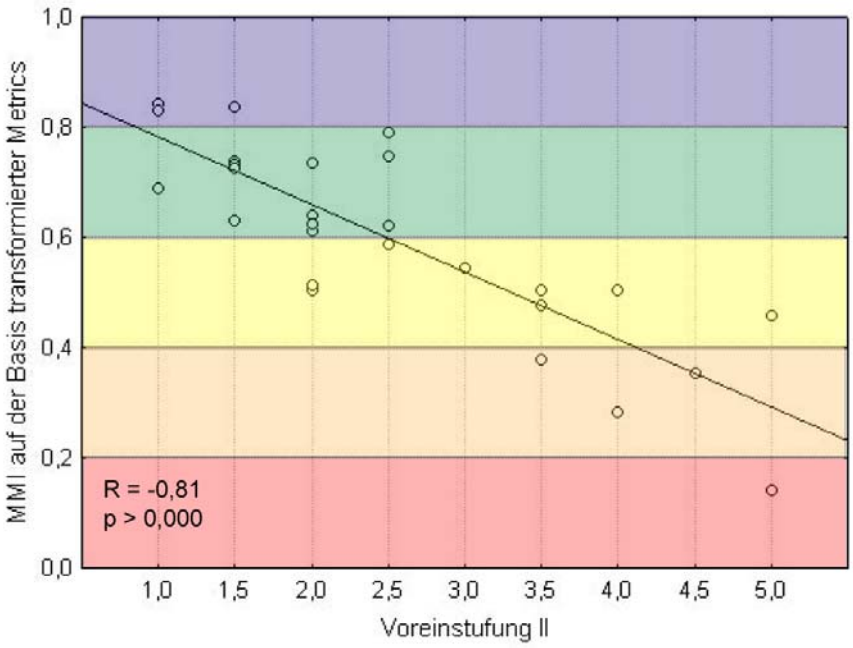


Abb. B 13: Korrelation der Voreinstufung II mit dem MMI, welcher auf der Basis transformierter Metrics berechnet wurde.

Fazit zur Auswahl geeigneter Metrics

Im Rahmen der durchgeführten Analysen konnten sechs Coremetrics identifiziert werden, die die Situation der Gewässer angemessen widerspiegeln. D.h., diese Metrics zeigen in ihrer Kombination eine hohe Korrelation zwischen Bewertungsergebnis und Voreinstufung. Des Weiteren wurde festgestellt, dass im Hinblick auf eine Wahrscheinlichkeit, mit der ein Bewertungsergebnis zutrifft, bessere Ergebnisse erreicht werden, wenn mit transformierten Metrics gearbeitet wird. Die Transformation der Metrics hat jedoch keinen Einfluss auf die Korrelation der Metrics mit Parametern hinsichtlich der Struktur o.ä.. Auch die Korrelation des späteren Bewertungsergebnisses mit der Voreinstufung bleibt hiervon unbeeinflusst.

B 5 DISKUSSION

Im Folgenden werden zunächst die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Möglichkeiten zur Einstufung der Gewässer erörtert. Im Anschluss daran wird die Rolle der biologischen Traits im Kontext der Gewässerbewertung erläutert und abschließend das entwickelte Bewertungsverfahren für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes diskutiert.

B 5.1 Verschiedene Möglichkeiten zur Einstufung der Gewässer

In den durchgeführten Analysen wurden insgesamt drei unterschiedliche Methoden zur Einstufung der Gewässer herangezogen. Dies waren

a) hydromorphologische und strukturelle Parameter sowie die Landnutzung im Bereich der Probestelle (1 km langer Abschnitt oberhalb der Probestelle),
b) die Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer und
c) die Einstufung durch Experten.

Zunächst soll die Form der Einstufung diskutiert werden, die nicht in Einklang mit der Degradation der in der vorliegenden Studie untersuchten Gewässer gebracht werden konnte. Dieses betrifft die Einstufung der Gewässer anhand der Landnutzung im Einzugsgebiet. Der in Anlehnung an Böhmer et al. (2004) berechnete Landnutzungsindex (NI) hatte keine Aussagekraft im Hinblick auf die Degradation der Gewässer. Der Grund hierfür hängt mit der sehr einheitlichen Landnutzung im Alpenvorland bzw. im Einzugsgebiet der untersuchten Gewässer zusammen. Mit einem Anteil von jeweils weniger als 2 % (im Mittel) war der Einfluss städtischer Nutzung bzw. Nutzung durch Ackerbau gering (vgl. Tab. B 3). Es stellt sich jedoch grundsätzlich die Frage, ob die Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer zur Beurteilung der Degradation herangezogen werden kann (vgl. Böhmer et al. 2004, Hering et al. 2004 a). Die Hypothese ist, dass die Nutzung im Bereich der Probestelle einen größeren Einfluss auf die Biozönose ausübt, als die Nutzung im Einzugsgebiet der Gewässer. Diese Annahme ließe sich dadurch begründen, dass eine naturnahe Gewässerstruktur innerhalb eines bestimmten Korridors oberhalb der Probestelle einen Puffer hinsichtlich der durch anthropogenen Nutzung hervorgerufenen Einflüsse darstellt. Hinweise für diese Hypothese liefern Sponseller et al. (2001). In der genannten Studie wurde der Einfluss der Landnutzung unterschiedlicher räumlicher Einheiten auf die Biozönose untersucht. Verglichen wurde dabei der Einfluss der Landnutzung im Einzugsgebiet des Gewässers, im unmittelbaren Bereich der Probestelle sowie innerhalb eines 200, 1000 und 2000 Meter langen Korridors oberhalb der Probestelle. Die Autoren konnten im Rahmen der genannten Studie herausstellen, dass die biozönotische Struktur am deutlichsten mit der Landnutzung innerhalb des 200 Meter langen Korridors in Zusammenhang zu bringen ist. Das bedeutet, dass die Nutzung im Einzugsgebiet eine untergeordnete Rolle für die Besiedlung einer Probestelle durch Makrozoobenthos spielt.

Unter Berücksichtigung dieses Ergebnisses sind die Analysen von Hering et al. (2004 a) sowie Böhmer et al. (2004) zur Einstufung der Gewässer anhand der Nutzung im Einzugsgebiet wenig zielführend. An dieser Stelle muss allerdings betont werden, dass die Ergebnisse von Sponseller et al. (2001) aufgrund der geringen Anzahl an Probestellen (N = 9) lediglich als Tendenz zu werten sind.

Eine allgemein gebräuchliche Einstufung der Gewässer, ist die Einordnung anhand struktureller oder hydromorphologischer Parameter (Böhmer et al. 2004, Hering et al. 2004 a, Chessman 1999, Wright et al. 1984). Studien aus England zeigten, dass es auf dieser Grundlage nicht nur möglich ist, eine Einstufung der Gewässer vorzunehmen, sondern darüber hinaus eine Voraussage hinsichtlich der Besiedlung der Probestellen durch Makrozoobenthos zu treffen (River Invertebrate Prediction And Classification System (RIVPACS) vgl. Wright et al. 1984). In der genannten Studie werden allerdings die Parameter zur Hydrologie und Struktur der Gewässer in ihrer Gesamtheit betrachtet. Werden einzelne Parameter herausgegriffen und versucht, diese in Beziehung zum ökologischen Zustand der Gewässer zu setzen, sind die Ergebnisse vermutlich weniger treffend. Diese Vermutung lässt sich durch die Beobachtungen von Böhmer et al. (2004) untermauern. In dieser Studie wurden Bewertungsergebnisse einzelner Gewässer mit einzelnen Parametern zur Morphologie der Gewässer korreliert, wobei die Werte der Korrelationskoeffizienten durchweg gering waren. Gleiches konnte für die durchgeführten Analysen der vorliegenden Arbeit beobachtet werden (vgl. Abschnitt B 4.3). Der Zusammenhang zwischen einzelnen Strukturparametern und verschiedenen Metrics war mit maximalen Werten von R = 0,55 relativ gering. Vor dem Hintergrund, dass das Ergebnis der PCA in der vorliegenden Studie auf die Bedeutung mehrerer Parameter in ihrer Kombination hinwies, wird deutlich, dass die Einstufung der Gewässer mittels struktureller oder hydromorphologischer Parameter nur dann wirklich zielführend ist, wenn diese Parameter in ihrer Gesamtheit betrachtet werden. Letzteres wurde für die Entwicklung der Bewertungsverfahren anhand des Makrozoobenthos bislang nur für ausgewählte Gewässertypen des norddeutschen Tieflands berücksichtigt (Lorenz et al. 2004, Feld et al 2002, Pauls et al. 2002).

Aus diesem Grund wurde auf eine einfache Form, strukturelle und hydromorphologische Parameter in ihrer Gesamtheit zu betrachten, zurückgegriffen: Die Einstufung der Gewässer anhand der Meinung von Experten. Die Experten können vor Ort das Zusammenspiel verschiedener Parameter in ihrer Gesamtheit abschätzen und in einer Einstufung des Gewässers ausdrücken. Diese Form der Einstufung birgt allerdings einen Nachteil: Sie unterliegt subjektiven Kriterien. Einflüsse einzelner Parameter werden von Experten unter Umständen unterschiedlich gewichtet. Als Beispiel sei hier wieder die Probestelle der Windach I genannt (vgl. Abschnitt B 4.1.4, Abb. B 7). Die Struktur im Bereich der Probestelle war als gut zu bewerten, jedoch wurde das Gewässer allein aufgrund der Tatsache abgewertet, dass im Oberlauf ein Speicher jede natürliche Abflussdynamik unterbindet und dadurch die Biozönose entscheidend beeinflusst. Unterschiedliche Bearbeiter wären in diesem Fall unter Umständen zu unterschiedlichen Einstufungen des Gewässers gekommen. Dennoch wurde in der vorliegenden Arbeit mit der Einstufung der Gewässer auf der Grundlage der Meinung von Experten

gearbeitet. Dieses liegt nicht zuletzt darin begründet, da die Einstufung durch Expertenmeinung gut mit den in ihrer Gesamtheit betrachteten Parametern zur Hydromorphologie, Struktur sowie Landnutzung im Bereich der Probestelle übereinstimmte (vgl. Abschnitt B 4.1.4, Abb. B 7).

B 5.2 Berücksichtigung biologischer Traits für die Bewertung von Gewässern

Nach der Einstufung der Gewässer konnte mit der Suche nach biozönotischen Kenngrößen begonnen werden, die den Zustand der Gewässer widerspiegeln. Als erstes wurde hierfür getestet, ob biologische Traits hierfür herangezogen werden können. Nach den Ergebnissen von Dolédec et al. (1999), Charvet et al. (1998) oder Gayraud et al. (2003) konnte angenommen werden, dass biologische Traits ein durchaus hilfreiches „Tool" für die Bewertung der anthropogenen Belastung eines Fließgewässers darstellen. Dolédec et al. (1999) diskutierten sogar, dass mit Hilfe biologischer Traits vermutlich die Art der anthropogenen Beeinflussung des Gewässers (z.B. stoffliche Belastung oder Verbau/Kanalisierung) abgelesen werden kann. Darüber hinaus wiesen Dolédec et al. (1999) darauf hin, dass ökologische Traits (welche in der vorliegenden Arbeit als Metrics bezeichnet wurden) im Vergleich zu biologischen, schlechtere Indikatoren hinsichtlich anthropogener Einflüsse darstellen. Das bedeutet, dass nach dieser Studie biologische Traits herangezogen werden können, um „bessere" und aussagekräftigere Bewertungssysteme als die bisherigen (metric-basierten) aufzubauen. Ein Potenzial, das für die Entwicklung der Bewertungssysteme in Deutschland bislang nicht berücksichtigt wurde und das es in der vorliegenden Studie zu überprüfen galt.

Die Analysen der vorliegenden Arbeit konnten jedoch die Ergebnisse von Dolédec at al. (1999) nicht bestätigen. Die biozönotische Struktur der Daten konnte zwar anhand der Traits erklärt werden (vgl. Ergebnis der Co-Inertia Analyse in Abschnitt B 4.2.2.3), jedoch erfolgte mittels der Traits keine hinreichend gute Differenzierung der Gewässer hinsichtlich des ökologischen Zustands.

Eine Erklärung für die Beobachtungen könnte in der verwendeten Datenbasis liegen. Die analysierten Gewässer waren sich auf der Grundlage der Traits (unabhängig von der Degradation) insgesamt sehr ähnlich (vgl. Abb. B 10b im Abschnitt B 4.2.2.2). Dies mag wiederum damit zusammenhängen, dass in der vorliegenden Studie Gewässer mit einem Einzugsgebiet von 10 bis 100 km^2 untersucht wurden. In den anfangs genannten Studien von Dolédec et al. (1999), Charvet et al. (1998) und Gayraud et al. (2003) wurden Gewässer mit einem erheblich größeren Einzugsgebiet und zudem über größere räumliche Distanzen hinweg betrachtet.

B 5.3. Das Bewertungssystem für die Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes

In der vorliegenden Arbeit wurde für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes ein System für die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ der Gewässer entwickelt. Das Bewertungssystem wurde nach einem multimetrischen Ansatz konzipiert (vgl. Karr & Chu 1999, Pauls et al. 2002, Hering et al. 2004 a und Böhmer et al. 2004, Sandin et al. 2004, Skoulikidis et al. 2004, Vlek et al. 2004, Pinto et al. 2004, Ofenböck et al. 2004) und besteht aus sechs verschiedenen Coremetrics. Um ein stabiles System zu bekommen war es einerseits das Ziel, so viele Metrics wie notwendig zu berücksichtigen. Andererseits sollten so wenige Metrics wie möglich ausgewählt werden, um die Interpretation der Ergebnisse und die Komplexität für den Anwender möglichst gering zu halten (Meier et al. 2005). Die Anzahl der sechs in der vorliegenden Studie ausgewählten Metrics entspricht im Wesentlichen der Anzahl von Metrics die zur Bewertung anderer Fließgewässertypen in Deutschland herangezogen werden (vgl. Böhmer et al. 2004). Im Hinblick auf die Korrelation des MMI mit der Voreinstufung hätte es auch gereicht, lediglich vier oder fünf der Coremetrics für den MMI zu berücksichtigen (vgl. Abschnitt A 4.3.1). Die Ergebnisse des MMI ohne Berücksichtigung der Metrics „Xenosaprobe Taxa [%]“ und „Diversität (Margalef Index)“ waren annähernd ebenso treffend (hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ der Gewässer) wie die Ergebnisse auf der Grundlage aller sechs Coremetrics (Tab. B 11). Der Grund, weshalb die Metrics „Xenosaprobe Taxa [%]“ und „Diversität (Margalef Index)“ trotzdem als Coremetrics für den MMI berücksichtigt wurden, liegt in der Vergleichbarkeit zu den multimetrischen Bewertungssystemen ähnlicher Gewässertypen (z.B. Gewässertyp 1 „Gewässer der Alpen“). Nicht selten ist die Zuordnung eines Gewässers zu einem bestimmten Gewässertyp nicht immer ganz eindeutig, vielfach wechselt der Gewässertyp im Verlauf des Gewässers. So kann z.B. ein gewisser Abschnitt eines Gewässers zum Typ 3.1 (Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes) gehören, ein anderer Abschnitt desselben Gewässers (in diesem Beispiel zumeist der Oberlauf) zum Typ 1 (Fließgewässer der Alpen). In solchen Fällen ist es von Vorteil, wenn sich die Gewässertyp-spezifischen Bewertungssysteme in gewisser Weise ähneln, d.h. einige Metrics in den Bewertungssystemen der einzelnen Typen identisch sind. Wäre die Zuordnung eines bestimmten Gewässerabschnitts zu einem Gewässertyp nicht eindeutig, könnte für beide in Frage kommenden Gewässertypen das Bewertungsergebnis berechnet werden, wobei identische Metrics dazu beitragen würden, dass sich die Ergebnisse besser miteinander vergleichbar sind.

Im vorliegenden Fall wird z.B. der Metric „Xenosaprobe Taxa [%]“ für die Bewertung der Fließgewässer des Typs 1 herangezogen (vgl. Böhmer et al. 2004). Da dieser Metric in den durchgeführten Analysen der vorliegenden Arbeit als ein in Frage kommender Coremetric für das Bewertungssystem des Typs 3.1 identifiziert wurde, soll dieser Metric aus den genannten Gründen für das multimetrische Bewertungssystem berücksichtigt werden. Ähnlich verhält es

sich mit dem Metric „Diversität (Margalef Index)“, so dass auch dieser für den MMI des Typs 3.1 Eingang finden soll.

Somit konnten in der vorliegenden Arbeit sechs Coremetrics identifiziert werden, die in ihrer Kombination (MMI) den ökologischen Zustands der Gewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“ sehr gut widerspiegeln. Der Korrelationskoeffizient von R = - 0,81 für den Zusammenhang zwischen den Bewertungsergebnissen und der Voreinstufung der Gewässer verdeutlicht diese Aussage. Mit dem bisherigen (vorläufigen) Bewertungssystem für den Gewässertyp 3 konnte lediglich eine mittlere Korrelation mit R = - 0,60 erreicht werden (vgl. Abschnitt 4.3.1). Dieser Vergleich zeigt die deutliche Verbesserung des neuen gegenüber dem vorläufigen Bewertungssystem für den Fließgewässertyp 3.1.

Auch im Vergleich zu Ergebnissen der Bewertungssysteme anderer Fließgewässertypen ist die Korrelation zwischen Bewertungsergebnis und verfügbarer Information zur „Allgemeinen Degradation“ mit R = - 0,81 hoch. Böhmer et al. (2004) zeigten, dass Bewertungsergebnisse der bisherigen Verfahren unterschiedlichster Gewässertypen im Mittel lediglich eine geringe Korrelation mit Informationen bezüglich einer „Allgemeinen Degradation“ aufweisen (R = - 0,45, $p \leq 0{,}001$). Dies zeigt, dass mit dem in der vorliegenden Arbeit entwickelten System, selbst im Vergleich zu anderen Gewässertypen, eine deutliche Verbesserung erreicht werden konnte.

Ein Grund für diese Verbesserung könnte sein, dass die Entwicklung des vorliegenden Systems auf einheitlich erfassten Daten basiert. In Abschnitt A 4.1 wurde herausgestellt, dass eine methodisch bedingte Variabilität der Daten (unterschiedliche Erfassungsmethodik) die Information hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ maskieren kann. Da die bisherigen Bewertungssysteme vielfach aus logistischen Gründen auf der Basis heterogener Datensätze entwickelt wurden (vgl. Böhmer et al. 2004, Hering et al. 2004 a, Meier et al. 2004), wäre der Unterschied damit erklärbar.

Die Verbesserung des neu entwickelten Bewertungssystems betrifft nicht nur die Korrelation der Bewertungsergebnisse mit der Voreinstufung der Gewässer im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“. Auch die Wahrscheinlichkeit mit der Bewertungsergebnisse zutreffen, konnte in der vorliegenden Arbeit durch die Berücksichtigung transformierter Metrics erheblich verbessert werden (vgl. Abschnitt 4.2.2). Letzteres hing mit der Varianz zusammen der die Metricwerte unterliegen. Ist die Varianz so groß, dass theoretisch alle fünf Zustandsklassen zutreffen können, sind Aussagen hinsichtlich des ökologischen Zustands für die wasserwirtschaftliche Praxis nicht möglich. Dieses war in der vorliegenden Studie der Fall für die Bewertungsergebnisse, welche auf der Basis der nicht-transformierten (originalen) Metrics berechnet wurden. Eine Lösung für dieses Problem konnte in der vorliegenden Arbeit gefunden werden, indem eine Transformierung der Metricwerte vorgenommen wurde (vgl. Abschnitt 4.2.2).

Der Aspekt, mit welcher Wahrscheinlichkeit Bewertungsergebnisse zutreffen, wurde bislang in Deutschland und darüber hinaus in anderen europäischen Staaten nicht berücksichtigt. Da jedoch die Bewertungssysteme anderer europäischer Staaten ebenfalls dem multimetrischen Ansatz folgen (Sandin et al. 2004, Skoulikidis et al. 2004, Vlek et al. 2004, Pinto et al. 2004, Ofenböck et al. 2004) wäre es sinnvoll, zu prüfen, ob auch für diese Systeme durch eine Transformierung der Metricwerte eine derart deutliche Verbesserung der Ergebnisse erzielt werden kann, wie es in der vorliegenden Arbeit der Fall war.
Aussagen zum ökologischen Zustand der Gewässer können auf der Basis transformierter Metricwerte sehr viel eher getroffen werden. Vor dem Hintergrund, dass Bewertungsergebnisse als Entscheidungsgrundlage für die Sanierung der Gewässer herangezogen werden, und die Sanierung eines Gewässers in der Regel mit hohen Kosten verbunden ist (Gunkel 1996), erlangen die Ergebnisse der durchgeführten Analysen eine wesentliche Bedeutung. Grundsätzlich ist auch denkbar, dass eine Transformierung von Metricwerten, wie sie in der vorliegenden Arbeit durchgeführt wurde, auf andere Qualitätskomponenten (Fische oder aquatische Flora) übertragbar ist und auch in diesen Bereichen zu stabileren, aussagekräftigeren Bewertungsergebnissen führen könnte.

Als Fazit bleibt somit folgendes festzuhalten:
Grundsätzlich sollte nicht nur im Hinblick auf die Entwicklung der Bewertungsverfahren sondern auch für die Umsetzung der EG-WRRL in der wasserwirtschaflichen Praxis bekannt sein, welcher Variabilität die Bewertungsergebnisse unterliegen. Konkret bedeutet das, dass bekannt sein sollte, wie groß die Varianz die Metricwerte ist. Ohne diese wichtige Information kann keine Aussage getroffen werden kann, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Bewertungsergebnisse zutreffen.

Mit anderen Worten, ohne diese Information kann der Forderung der EG-WRRL (Anhang V, Absatz 1.3) nach einer „Schätzungen hinsichtlich des [...] Grads der Zuverlässigkeit und Genauigkeit“ der Bewertungsergebnisse nicht nachgekommen werden.

Ist die Varianz bekannt, können die Wahrscheinlichkeiten, mit der die Bewertungsergebnisse zutreffen mittels der Software STARBUGS Version 1.2 berechnet werden.
Im Folgenden sollen einige konkrete Beispiele aus den durchgeführten Analysen der vorliegenden Arbeit im Hinblick auf Handlungsanweisungen diskutiert werden. Die zu diskutierenden Beispiele sind in Tab. B 15 aufgeführt.

Tab. B 15: Ausgewählte Beispiele zur Interpretation von Trefferwahrscheinlichkeiten einzelner Bewertungsergebnisse.

Gewässer		MMI-Wert	Ökologische Zustandsklasse				
			"1" [%]	"2" [%]	"3" [%]	"4" [%]	"5" [%]
Beispiel 1	Ach II	0,83	32,2	65,1	2,7	0	0
Beispiel 2	Steinnach	0,50	0	3,2	74,7	22,1	0
Beispiel 3	Deggenhauser Ach	0,62	0	53,2	46,8	0	0

Beispiel 1:
Im Fall der Ach II wird lediglich mit einer Wahrscheinlichkeit von 2,7 % der ökologische Zustand „mäßig“ (3) erreicht. Bei einer allgemeinen schließenden Statistik ist ein Ergebnis immer dann signifikant, wenn in nur 5% aller beobachteten Fälle das Merkmal nicht zutrifft. Im vorliegenden Fall wird in 97,3% aller Fälle die Zustandsklasse „gut“ (2) oder besser erreicht, d.h. das Ergebnis ist signifikant – es besteht in diesem Fall kein Handlungsbedarf.

Beispiel 2:
Das Bewertungsergebnis der Steinach entspricht in 96,8% aller Fälle der Zustandsklasse „mäßig“ (3) oder schlechter. Auf der Grundlage des vorliegenden Ergebnisses besteht in diesem Fall eindeutig Handlungsbedarf.

Beispiel 3:
Im Fall der Deggenhauser Ach ist aufgrund des ermittelten Ergebnisses, bei dem sowohl Zustandsklasse „gut“ (2) als auch „mäßig“ (3) mit annähernd gleicher Wahrscheinlichkeit zutreffen, keine definitive Aussage hinsichtlich des Handlungsbedarfs möglich. Dennoch kann eventuell die Interpretation einzelner Metricergebnisse Hinweise auf die Art und den Grad der Belastung des Gewässers geben.

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit thematisiert die Bewertung von Fließgewässern in Deutschland in Anlehnung an die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), wobei der Fokus auf der Qualitätskomponente Makrozoobenthos liegt. Mit der Bewertung der Gewässer geht die Forderung der EG-WRRL nach einer Abschätzung der Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse einher. Diese Angaben stehen direkt mit der Variabilität der Daten in Zusammenhang. Das heißt, eine hohe Variabilität der Taxalisten bedingt eine geringe Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse.

Da bislang nur wenige wissenschaftliche Untersuchungen zu diesem Thema durchgeführt wurden, war es das Ziel des Teils A der vorliegenden Arbeit, verschiedene Ursachen der Variabilität von Makrozoobenthosproben sowie deren Auswirkung auf Bewertungsergebnisse zu untersuchen und zu quantifizieren. Aus den Ergebnissen lassen sich konkrete Vorschläge für die wasserwirtschaftliche Praxis ableiten, um die Variabilität der Ergebnisse zu minimieren und somit möglichst stabile und reproduzierbare Bewertungsergebnisse für die Fließgewässer zu erhalten.

Zur Untersuchung verschiedener Ursachen der Variabilität wurde aus logistischen Gründen auf unterschiedliche Datensätze zurückgegriffen. Insgesamt wurden in der vorliegenden Arbeit 66 Makrozoobenthosproben an 36 Probestellen im Alpenvorland und im Mittelgebirge entnommen und ausgewertet. Darüber hinaus wurden für diese Probestellen Parameter zur Struktur, Hydromorphologie und Landnutzung erhoben. Für die Untersuchung bestimmter Aspekte stellte das Landesamt für Umwelt in Bayern (LfU) weitere 29 Datensätze zur Verfügung. Ferner konnte auf weitere 106, deutschlandweit erhobene Datensätze, der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zurückgegriffen werden.

Basierend auf den Analysen können folgende Aussagen getroffen werden:

- Der Vergleich von 28 eigens erfassten Makrozoobenthosproben mit den Proben des LfU zeigt große Differenzen in den Taxa- und Individuenzahlen der jeweiligen Proben. Diese Unterschiede sind auf die ungleichen Erfassungsmethoden der Daten zurückzuführen und spiegeln sich in abweichenden Bewertungsergebnissen wider.
- Eine methodisch einheitliche Erfassung zweier Proben an vergleichbaren Probestellen führt ebenfalls zu Unterschieden in Taxalisten und Bewertungsergebnissen. Dieses zeigt der Vergleich von insgesamt 42 Proben, die in 21 Gewässern genommen wurden. Es wird diskutiert, auf welche natürlichen oder methodisch bedingten Ursachen diese Unterschiede zurückzuführen sind. Als natürlich bedingte Ursache spielt die räumlich heterogene Verteilung der Organismen im Fließgewässer eine Rolle („Patchiness“). Darüber hinaus kann auch bei Anwendung derselben Erfassungsmethode ein gewisser Anteil der Variabilität der Daten auf die einzelnen Bearbeitungsschritte zurückgeführt werden.

- Eine weitere Einflussgröße hinsichtlich der Variabilität der Daten sind „seltene“ Taxa. Wie stark Bewertungsergebnisse durch „seltene“ Taxa beeinflusst werden, hängt von der Anzahl der berücksichtigten bzw. nicht berücksichtigten Taxa ab. Dieses Ergebnis resultiert aus einem Vergleich von 28 Datensätzen, wobei die Datensätze manipuliert wurden, so dass je nach Definition eine unterschiedliche Anzahl „seltener“ Taxa unberücksichtigt blieb.
- Die Angabe der Abundanz der Organismen kann prinzipiell in Form von Zähl- oder Schätzzahlen angegeben werden. Die Unterschiede in den Bewertungsergebnissen in Abhängigkeit dieser Angabeform waren gering. Dies zeigte ein Vergleich von 42 Taxalisten, wobei die Angabe der Abundanz entweder in Form von Zähl- oder von Schätzzahlen angegeben wurde.
- Die einzelnen taxonomischen Gruppen wurden hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Bewertung der Fließgewässer untersucht. Für diese Analyse konnte auf die 106 Datensätze der LAWA zurückgegriffen werden. Insbesondere die Gruppen der Ephemeroptera, Trichoptera und Diptera konnten als solche Gruppen identifiziert werden, die für die Bewertung wichtig sind. Hinsichtlich der Bestimmung der Larven der Diptera lag jedoch für Mitteleuropa bislang kein zusammenfassendes Werk vor, welches alle relevanten Gruppen berücksichtigt. Mit der Entwicklung eines an die Bedürfnisse der Praxis angepassten Bestimmungsschlüssels für die Larven der Diptera konnte diese Lücke geschlossen werden. Mit der Anpassung des Schlüssels an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer wird ein einheitliches Bestimmungsniveau vorgegeben, was zu einer Minimierung der Variabilität der Daten beiträgt.

Aus diesen Ergebnissen resultierten die folgenden Vorschläge für die Bearbeitung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos im Hinblick auf die Umsetzung der EG-WRRL in der wasserwirtschaftlichen Praxis: Für die Erfassung der Organismen sollte unbedingt eine einheitliche Methode zum Einsatz kommen. Anwender dieser Methode sollten geschult werden und insbesondere hinsichtlich der Sortierung und Bestimmung sollten qualitätssichernde Maßnahmen zum Einsatz kommen.

Darüber hinaus konnten die im Teil A der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analysen hilfreiche Hinweise für die Entwicklung von Bewertungssystemen liefern. So konnte z.B. durch die Logarithmierung der Taxalisten für ausgewählte Metrics (Kenngrößen, die zur Bewertung herangezogen werden.) eine Minimierung der Variabilität erreicht werden. Des Weiteren wurde erkannt, dass eine große Varianz der Metricwerte mit einer unzureichenden Aussagekraft der Bewertungsergebnisse einher geht. Im Hinblick auf diesen Aspekt wurde die Hypothese formuliert, dass durch eine Transformierung der Metricwerte eine Minimierung der Varianz und damit stabilere, aussagekräftigere Bewertungsergebnisse erreicht werden können.

Um der Umsetzung der EG-WRRL Rechnung zu tragen, ist es notwendig gänzlich neue Bewertungsansätze zu verfolgen. Für die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ der Bäche

der Jungmoräne des Alpenvorlandes konnte bislang erst ein vorläufiges, nicht zufriedenstellendes Bewertungssystem entwickelt werden.

Ziel des Teils B der vorliegenden Arbeit war es daher, ein multimetrisches Bewertungssystem für die Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes auf der Grundlage des Makrozoobenthos aufzubauen.

Für die Entwicklung dieses Systems konnten 28 eigens erhobene Datensätze herangezogen werden, wobei folgende Ergebnisse gewonnen werden konnten.

- Zur Einstufung der Gewässer (Festlegung eines Sollwerts) wurden drei unterschiedliche Aspekte berücksichtigt, wobei die Einstufung der Gewässer durch Experten und die Betrachtung struktureller und hydromorphologischer Parameter, in ihrer Gesamtheit betrachtet, weitestgehend übereinstimmende Ergebnisse lieferten. Die Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer differenzierte zwischen den Probestellen nicht ausreichend genug und konnte daher zur Einstufung der Gewässer nicht herangezogen werden.
- Ein vielversprechender Ansatz zur Bewertung der Gewässer, welcher bislang in Deutschland nicht wissenschaftlich untersucht wurde, ist die Bewertung anhand der „Species Traits“ der Organismen (biologische Metrics wie z.B. Anzahl der Nachkommen). Die Studien der vorliegenden Arbeit zeigen jedoch, dass die Traits nicht zur Bewertung der Gewässer des Typs 3.1 geeignet sind.
- Für die Bewertung der untersuchten Gewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes konnten letztlich sechs Coremetrics identifiziert werden, die im Vergleich zu bisherigen Bewertungssystemen, den ökologischen Zustand der Gewässer sehr gut widerspiegeln. Zu diesen Coremetrics gehört u.a. der „Fauna-Index Typ 3.1“, für den eine Einstufung der Organismen hinsichtlich des Vorkommens in naturnahen oder beeinträchtigten Gewässern vorgenommen wurde. Der Coremetric Diptera [%] (log_Ind.) geht auf die Logarithmierung der Taxalisten zurück und wurde in dieser Form erstmals für die Auswahl geeigneter Coremetrics berücksichtigt. Die Logarithmierung trug dabei zur Minimierung der Varianz der Daten bei und lieferte somit aussagekräftigere Bewertungsergebnisse.

Obwohl die Bewertungsergebnisse insgesamt sehr gut mit der Einstufung der Gewässer übereinstimmten, wurde in Deutschland das Augenmerk bislang noch nicht auf die Wahrscheinlichkeiten gelegt, mit denen Bewertungsergebnisse zutreffen. In der vorliegenden Arbeit wurde dieser Aspekt untersucht und festgestellt, dass das Bewertungsergebnis eines Gewässers, unter Berücksichtigung der Varianz der Metricwerte, mit einer mehr oder weniger großen Wahrscheinlichkeit alle fünf Zustandsklassen anzeigen kann. Aussagen hinsichtlich eines Sanierungsbedarfs der Gewässer konnten auf der Grundlage dieser Ergebnisse nicht getroffen werden.

In der vorliegenden Arbeit konnte die Lösung dieses Problems durch eine Transformierung der Metricwerte, die mit einer deutlichen Minimierung der Varianz der Metricwerte einherging, erreicht werden. Der Aufbau des Bewertungssystems auf der Grundlage transformierter Metricwerte ließ eindeutigere Aussagen hinsichtlich des Sanierungsbedarfs der Gewässer zu. Die diesbezüglich aufgestellte Hypothese konnte somit bestätigt werden.

Die Transformierung von Metricwerten ist ein effektives Hilfsmittel zur Verbesserung von Bewertungssystemen, welches auch bei der (Weiter-)Entwicklung von Bewertungssystemen anderer Fließgewässertypen bzw. Qualitätskomponenten in Zukunft Berücksichtigung finden sollte.

LITERATUR

Alf, A., Braukmann, U., Marten, M., & Vobis, H. (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung - Arbeitsanleitung. - Handbuch Wasser 2, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe. Loseblattsammlung.

Amann, E., C. M. Brandstetter & A. Kapp (1994): Käfer am Wasser. - 38 S., Bürs/Österreich.

Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. - Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling (1999): Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. - EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Barmuta, L.A. (1989): Habitat patchiness and macrobenthic community structure in an upland stream in temperate Victoria, Australia. - Freshwater Biology 21: 223-236.

Bauernfeind, E. & U. H. Humpesch (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. - Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, 239 S., Wien.

Biss, R., P. Kübler, I. Pinter, U. Braukmann (2002): Leitbildbezogenes biologisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland - Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. - UBA-Texte 62/02 als CD-rom, Hrsg. Umweltbundesamt Berlin.

Böhmer, J., C. Rawer-Jost, A. Zenker, C. Meier, C.K. Feld, R. Biss & D. Hering (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. - Limnologica 34: 416-432.

Bradt, P., M. Urban, N. Goodman, S. Bissell & I. Spiegel (1999): Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages. - Hydrobiologia 403: 123-133.

Braukmann, U. & R. Biss (2004): Conceptual study – An improving method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. - Limnologica 34: 433-450.

Braukmann, U. (1997): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 26, 2. Auflage: 355 Seiten, Stuttgart.

Bray, J.R. & J.T. Curtis (1957): An ordination of the upland forest communities in southern Wisconsin. - Ecological Monographs 27: 325-349.

Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. - ATV-DVWK - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Hrsg. Abwasser und Abfall e.V.

Brinkhurst, R.O. (1971): British Aquatic Oligochaeta. - Freshwater Biological Association, 22: 1-55.

BUND (2000): Hydrologischer Atlas von Deutschland.

Cao, Y., D.P. Larsen, R.St.-J. Thorne (2001): Rare species in multivariate analysis for bio-assessment: some considerations. - J. N. Am. Benthological Society 20(1): 144-153.

DEV (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1992): Biologisch-ökologische Gewässergüteuntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. - VHC Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim: 1-13.

Chapman, D. (1992): Water quality assesment. - Chapman & Hall.

Charvet, S., A. Kosmala & B. Statzner (1998): Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. - Arch. Hydrobiol. 142 (4), 415-432.

Chessman, B.C. (1999): Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences. - Freshwater Biology 41: 747-757.

Chevenet, F., S. Dolédec & D. Chessel (1994): A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. - Freshwater Biology 31: 295-309.

Clarke, R.T., M.T. Furse, R.J.M. Gunn, J.M. Winder & J.F. Wright (2002): Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices. - Freshwater Biology 47: 1735-1751.

Clarke, R.T. (2004): 9th STAR deliverable. Error/uncertainty module software STARBUGS (STAR Bio Assessment Uncertainty Guidance Software). - User Manual.

Clarke, R.T., J. Davy-Bowker, L. Sandin, N. Friberg & R.K. Johnson (im Druck a): Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. - Hydrobiologia.

Clarke, R.T., A. Lorenz, L. Sandin, A. Schmidt-Kloiber, J. Strackbein, N.T. Kneebone & P. Haase (im Druck b): Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. - Hydrobiologia.

D´Aguilar, J. & J.-L. Dommanget (1998): Guide de libellules d´Europe et d´Afrique du Nord. - Delachaux & Niestle, Lausanne.

Dines, R.A. & J.A.D Murray-Bligh (2000). Quality assurance and RIVPACS. In: Wright, J.F., D.W. Sutcliffe and M.T. Furse: Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. - Freshwater Biological Association, Ambleside.

Dolédec, S., B. Statzner & M. Bournaud (1999): Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. - Freshwater Biology, 42, 737-758.

Downes, B.J., A. Glaister & P.S. Lake (1997): Spatial variation in the force required to initiate rock movement in 4 upland streams: implication for estimating disturbance frequencies. - J. N. Am. Benthological Society 16: 203-220.

Downes, B.J., P.S. Lake & E.S.G. Schreiber (1993): Spatial variation in the distribution of stream invertebrates: implication of patchiness for models of community organisation. - Freshwater Biology 30: 119-132.

Downes, B.J., P.S. Lake, A. Glaister & J.A. Webb (1998): Scales and frequencies of disturbance: rock size, bed packing and variation among upland streams. - Freshwater Biology 40: 625-639.

Eder, E. & W. Hödl (1998): Flusskrebse Österreichs. - Stapfia 58: 289 S. und Kataloge des oö. Landesmuseums, Neue Folge 137. 289 S., Linz.

Eggers, T.O. & A. Martens (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. - Lauterbornia 42: 1-68.

Eggers, T.O. & A. Martens (2004): Ergänzungen und Korrekturen zum „Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands“. - Lauterbornia 50: 1-13.

Elliot, J. M. (1996): Britsh freshwater Megaloptera and Neuroptera: A key with ecological notes. - Freshwater Biological Association, Scientific Publication 54: 1-68, Ambleside.

Europäische Union (2000): Directive 2000/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy: PE-CONS 3639/00. Brüssel.

Feld, C.K., E. Kiel & M.Lautenschläger (2002): The indication of morphological degradation of streams and rivers using Simuliidae. - Limnologica 32: 273-288.

Fery, H. (1991): Revision der "*minutissimus*-Gruppe" der Gattung Bidessus Sharp (Coleoptera: Dytiscidae). - Entomologica Basiliensia 14: 57-91.

Fischer, F., G. Domke, G. Habermehl, M. Hiller, M. Junge, T. Wittling, I. Kaiser, H. Schödel, D. Krause, O. König, A. Weinzierl, B. Peters, G. Seitz & E. Bohl (2004): Qualitätssicherung in der biologischen Gewässeranalyse. - Materialien Nr. 112, Hrsg. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

Freude, H., K. W. Harde & G. A. Lohse (1971): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 3: 365 S., Krefeld.

Freude, H., K. W. Harde & G. A. Lohse (1979): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 6: 367 S., Krefeld.

Frutiger, A.& C. Jolidon (2000): Bestimmungsschlüssel für die Larven und Puppen der in der Schweiz, in Österreich und in Deutschland vorkommenden Netzflügelmücken (Diptera: Blephariceridae), mit Hinweisen zu ihrer Verbreitung und Phänologie. - Mitteilungen der schweizerischen entomologischen Gesellschaft 73: 93-108.

Furse, M., D. Hering, O. Moog, P. Verdonschot, L. Sandin, K. Brabec, K Gritzalis, A. Buffagni, P. Pinto, N. Friberg, J. Murray-Bligh, J. Kokes, R. Alber, P. Usseglio-Polatera, P. Haase, R. Sweeting, B. Bis, K. Szoszkiewicz, H. Soszka, G. Springe, F. Sporka & I. Krno (im Druck): The STAR project: context, objectives and approaches. - Hydrobiologia.

Gayraud, S., B. Statzner, P. Bady, A. Haybach, F. Schöll, P. Usseglio-Polatera & M. Bacchi (2003): Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. - Freshwater Biology 48: 2045-2064.

Gerken, B. & K. Sternberg (1999): Die Exuvien Europäischer Libellen (Insecta, Odonata). - Vlg. Arnika und Eisvogel, 355 S, Höxter.

Glöer, P. & C. Meier-Brook (2003): Süßwassermollusken. - 13. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.

Glöer, P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. - In: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 73: 326S.

Grosser, C. (2000): Beschreibung von *Trocheta haskonis* n. sp. (Hirudinea, Erpobdellidae) aus Sachsen-Anhalt. - Lauterbornia 38: 29-36.

Grosser, C. (2003): Erstnachweis von *Dina apathyi* (Hirudinea: Erpobdellidae) in Deutschland. - Lauterbornia 47: 59-63.

Gruner, H.E. (1965): Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. - In: Dahl, M. & F. Peus (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile 51: I-VIII, 1-149.

Gunkel, G. (Hrsg.) (1996): Renaturierung kleinerer Fließgewässer. - Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

Günther, H. & G. Schuster (2000): Verzeichnis der Wanzen Mitteleuropas (Insecta: Heteroptera). - Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereins e.V. Supplement 7: 1-69.

Haase, P (1999): Zönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland. - Ökologie und Umweltsicherung 18/99: 1-157.

Haase, P. & A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. - Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. http://www.fliessgewaesserbewertung.de

Haase, P., J. Murrhy-Bligh, S. Lohse, S. Pauls, A. Sundermann, R. Gunn & R. Clarke (im Druck): Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples. - Hydrobiologia.

Haase, P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehütte, A. Sundermann, P. Rolauffs & D. Hering (2004 a): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. - Limnologica 34 (4): 349-365.

Haase, P., S. Pauls, A. Sundermann & A. Zenker (2004 b): Testing different sorting techniques in macroinvertebrate samples from running waters. - Limnologica 34 (4): 366-378.

Haase, P., A. Sundermann, D. Hering, T. Korte, C. Meier, J. Böhmer, A. Zenker (2004 c): Anwendung und Erprobung neu entwickelter Verfahren zur Fließgewässerbewertung (Makrozoobenthos). - Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. http://www.fliessgewaesserbewertung.de

Hannemann, H.-J., B. Klausnitzer & K. Senglaub (1992): Exkursionsfauna von Deutschland, Band 1 Wirbellose (ohne Insekten): 1-637.

Haybach, A. & P. Malzacher (2002): Verzeichnis der Eintagsfliegen Deutschlands (Insecta: Ephemeroptera). - Entomol. Z. 112: 34-45.

Haybach, A. & P. Malzacher (2003): Verzeichnis der Eintagsfliegen Deutschlands (Insecta: Ephemeroptera) (2. aktualisierte Fassung: Stand November 2003). - Entomofauna Germanica 6.

Heino, J., P. Louhi & T. Muotka (2004): Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. - Freshwater Biology 49: 1230–1239.

Henry, J.P. & G. Magniez (1983): Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales francaises. 4. Crustacés Isopodes (Principalement Asellotes). - Bulletin de la Société Linnéenne de Lyon 52 (10): 319-357.

Hering, D., C. Meier, C. Rawer-Jost, C.K. Feld, R. Biss, A. Zenker, A. Sundermann, S. Lohse & J. Böhmer (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. - Limnologica 34 (4): 398-415.

Hering, D., O. Moog, L. Sandin & P. F. M. Verdonschot (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. - Hydrobiologia 516: 1-20.

Hess, M., D. Spitzenberg, R. Bellstedt, U. Heckes, L. Hendrich & W. Sondermann (1999): Artenbestand und Gefährdungssituation der Wasserkäfer Deutschlands. - Naturschutz und Landschaftsplanung 31: 197-211.

Holthuis, L.B. & G.R. Heerebout (1976): De Nederlandse Decapoda (Garnalen, Kreeften en Krabben). - Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging 111: 1-55.

Hölzel, H. (2002): Insecta: Megaloptera. - In: Schwörbel, J. & P. Zwick: Süßwasserfauna von Mitteleuropa 15-16-17: 1-30, Heidelberg.

Hynes, H.B.N. (1963): The biology of polluted waters. - Liverpool University Press.

Illies, J. (1978): Limnofauna Europaea – Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angabe über ihre Verbreitung und Ökologie. - Gustav Fischer, Stuttgart.

Karr, J.R. & E.W. Chu (1999): Restoring life in running waters: better biological monitoring. - Island Press, 206S., Washington D.C.

Klausnitzer, B. (1991): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. - Band L1: 273 S., Krefeld.

Klausnitzer, B. (1994): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. - Band L2: 325 S., Krefeld.

Klausnitzer, B. (1996): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. - Band L3: 336 S., Krefeld.

Klausnitzer, B. (1997): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. - Band L4: 370 S., Krefeld.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - LAWA Ausschüsse, Bearbeitungsstand 30.04.2003, www.wasserblick.net

Lautenschläger, M. & P. Podraza (2002): The significance of human impact on stream bank structure for populations of adult insects. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 323-327.

Legendre, P. & L. Legendre (1998): Numerical Ecology, 2.Auflage. - Elsevier, New York, U.S.A.

Lohse, G. A. & W. H. Lucht (1989): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 12 (1. Supplementband): 346 S., Krefeld.

Lohse, G. A. & W. H. Lucht (1992): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 13 (2. Supplementband): 375 S., Krefeld.

Lohse, S. (2004): Bestimmungsschlüssel der für Deutschland relevanten Untergruppen der Gattung *Rhithrogena* (Ephemeroptera, Heptageniidae) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. - In: Haase, P. & A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. - Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. http://www.fliessgewaesserbewertung.de

Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & Rolauffs, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. - Hydrobiologia 516: 107-127.

Lorenz, A. & R.T. Clarke (im Druck): Are samples coherent? – A field study approach to assess similarity of macroinvertebrate samples. - Hydrobiologia.

Lucht, W. H. & B. Klausnitzer (1998): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 15 (4. Supplementband): 398 S., Krefeld.

Macan, T.T. (1974): Running water. - Mitt. Int. Verein. Limnol. 20: 301-321.

Mann, H.B. & D.R. Whitney (1947): On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. - Annals of Mathematical Statistics 18: 50-60.

Marchant, R. (2002): Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? - J. N. Am. Benthological Society 21(2): 311-313.

Margalef, R. (1984): The Science and Praxis of Complexity. Ecosystems: Diversity and Connectivity as measurable components of their complication. - In Aida et al. (Hrsg.). United Nations University, Tokyo, 228-244.

Mason, C.F. (1981): Biology of freshwater pollution. - Longman.

Maul, J.D., J.L. Farris, C.D. Milam, C.M. Cooper, S. Testa & D.L. Feldman (2004): The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. - Hydrobiologia 518: 79-94.

McCune, B. & J.B. Grace (2002): Anlysis of Ecological Communities. - MjM Software Desing, Gleneden Beach, Oregon.

McCune, B. & M.J. Mefford (1999): Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.25. - MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.

Meier, C., D. Hering, P. Haase, A. Sundermann & J. Böhmer (2005): Die Bewertung von Fließgewässern mit dem Makrozoobenthos. - Limnologie aktuell 11: 76-90.

Meier, C., H. Daniel, P. Rolauffs, R. Biss, J. Böhmer, C. Rawer-Jost, A. Zenker, P. Haase, A. Sundermann, F. Schöll, (2004): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Vorläufiger Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. www.fliessgewaesserbewertung.de

Miyake, Y., T. Hiura, S. Nakano (2005): Effects of frequent streambed disturbance on the diversity of stream invertebrates. - Arch. Hydrobiol. 162 (4): 465-480.

Moog, O. (Hrsg.) (1995): Fauna aquatica Austriaca. - Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Wien).

Müller, J. & M. Schorr (2001): Verzeichnis der Libellen (Odonata) Deutschlands. - In: Klausnitzer, B. (Hrsg.): Entomofauna Germanica Band 5. - Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 6: 9-44.

Murray-Bligh, J., J. van der Molen & P. Verdonschot (2005): STAR deliverable No. 7: Audit of Performance incorporating Results of La Bresse sampling and analysis workshop. - Unveröffentlichter Bericht. www.eu-star.at

Nesemann, H. & E. Neubert (1999): Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea. - In: Schwoerbel, J. & P. Zwick (Hrsg.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Begründet von A. Brauer. Band 6/2. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin: I-IX, 1-178.

Neu, J.P. & W. Tobias (2004): Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). - Lauterbornia 51: 1-68, Dinkelscherben.

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: 347-363.

Nijboer, R.C., R.K. Johnson, P.F.M. Verdonschot, M. Sommerhäuser & A. Buffagni (2004): Establishing reference conditions for European streams. - Hydrobiologia 516: 91-105.

Nilsson, A. N. (Ed., 1997). Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Volume 2: Odonata, Diptera. - Stenstrup: Apollo Books.

Ofenböck, T., O. Moog, J. Gerritsen & M. Barbour (2004): A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. - Hydrobiologia 516: 251-268.

Otto, A. & U. Braukmann (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. - Schr. R. d. Bundesmin. F. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 288: 1-59.

Pattée, E. & N. Gourbault (1981): Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 1. Turbellariés Triclades Paludicoles (Planaries d'eau douce). - Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon 50: 279-304.

Pauls, S. (2004): Ergänzungen zu Reynoldson & Young (2000). - In: Haase, P. & A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. - Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. http://www.fliessgewaesserbewertung.de

Pauls, S., C.K. Feld, M. Sommerhäuser & D. Hering (2002): Neue Konzepte zur Bewertung von Tieflandbächen und –flüssen nach Vorgaben der EU Wasser-Rahmenrichtlinie. - Wasser und Boden 54: 70-77.

Pinto, P., J. Rosado, M. Morais & I. Antunes (2004): Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. - Hydrobiologia 516: 191-214.

Pitsch, T. (1993): Zur Larventaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). - Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung Sonderheft S8: 316 S., Berlin.

Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - In: C. Steinberg, W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1:1-16 + Anhang.

Pringle, C.M., R.J. Naiman, G. Bretschko, J.R.Karr, M.W. Oswood, J.R. Webster, R.L. Welcomme & M.J. Winterbourn (1988): Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. - J. N. Am. Benthological Society 7: 503-524.

Reusch, H.& A. Weinzierl (1999): Regionalisierte Checkliste der aus Deutschland bekannten Steinfliegen (Plecoptera). - Lauterbornia 37: 87-96.

Reynoldson, T.B & J.O. Young (2000): A Key to the Freshwater Triclads of Britain and Ireland with Notes on Their Ecology. - Freshwater Biological Association Scientific Publication 58: 1-72.

Rivosecchi, L. (1984). Ditteri (Diptera).Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. - (Consiglio nazionale delle ricerche) Roma.

Robert, B. (2001): Verzeichnis der Köcherfliegen (Trichoptera) Deutschlands. - Entomol. Nachr. Ber. Beiheft 6: 107-151.

Rolauffs, P., D. Hering, M. Sommerhäuser, S. Jähnig & S. Rödiger (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindexes für die biologische Fließgewässerbewertung. - Umweltbundesamt Texte 11/03. Forschungsbericht 200 24 227, 137 S.

Roy, A.H., A.D. Rosemond, M.J. Paul, D.S. Leigh & J.B. Wallace (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). - Freshwater Biology 48: 329-346.

Rozkošný, R. (Hrsg.) (1980): Klíč vodních larev hmyzu. - Praha: Československá Akademie Věd.

Sandin, L., J. Dahl, R.K. Johnson (2004): Assessing acid stress in Swedish boreal and alpine streams using benthic macroinvertebrates. - Hydrobiologia 516: 129-148.

Schaefer, M. (2000): Brohmer. Fauna von Deutschland. - 791 S., Quelle & Meyer, Wiebelsheim.

Schmedtje, U. & M. Colling (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

Schmedtje, U. & F. Kohmann (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). - Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/88 Loseblattsammlung; München.

Schöll, F., A. Haybach & B. König (in Vorbereitung): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von großen Fließgewässern. - Hydrologie und Wasserwirtschaft.

Schumann, H., R. Bährmann & A. Stark (1999): Checkliste der Dipteren Deutschlands. - Entomofauna Germanica 2., Studia dipterologica Supplement 2: 1-354, Halle (Saale).

Shannon, C. E. & W. Weaver 1949. The Mathematical Theory of Communication. - The University of Illinois Press, Urbana, IL.

Skoulikidis, N.T., K.C. Gritzalis, T. Kouvarda & A. Buffagni (2004): The development of an ecological quality assessment and classification system for Greek running waters based on benthic macroinvertebrates. - Hydrobiologia 516: 149-160.

Southwood, T.R.E. (1977): Habitat, the templet for ecological stategies? - Journal of Animal Ecology 46: 337-365.

Southwood, T.R.E. (1988): Tactics, strategies and templets. - Oikos 52: 3-18.

Sponseller, R.A., E.F. Benfield & H.M. Valett (2001): relationship between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. - Freshwater Biology 46: 1409-1424.

Star Consortium (2003): The AQEM sampling method to be applied in STAR. - Unveröffentlichter Bericht, erhältlich unter http://www.eu-star.at/tops/top_protocols.htm

Statistisches Bundesamt (Ed.) (1997): Daten zur Bodenbedeckung. Wiesbaden.

StatSoft, Inc. (2002): STATISTICA for Windows (Software-System for Data Analysis) Version 6.1. www.statsoft.com.

Suhling, F. & O. Müller (1996): Die Flussjungfern Europas (Gomphidae). - Die neue Brehm-Bücherei 628, 237 S., Westarp (Magdeburg) & Spektrum (Heidelberg).

Sundermann, A. & S. Lohse (2004): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. - In: Haase, P. & A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. - Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. http://www.fliessgewaesserbewertung.de

Sundermann, A., S. Lohse, L.A. Beck & P. Haase (eingereicht): Key to the larval stages of aquatic true flies (Diptera), based on the operational taxa list for running waters in Germany. - Limnologica.

Tachet, H, P. Richoux, M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera (2000): Invertébrés d´eau douce. Systématique, biologie, écologie. Chapitre 17: Coléoptères. - CNRS Editions: 311-402., Paris.

Thioulouse, J., D. Chessel, S. Dolédec & J.M. Olivier (1997): ADE-4 : a multivariate analysis and geographical display software. - Statistics and computing, 7 (1): 75-83.

Townsend, C.R. & A.G. Hildrew (1994): Species traits in relation to a habitat templet for river systems. – Freshwater Biology 31: 265-275.

Townsend, C.R. (1989): The patch dynamics concept of stream community ecology. - J. N. Am. Benthological Society 8: 36-50.

Tucker L.R. (1985): An inter-battary method of factor analysis. - Psychometrika, 23: 111-136.

Veuille, M. (1979): Lévolution du genre Jaera Leach (Isopoda; Asellotes) et ses rapports avec l´histoire de la méditerranée. - Bijdragen tot de Dierkunde 49: 195-217.

Vlek, H.E., P.F.M. Verdonschot & R. Nijboer (2004): Towards a multimetric index for the assessment of dutch streams using benthic macroinvertebrates. - Hydrobiologia 516: 173-189.

Wallin, M., T. Wiederholm & R.K. Johnson (2003): Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. - CIS Working Group 2.3 – REFCOND. 7th Version.

Waringer, J. & W. Graf (1997, inkl. der Ergänzungen 2000): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. - 286 S., Wien.

Werth, W. (1992): Ökologische Gewässerzustandsbewertung in Oberösterreich. - Limnologie aktuell 3: 67-77.

Wilcoxon, F. (1945): Individual Comparisons by Ranking Methods. - Biometrics 1: 80-83.

Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage & M.T. Furse (1984): A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. - Freshwater Biology 14: 221-256.

Zar, J. H. (1984): Biostatistical Analysis. - Prentice-Hall International, Inc., New York.

Zelinka, M. & P. Marvan (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. - Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

Zepp, H. (2002): Grundriss Allgemeine Geographie: Geomorphologie. - Paderborn; München; Wien; Zürich: Schöningh (UTB für Wissenschaft; Bd. 2164).

Zwick, P. (2004): A key to the west palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. - Limnologica 34: 315-348.

DANKSAGUNG

Mein ganz besonderer Dank gilt Dr. Peter Haase für die Betreuung dieser Arbeit, seine Unterstützung, seine stete Bereitschaft zu unzähligen konstruktiven Diskussionen und für die Aufnahme als wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung des Forschungsinstituts Senckenberg.

Für die Annahme als Doktorandin an der Uni Marburg möchte ich Prof. Dr. Lothar Beck danken. Ihm und Prof. Dr. Elisabeth Meyer gilt mein Dank für die gutachterlichen Stellungnahmen sowie für hilfreiche Diskussionsbeiträge.

Dr. A. Dettinger-Klemm, Dr. H. Zwick, Dr. H. Reusch, Dr. C. Orendt und Prof. Dr. R. Wagner bin ich für hilfreiche Hinweise zur Bestimmung der Diptera sowie für das zur Verfügung gestellte Dipteren-Material zum Dank verpflichtet.

Monika Hess und Dr. Arne Haybach danke ich für die Überprüfung einiger kritischer Bestimmungsergebnisse.

Monika Hess und Ulli Heckes sei gedankt für die Unterstützung bei der Auswahl und Einstufung einiger Untersuchungsgewässer im Alpenvorland.

Mein Dank geht auch an Dr. Philippe Usseglio-Polatera (Université de Metz, Frankreich) für die Einführung in die “Traits” in Verbindung mit dem 2-wöchigen Gastaufenthalt in seiner Arbeitsgruppe sowie für die zur Verfügung gestellten Informationen der Organismen hinsichtlich ihrer Traits.

All meinen Kolleginnen und Kollegen in der Arbeitsgruppe gilt mein Dank für eine wirklich nette Arbeitsatmosphäre sowie für Unterstützung vielfältigster (z.B. kulinarischer) Art. Insbesondere gilt mein Dank:

- Dr. Steffen Pauls, Karin Schindehütte, Susanne Lohse, Christian Seibert und Anna Hövelborn für die Unterstützung im Gelände
- Dr. Steffen Pauls, Karin Schindehütte und Christine Engelhardt für hilfreiche Kommentare zum Manuskript
- Susanne Lohse für die Anfertigung zahlreicher Dipteren-Zeichnungen
- Jürgen Jung für den Support am GIS
- sowie den Praktikantinnen Rebecca Bloch und Jenny Schmidt für das Formatieren von Daten.

Annette, Judith, Julian, Katja, Konstantin und Thomas danke ich für das Korrekturlesen des Manuskripts.

Vom LfU in Bayern wurden dankenswerter Weise Daten zur Verfügung gestellt, die in der vorliegenden Arbeit Eingang finden durften.

Auch der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) sei für die Vergabe der Projekte O 3.02, O 4.02 und O 3.04 gedankt. Die im Rahmen dieser Projekte erhobenen Daten konnten in Teilen für die vorliegende Arbeit verwendeten werden.

Die DFG ermöglichte mir durch eine finanzielle Unterstützung die Kongressteilnahme in Hull (Großbritannien) zwecks Vorstellung aktueller Forschungsergebnisse.

Anhang

Anhangsverzeichnis

Anhang A 1: Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. A 1

Anhang A 2: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD – Qualitätskomponente Makrozoobenthos. A 22

Anhang A 3: Taxalisten der Gewässer des Typs 3.1. A 23

Anhang A 4: Ergebnisse zur Strukturparameter und Substratkartierung der Gewässer des Typs 3.1 in Anlehnung an das „STAR-AQEM Siteprotocol“. A 29

Anhang A 5: Taxalisten der H- und W-Proben. A 31

Anhang A 6: Ergebnisse zur Strukturparameter und Substratkartierung der H- und W-Proben. A 40

Anhang A 7: Chemischen Messwerte der H- und W-Proben. A 41

Anhang A 8: Taxa und deren Zuordnung zu den Kategorien der einzelnen Traits. A 42

Anhang A 9: Nachgewiesene Taxa der Gewässer des Typs 3.1 mit Zuordnung einer Wertigkeit im Hinblick auf den „Fauna-Index Typ 3.1“. A 44

Anhang A 1

Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland

Hinweise für den Anwender:

Der Ausgangspunkt dieses Schlüssels ist die auf die Erfordernisse der Wasserwirtschaft abgestimmte Operationelle Taxaliste (Haase & Sundermann 2004). Diese Taxaliste ist die Grundlage für die Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland. Mit der Abstimmung des Bestimmungsschlüssels auf die oben genannte Operationelle Taxaliste erlangt der Schlüssel Bedeutung für die Bearbeitung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern, welche zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu bearbeiten sind.

Aus praktischen Gründen wurden in die Operationelle Taxaliste und somit auch in diesen Bestimmungsschlüssel nur solche Taxa aufgenommen, die in bewertungsrelevanten Fließgewässern nach EG-WRRL auftreten. Nur äußerst seltene semiaquatische oder semiterrestrische Taxa fanden somit vor diesem Hintergrund keine Berücksichtigung. Die Ansprache solcher Taxa gelingt mit dem vorliegenden Schlüssel nicht. Durch den Abgleich mit den zahlreichen Abbildungen sollte jedoch i.d.R. eine Fehlbestimmung dieser Taxa ausgeschlossen werden können. Ein geringes Restrisiko der Fehlansprache wird vor dem Hintergrund einer routinemäßigen Bearbeitung von Makrozoobenthosproben in Kauf genommen, da die Bearbeitung mit einem umfangreicheren Schlüssel ungleich höher wäre. Der Schlüssel ist in Deutschland sowie Skandinavien (Dänemark, Finnland, Norwegen, Schweden) einsetzbar. Darüber hinaus kann der Schlüssel in England sowie den Benelux-Staaten (Niederlande, Luxemburg und Belgien) eingesetzt werden. Allerdings kann es in letzteren Ländern in Einzelfällen dazu kommen, dass der Bearbeiter zu nicht plausiblen Bestimmungsergebnissen (durch Abgleich mit den zahlreichen Abbildungen) kommt. In diesen Fällen kann es sich um Taxa handeln, die für die Entwicklung des vorliegenden Schlüssels nicht berücksichtigt wurden und mit dem vorliegenden Schlüssel nicht bestimmbar sind. Darüber hinaus ist der Familienschlüssel neben den Fließgewässern auch in Stillgewässern einsetzbar. Die Nomenklatur richtet sich nach Schumann et al. (1999).

Aufbau des Schlüssels

Der erste Teil des Schlüssels beinhaltet den Bestimmungsteil zur Differenzierung der einzelnen Familien. Eine Ausnahme bilden hier die Familien der Ceratopogonidae und Muscidae. Taxa dieser Familien sowie eine Art der Limoniidae wurden aus praktischen Gründen bereits im ersten Teil des Bestimmungsschlüssels über das Familienniveau hinaus ausgewiesen.

In der Operationellen Taxaliste ist darüber hinaus eine weiterführende Bestimmung einzelner Familien vorgesehen. Betroffene Familien werden daher im zweiten Teil des Bestimmungsschlüssels behandelt.

Die Größenangabe zu den jeweiligen Zeichnungen soll der groben Orientierung dienen. In artenreichen Familien wie z.B. den Chironomidae kann die Größe zwischen den Arten stark differieren. Diese Größenvarianz konnte im Detail nicht berücksichtigt werden.

Familienschlüssel für die letzten Larvenstadien

1 Aussehen wie in Abb. 1a, b. Ventral drei oder vier Haftscheiben auf jeder Seite, Kiemen frontal, blatt- oder lamellenförmig. Färbung dunkelbraun bis schwarz. .....
Puppen der **Blephariceridae**; weiterführende Bestimmung mit Frutiger & Jolidon (2000).

1* Aussehen nicht wie in Abb. 1a, b. 2

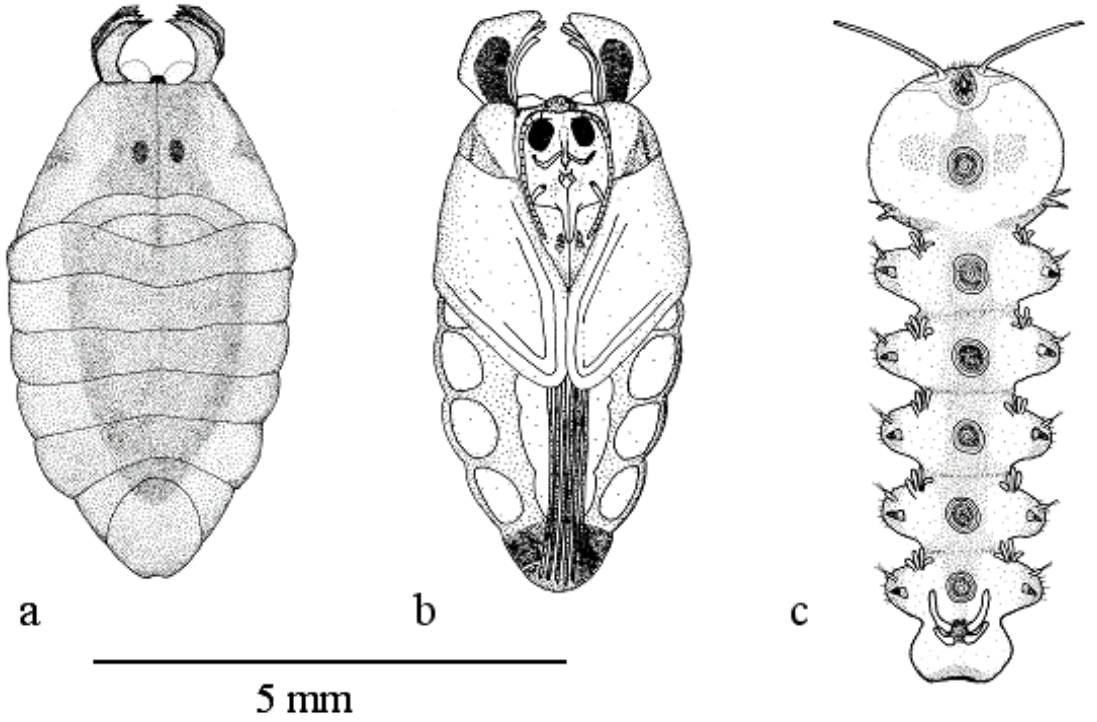


Abb. 1. Blephariceridae. Puppe in Dorsal- **(a)** und Ventralansicht **(b)**. **(c)** Larve in Ventralansicht.

2 Kopfkapsel meist vollständig sklerotisiert (eucephal), siehe Abb. 2a, e (Ausnahme Larven der Blephariceridae, siehe Habitus in Abb. 1c). Kopfkapsel i.d.R. nicht in den Thorax einziehbar. 3

2* Kopfkapsel unvollständig sklerotisiert (hemicephal) oder sklerotisierte Teile bis auf ein Hypopharyngeal-Skelett reduziert (acephal) (Abb. 3a, d). Kopf i.d.R. zumindest teilweise in den Thorax einziehbar. 16

3 Eine Reihe von Saugnäpfen auf der Ventralseite ausgebildet (Abb. 1c), nur sechs Körpersegmente. .....
Larven der **Blephariceridae**; weiterführende Bestimmung mit Frutiger & Jolidon (2000).

3* Saugnäpfe fehlen oder anders angeordnet, Anzahl der Körpersegmente ≥ 9. 4

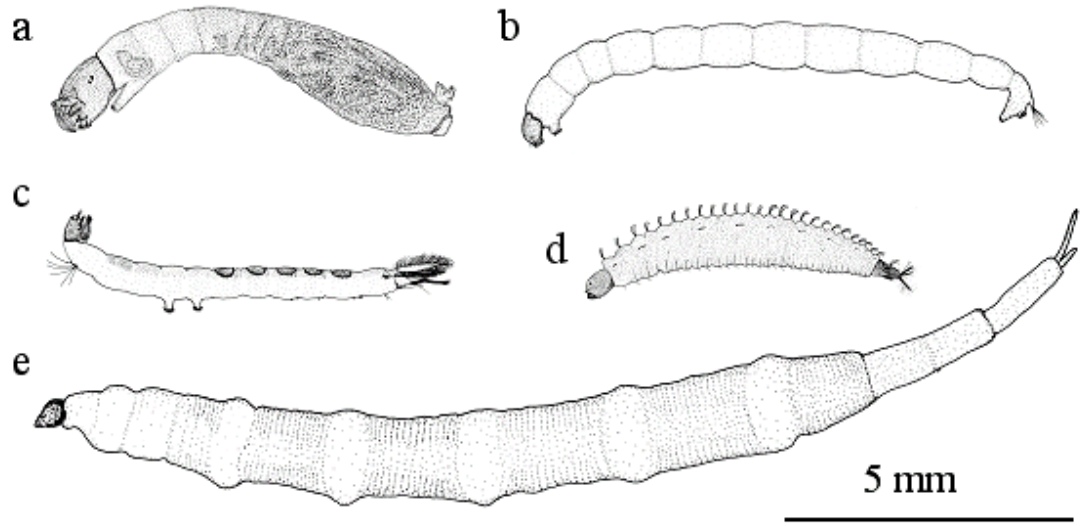


Abb. 2. Beispiele von Larven mit eucephaler (vollständig sklerotisierter) Kopfkapsel. **(a)** Simuliidae, **(b)** Chironomidae, **(c)** Dixidae, **(d)** Psychodidae, **(e)** Ptychopteridae, *Ptychoptera* Meigen, 1803.

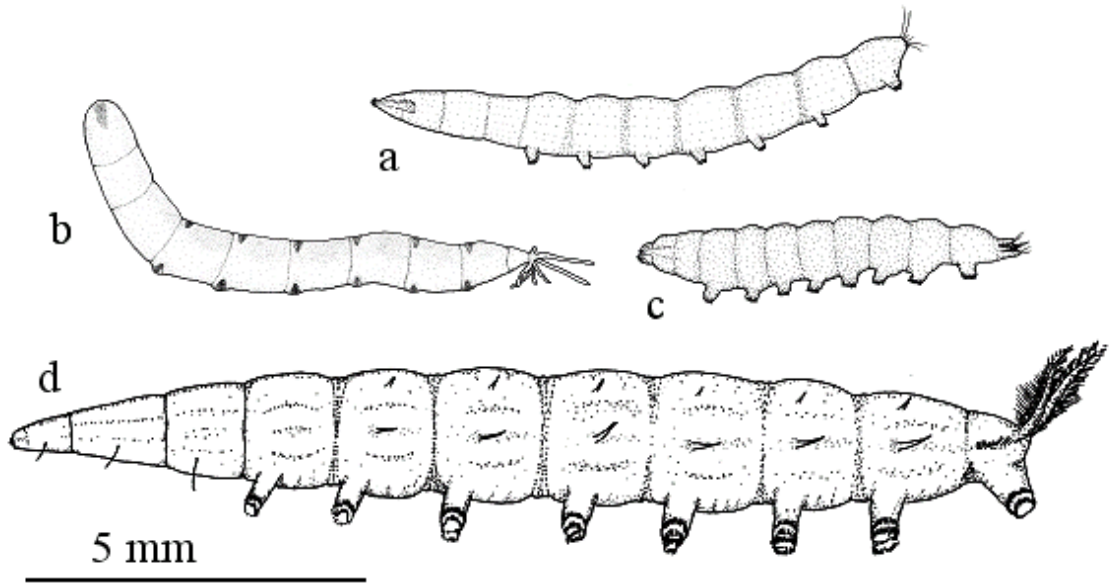


Fig. 3. Beispiele von Larven mit hemi- oder acephaler (unvollständig sklerotisierter) Kopfkapsel. **(a)** Empididae, *Chelifera* Macquart, 1823, **(b)** Limoniidae, *Antocha* Osten-Sacken, 1860, **(c)** Empididae, Clinocerinae, **(d)** Athericidae, *Atherix ibis* (Fabricius, 1798).

4 Pseudopodien (Scheinfüßchen mit apikalem Hakenkranz) an Thorax- und/oder Abdominalsegmenten (Abb. 2a, c, 3a, c-d, 4c-d). 5

4* Pseudopodien fehlen (Abb. 2 d-e, 3 b). 11

5 Pseudopodien nur an den Abdominalsegmenten. 6

5* Pseudopodien an Thorax- und/oder Abdominalsegmenten. 7

6 Pseudopodien an Abdominalsegment 1 und 2, charakteristischer Habitus (Abb. 2 c). Ventralseite einiger Abdominalsegmente mit Hakenreihen ausgestattet. ..... **Dixidae** (weiterführende Bestimmung auf Seite A 13)

6* Pseudopodie (unpaar) am letzten Abdominalsegment einziehbar und flexibel, mit langen Häkchen ausgestattet (Abb. 4 c-d). ..... **Dasyheleinae** (Ceratopogonidae)

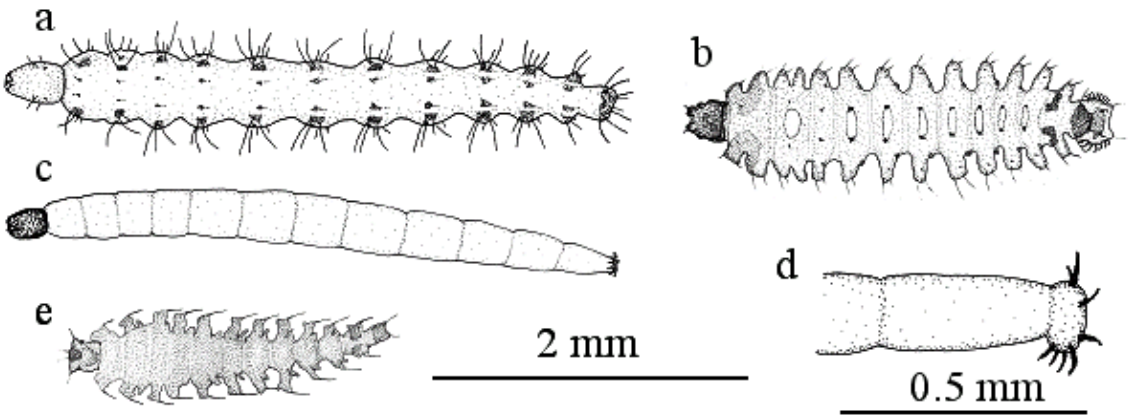


Abb. 4. Ceratopogonidae. **(a)** *Forcipomyia*, Meigen, 1818, **(b)** *Atrichopogon* Kieffer, 1906, **(c)** Dasyheleinae, **(d)** Dasyheleinae, Pseudopodie am letzten Abdominalsegment, verändert nach Hennig (1950), **(e)** *Atrichopogon*.

7 Pseudopodie (unpaar) am 1. Thoraxsegment. Körper am Hinterende am breitesten, mit kreisförmig angeordneten Reihen von Häkchen am letzten Abdominalsegment (Haftscheibe). Habitus wie in Abb. 2 a. ..... **Simuliidae** (weiterführende Bestimmung auf Seite A 15)

7* Merkmale anders, Aussehen nicht wie in Abb. 2 a. 8

8 Körper lateral mit zahlreichen Anhängen oder langen Borsten, Aussehen wie in Abb. 4 a-b und e. Körper z.T. dorsoventral abgeflacht, Pseudopodien vorne und hinten unpaar 9

8* Körper ohne derartig lange Auswüchse. 10

9 Körper seitlich mit langen Auswüchsen, i.d.R. dorsoventral abgeflacht. Habitus wie in Abb. 4 b,e. ..... ***Atrichopogon*** Kieffer, 1906, (Ceratopogonidae)

9* Körper rundlich mit langen Borsten, Habitus wie in Abb. 4 a. ..... ***Forcipomyia*** Meigen, 1818, (Ceratopogonidae)

10 Thorax und Abdominalsegmente dorsal stark sklerotisiert, Dorsalseite daher deutlich dunkler als Ventralseite. Letztes Abdominalsegment mit Hakenkranz ausgestattet. Stigmen (Atemorgane) lateral am 1. Thorax- und am 8. Abdominalsegment (Abb. 5 a). ..... **Thaumaleidae**

10* Keine starke Sklerotisierung der Thorax- und Abdominalsegmente ausgeprägt. Dorsalseite nicht dunkler als Ventralseite. Am letzten Abdominalsegment paarige Pseudopodien (Nachschieber). Habitus wie in Abb. 2 b. ..... **Chironomidae** (weiterführende Bestimmung auf Seite A 12)

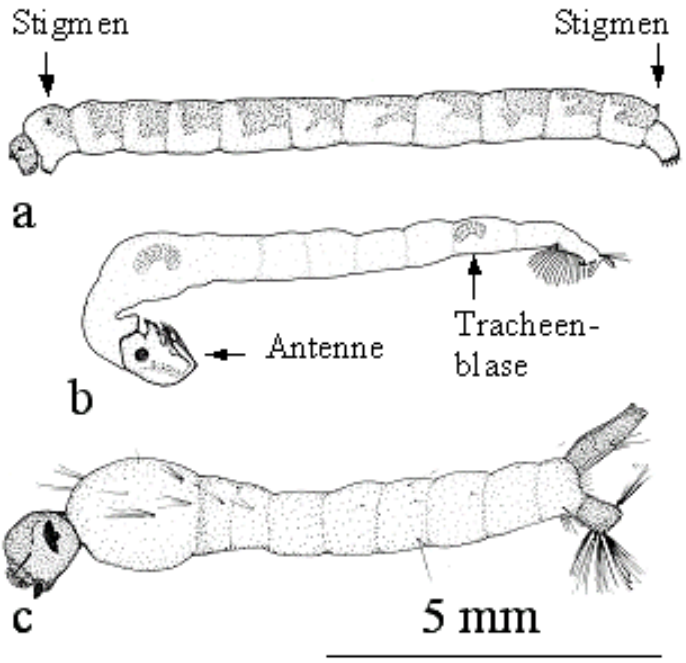
11 Thorax zu einem einheitlichen Segment verwachsen, breiter als die übrigen Körpersegmente. 12

11* Thorax als drei getrennte Segmente erkennbar. 13

12 Antenne als Greiforgan ausgebildet, 7. Abdominalsegment i.d.R. mit paarigen (pigmentierten) Tracheenblasen ausgestattet (Abb. 5 b). ..... **Chaoboridae**

12* Antenne nicht als Greiforgan ausgebildet, nicht mit paarigen Tracheenblasen Habitus wie in Abb. 5 c. ..... **Culicidae**

Abb. 5.
(a) Thaumaleidae,
(b) Chaoboridae,
(c) Culicidae.



13 Ausbildung einer Pseudosegmentierung (scheinbar 26 Körpersegmente) (Abb. 6 a). ..... **Psychodidae** (weiterführende Bestimmung auf Seite A 14)

13* Keine Pseudosegmentierung ausgebildet, weniger als scheinbar 26 Segmente. 14

14 Körperoberfläche vollständig sklerotisiert, erscheint granuliert und fest. Abdomen i.d.R. dorsoventral abgeflacht (Abb. 6 b). ..... **Stratiomyidae** (weiterführende Bestimmung auf Seite A 16)

14* Körperoberfläche nicht vollständig sklerotisiert. Abdomen rundlich, lang u. schlank. 15

15 Mit ausziehbarem Atemrohr am Ende des Abdomens (Abb. 2 e). ..... ***Ptychoptera*** Meigen, 1803, (Ptychopteridae)

15* Ohne ausziehbares Atemrohr am Ende des Abdomens. Habitus nadelförmig und rund (Abb. 6 c). ..... Ceratopogoninae / Palpomyiinae (Ceratopogonidae)

16 Mandibeln arbeiten gegeneinander in horizontaler Ebene (Abb. 7 a). 17

16* Mandibeln arbeiten nebeneinander in vertikaler Stellung (Abb. 7 b). 19

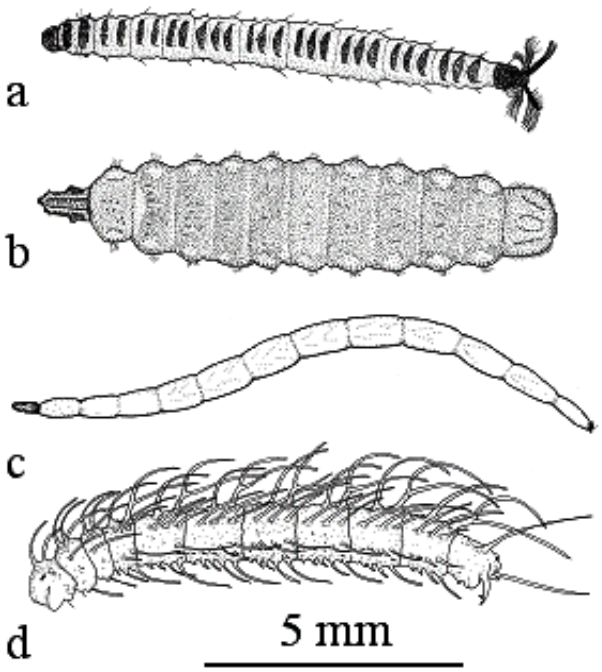


Abb. 6. (a) Psychodidae, **(b)** Stratiomyidae, **(c)** Ceratopogoninae/ Palpomyiinae, **(d)** Cylindrotomidae, verändert nach Hennig (1950).

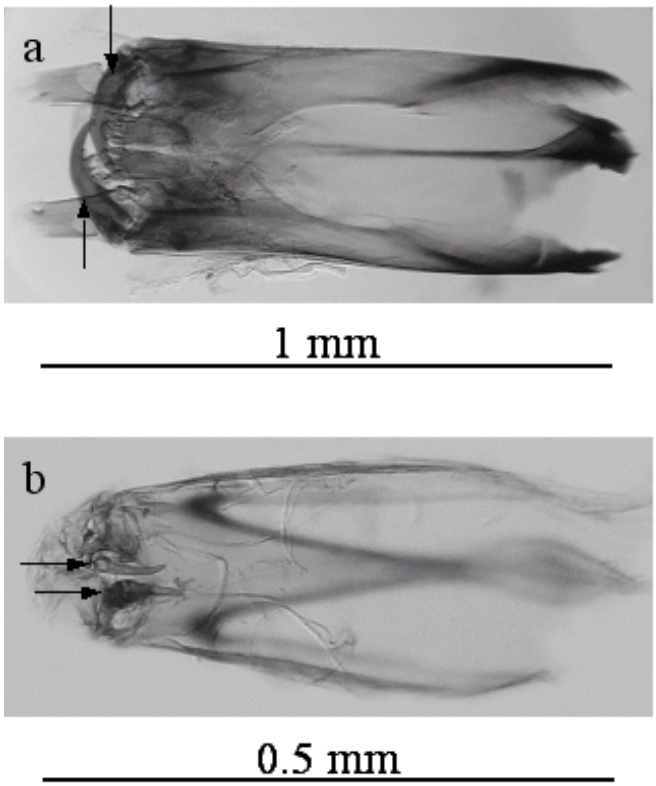


Abb. 7. Cephalopharyngealskelett in Ventralansicht. **(a)** Limoniidae, *Dicranota* Zetterstedt, 1838, Mandibeln arbeiten gegeneinander in horizontaler Ebene (siehe Pfeile), **(b)** *Pilaria* Sintenis, 1889, Mandibeln arbeiten nebeneinander in vertikaler Stellung (siehe Pfeile).

17 Abdominalsegmente (dorsal) mit zweigeteilten oder gezähnten Anhängen, die mindestens die Länge der halben Körperbreite erreichen (Abb. 6 d). .....
Cylindrotomidae (weiterführende Bestimmung auf Seite A 13)

17* Abdominalsegmente ohne oder mit deutlich kürzeren Anhängen. 18

18 Stigmenfeld (letztes Abdominalsegment) mit 6 Anhängen (Abb. 8 b-c), Randlappen rundlich oder abgeflacht, z.T. auch reduziert, Habitus wie in Abb. 8 a. .....
Tipulidae (weiterführende Bestimmung auf Seite A 17)

18* Stigmenfeld mit ≤ 5 Randlappen umgeben. .....
Limoniidae/Pediciidae (weiterführende Bestimmung auf Seite A 18)

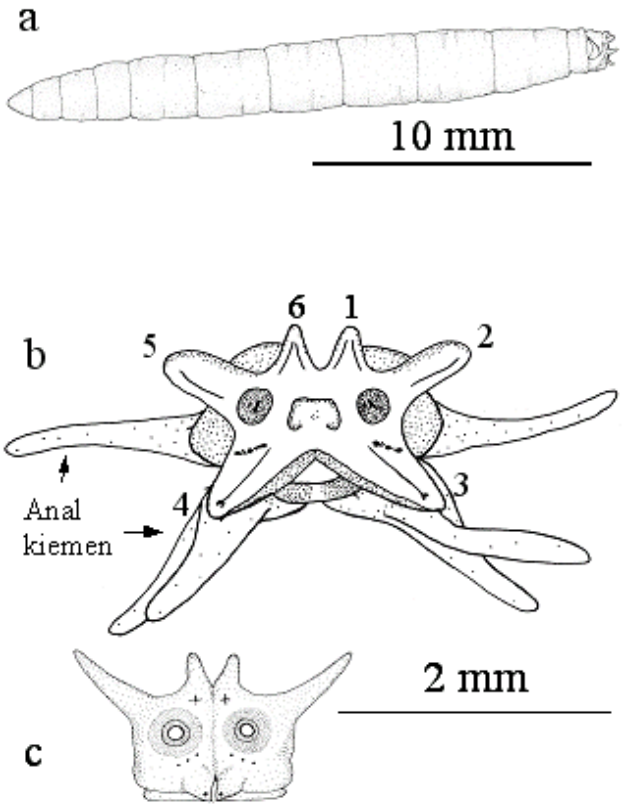


Abb. 8. Tipulidae, *Tipula* Linnaeus, 1758.
(a) Habitus,
(b) Stigmenfeld am letzten Abdominalsegment mit 6 Anhängen (1-6), zusätzlich mit 3 Paar Analpapillen (siehe Pfeil),
(c) Stigmenfeld am letzten Abdominalsegment mit teiweise reduzierten Anhängen.

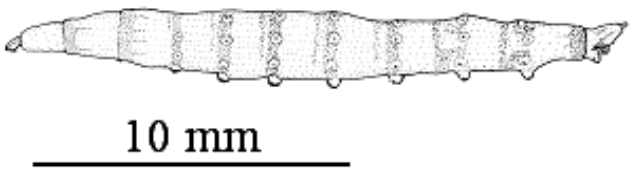


Abb. 9. Tabanidae.

19 Drei oder vier Paar Pseudopodien an jedem Abdominalsegment ausgebildet (Abb. 9). ..... **Tabanidae** (weiterführende Bestimmung auf Seite A 17)

19* Maximal ein Paar Pseudopodien oder Kriechwülste (an der Grenze zweier Segmente ausgebildet und meist mit einer Querreihe kleiner Dörnchen besetzt) an jedem Abdominalsegment ausgebildet. 20

20 Abdominalende mit unpaarem, ausziehbaren Atemrohr. 21

20* Abdominalende ohne ausziehbares Atemrohr. 22

21 Atemrohr so lang oder deutlich länger als der Körper (Abb. 10 b), oder Habitus wie in Abb. 11. ..... **Syrphidae**

21* Letztes Segment des Atemrohrs in zwei Äste aufgeteilt (Abb. 10 a). ..... **Ephydridae**

Abb. 10. (a) Ephydridae, **(b)** Syrphidae, verändert nach Hennig (1952).

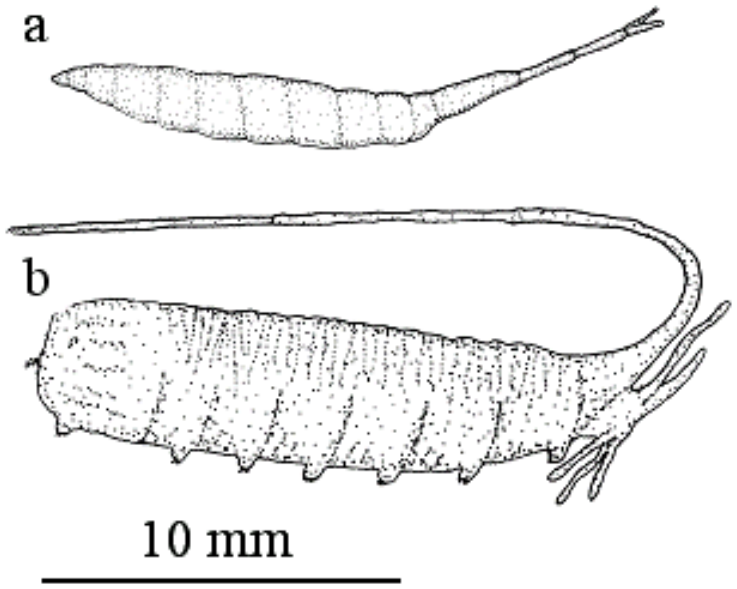
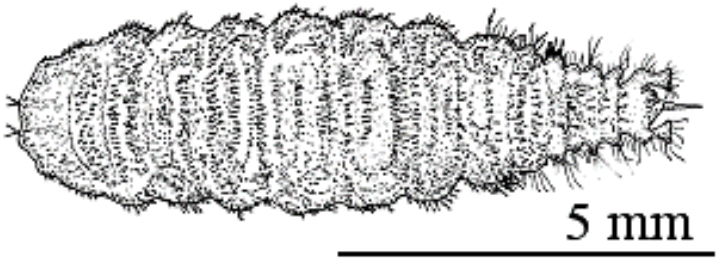


Abb. 11. (a) Syrphidae.



22 Längere Abdominalanhänge dorsal und/oder lateral an den Abdominalsegmenten vorhanden, Habitus wie in Abb. 3 d oder Abb. 15 a-b. ..... **Athericidae**
(weitere Bestimmung auf Seite A 11)

22* Längere Abdominalanhänge fehlen. 23

23 Pseudopodien vorhanden (Abb. 3 a, c). ..... **Empididae**
(weitere Bestimmung auf Seite A 14)

23* Maximal Kriechwülste, jedoch keine Ausbildung von Pseudopodien. 24

24 Ventrale Anhänge am letzten Abdominalsegment mit langen goldenen Haaren. Ventral Anhänge mit charakteristischer Zeichnung (Abb. 12 c). Habitus wie in Abb. 12 f. .....
Pilaria Sintensis, 1889 (Limoniidae)

24* Letztes Abdominalsegment nicht wie oben beschrieben, ohne lange goldene Haare. 25

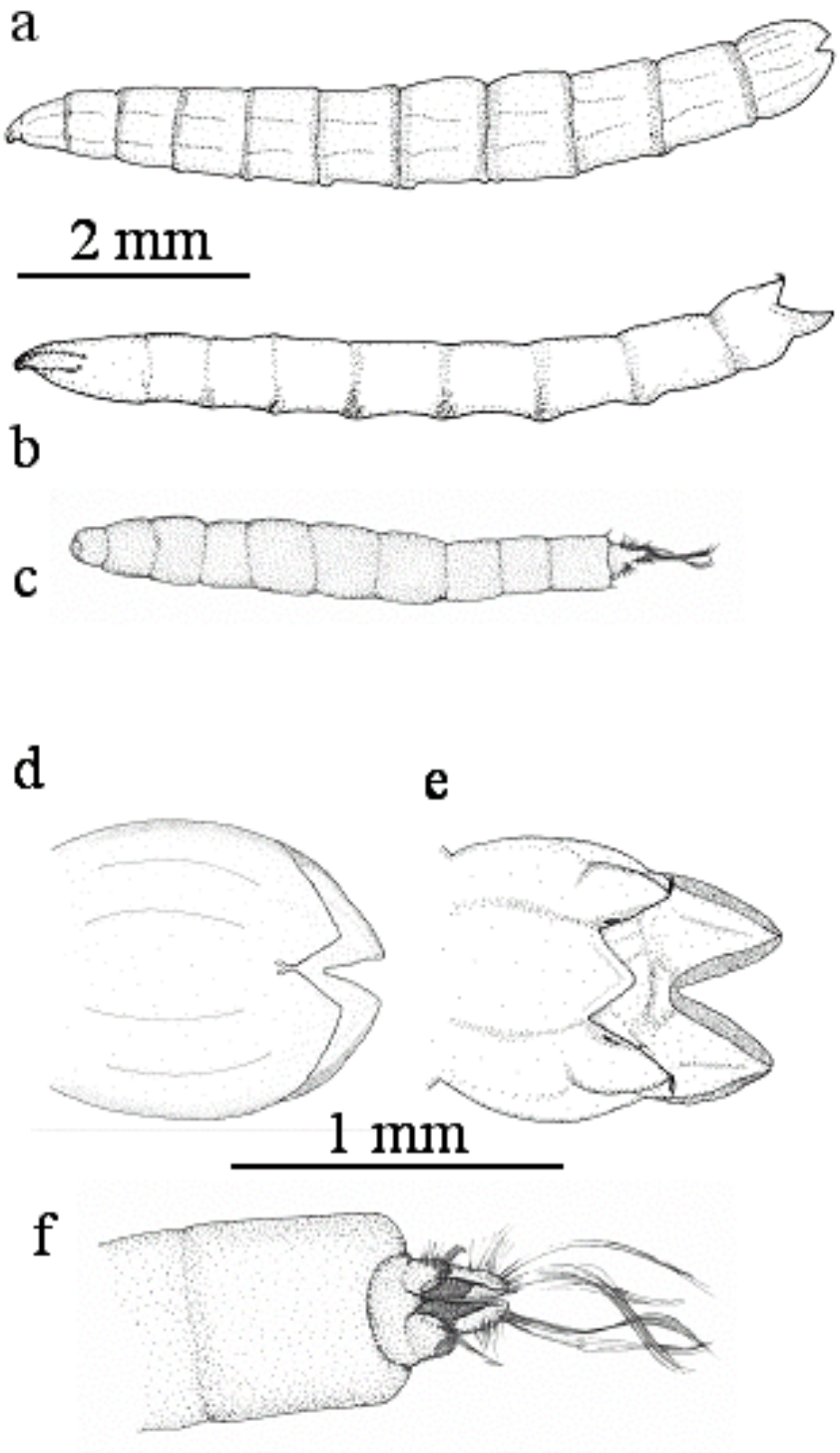


Abb. 12. (a) Rhagionidae, *Chrysopilus* Macquart, 1826, **(b)** Dolichopodidae, **(c)** Pilaria Sintenis, 1889. **(d-f)** letztes Abdominalsegment in Dorsalansicht, **(d)** *Chrysopilus*, **(e)** Dolichopodidae, **(f)** *Pilaria*.

25 Vier konisch oder kegelförmige Anhänge am letzten Abdominalsegment (Abb. 12 d-e). Habitus wie in Abb. 12 a-b. 26

25* Anhänge am letzten Abdominalsegment anders gestaltet, nicht wie in Abb. 12 d-e. 27

26 Anhänge am letzten Abdominalsegment dorsal und ventral von gleicher Länge (Abb. 12 d). ..... ***Chrysopilus*** Macquart, 1826, (Rhagionidae)

26* Ventrale Anhänge am letzten Abdominalsegment länger als dorsale (Abb. 12 e). ..... **Dolichopodidae**

27 Vier nach außen bzw. nach vorne divergierende Anhänge am letzten Abdominalsegment, Anhänge starr, wenig beweglich. Habitus wie in Abb. 13 a. ..... ***Limnophora*** Robineau-Desvoidy, 1830, (Muscidae)

27* Habitus nicht wie in Abb. 13 a, Abdominalanhänge nicht divergierend. 28

28 Abdominalsegment ohne Anhänge, lediglich zwei hervorstehende Stigmenfelder (Abb 13 c). Habitus wie in Abb. 13 b. ..... ***Lispe*** Latreille, 1796, (Muscidae)

28* Stigmenfeld am letzten Abdominalsegment von mehreren Anhängen umgeben (Abb. 14 b). Habitus wie in Abb. 14 a. ..... **Sciomycidae**

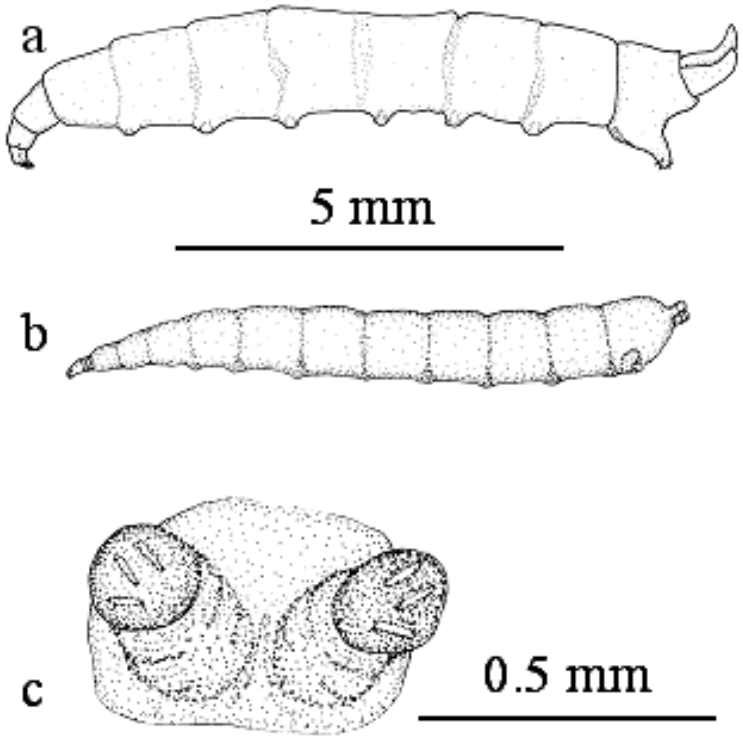


Abb. 13. (a) Muscidae, *Limnophora* Robineau-Desvoidy, 1830, **(b-c)** Muscidae, *Lispe* Latreille, 1796, **(b)** Habitus, **(c)** letztes Abdominalsegment mit Spiracularfeld.

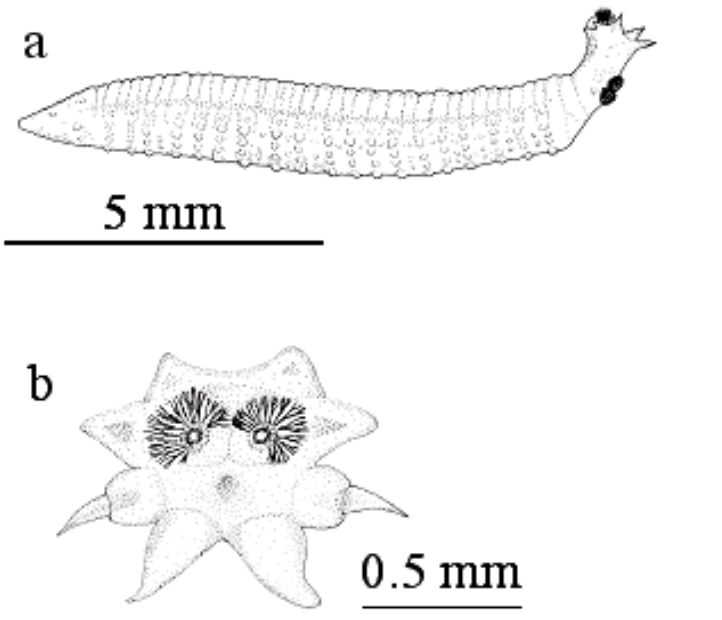


Abb. 14. (a-b) Sciomycidae, **(a)** Habitus, **(b)** letztes Abdominalsegment.

Schlüssel für die weiterführende Bestimmung einzelner Familien:

Athericidae:

1 Abdominalsegmente 6-8 mit langen fädigen Fortsätzen, die die Hälfte der Körperlänge erreichen können (Abb. 15 a). ..... ***Atrichops crassipes*** (Meigen, 1820)

1* Abdominalsegmente 6-8 nicht mit derartig langen Fortsätzen. 2

2 Krallen an den Pseudopodien in der äußeren und mittleren Reihe etwa gleich lang (Abb. 15 d), Merkmal jedoch erst im letzten Larvenstadium ausgeprägt! Abdominalanhänge dorsal und lateral etwa gleich lang (Abb. 15 b). ..... ***Ibisia marginata*** (Fabricius, 1781)

2* Reihen der Krallen an den Pseudopodien verschieden lang, äußere Reihe kürzer als die mittlere Reihe (Abb. 15 c), Merkmal erst im letzten Larvenstadium ausgeprägt! Abdominalanhänge dorsal kürzer als lateral (Abb. 3 d). ..... ***Atherix ibis*** (Fabricius, 1798)

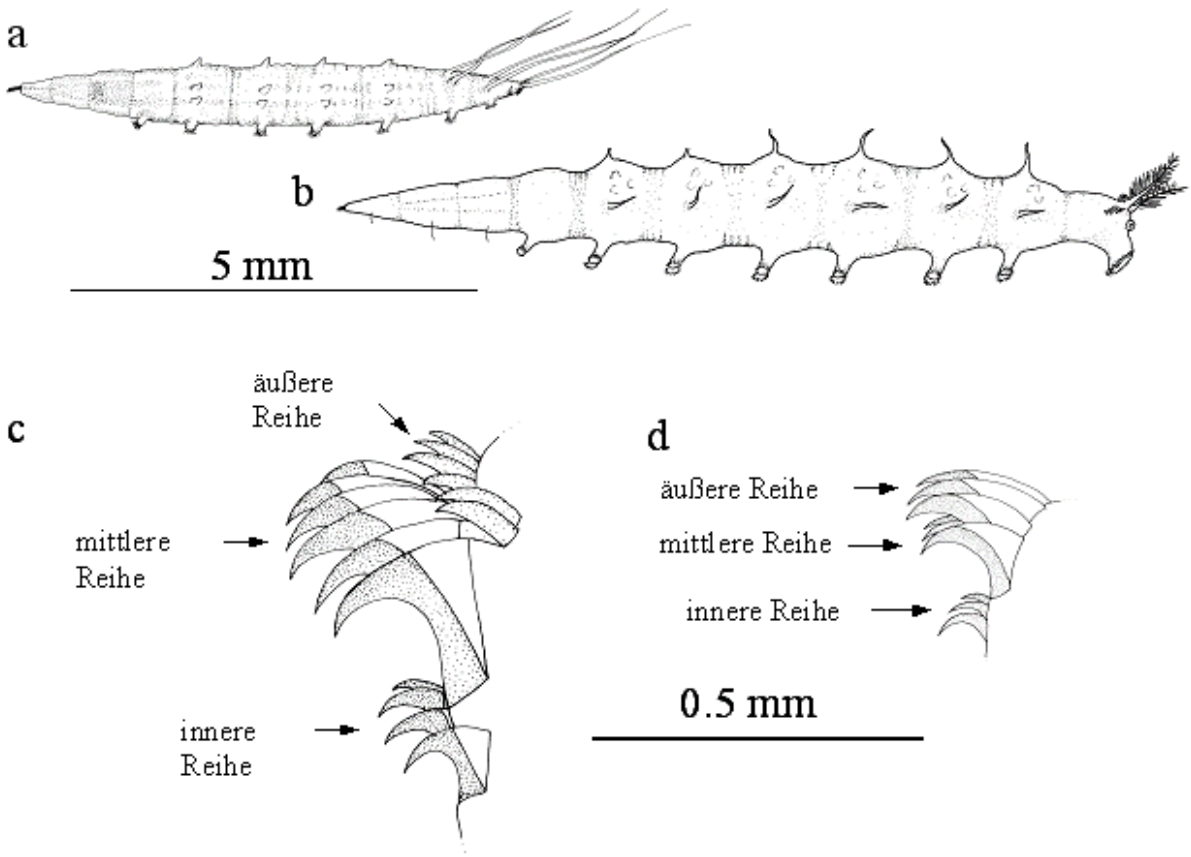


Abb. 15. Athericidae. **(a)** *Atrichops crassipes* (Meigen1820), **(b)** *Ibisia marginata* (Fabricius, 1781), **(c-d)** Krallenreihe am Ende der Pseudopodien, **(c)** *Atherix ibis* (Fabricius, 1798), **(d)** *Ibisia marginata*.

Chironomidae:

1 Kopfkapsel mit einziehbaren Antennen. Antennen häufig unterschiedlich weit eingezogen, d.h. Antennen scheinbar ungleich lang. Kopfkapsel oval, innerhalb dieser ist i.d.R. ein Schaft erkennbar, in den die Antenne eingezogen werden kann (Abb. 16 a). ..... **Tanypodinae**

1* Antennen nicht einziehbar, Kopf rundlich. 2

2 Kopfkapsel auf der Ventralseite mit charakteristischer Zeichnung (Abb. 16 d), Ventromentalplatten mit langen Haaren ausgestattet. ..... ***Prodiamesa olivacea*** (Meigen, 1818)

2* Merkmale anders, charakteristische Zeichnung (Abb. 16 d) nicht in Kombination mit langen Haaren an den Ventromentalplatten. 3

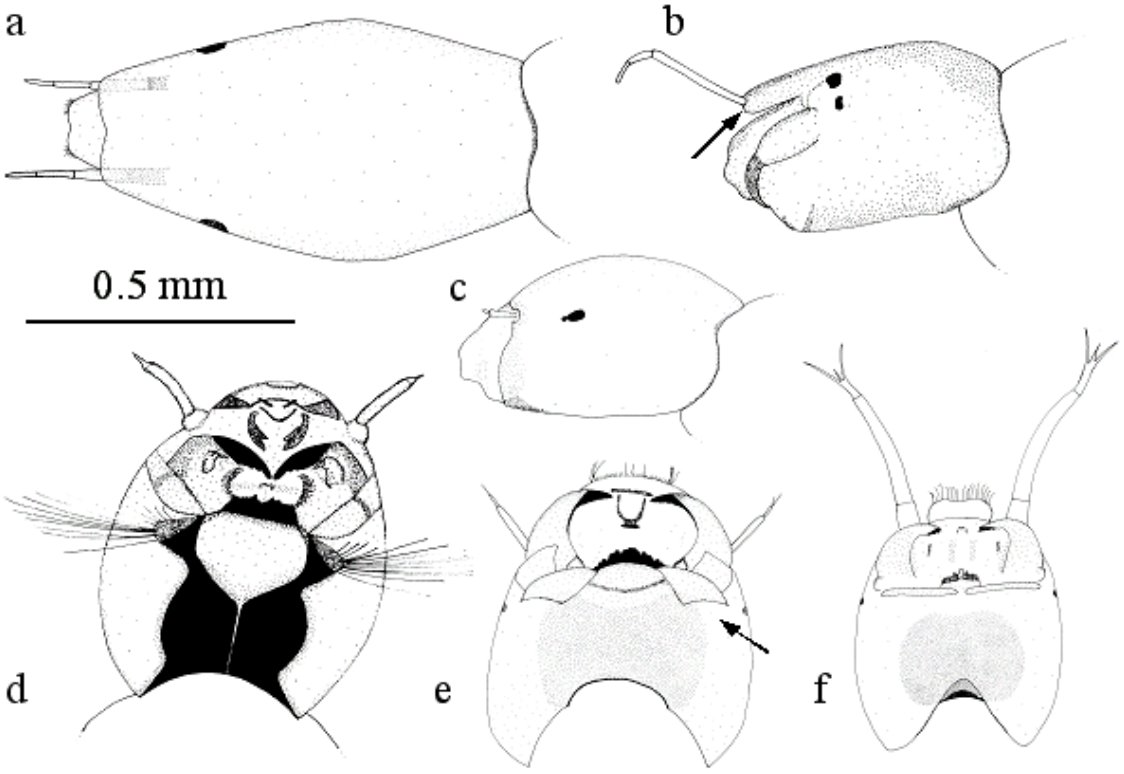


Abb. 16. Kopfkapseln der Chironomidae. **(a)** Tanypodinae, Lateralansicht, **(b)** Tanytarsini, Lateralansicht, **(c)** Orthocladiinae, Lateralansicht, **(d)** *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818), Ventralansicht, **(e)** Chironomini, Ventralansicht, **(f)** Tanytarsini, Ventralansicht.

3 Augenstellung in vertikaler Ebene, meistens zwei, nicht miteinander verschmolzene Augen (Abb. 16 b). Ausbildung von Ventromentalplatten (siehe Pfeil in Abb. 16 e-f). ... 4 (Chironominae)

3* Augenstellung horizontal. Augenstellung in vertikaler Ebene nicht in Kombination mit Ausbildung von Ventromentalplatten. Augen z.T. miteinander verschmolzen, kommaförmig (Abb. 16 c). ..... **Chironomidae Gen. sp.** (p.p.)

4 Antenne häufig kürzer als die halbe Kopflänge, Ventromentalplatten durch großen Zwischenraum voneinander getrennt (Abb. 16 e). ..... **Chironomini**

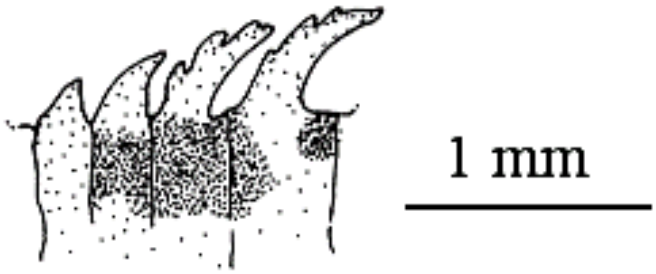
4* Antenne häufig halb so lang wie der Kopf, Antenne auf einem Antennensockel (Pfeil in Abb. 16 b). Ventromentalplatten meistens nicht weiter als die mittlere Zahnbreite des Mentums voneinander getrennt (Abb. 16 f). ..... **Tanytarsini**

Cylindrotomidae:

1 Körperanhänge zweigeteilt, Habitus wie in Abb. 6 d. .....
Phalacrocera replicata (Linnaeus, 1758)

1* Körperanhänge nicht zweigeteilt, sondern gezähnt (Abb. 17). Habitus jedoch ähnlich wie in Abb. 6 d. ..... ***Triogma trisulcata*** (Schummel, 1829)

Abb. 17. *Triogma trisulcata* (Schummel, 1829), gezähnte Anhänge.

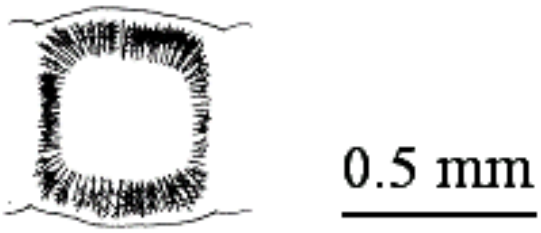


Dixidae:

1 Fünf oder mehr Abdominalsegmente dorsal mit einem Haarkranz ausgestattet (Abb. 18) Habitus wie in Abb. 2 c. ..... ***Dixa*** Meigen, 1818

1* Abdominalsegmente dorsal ohne Haarkranz. Habitus sonst ähnlich wie in Abb. 2 c. .....
Dixella Dyar & Shannon, 1924

Abb. 18. *Dixa* Meigen, 1818, Detailzeichung des Haarkranzes auf den Abdominalsegmenten; Dorsalansicht.



Empididae:

1 Sieben Paar Pseudopodien (Abb. 3 a). 2

1* Acht Paar Pseudopodien (Abb. 3 c). Dorsolaterale Anhänge am letzten Abdominalsegment i.d.R. lang (Abb. 19 b). ..... **Clinocerinae**

2 Letztes Abdominalsegment gerundet, mit sehr kleinen Warzen, jede mit zwei oder drei langen Haaren ausgestattet. (Abb. 3 a). ..... ***Chelifera*** Macquart, 1823

2* Dorsolaterale Fortsätze am letzten Abdominalsegment sehr kurz, apikale Fortsätze lang (Abb. 19 a). ..... ***Hemerodromia*** Meigen, 1823

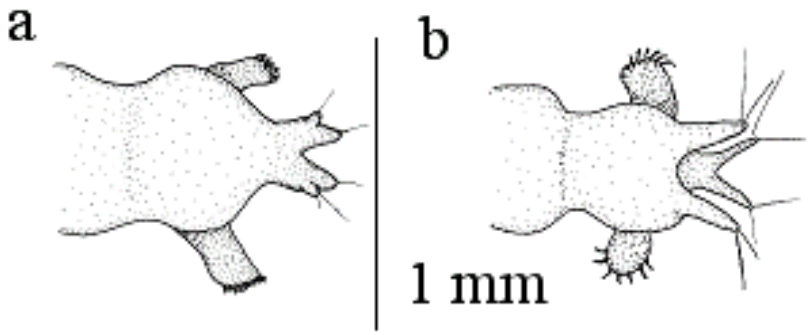


Abb. 19. Empididae, letztes Abdominalsegment in Dorsalansicht. **(a)** *Hemerodromia* Meigen, 1823, **(b)** Clinocerinae.

Psychodidae:

1 Larven zumeist blass, zwischen den Tergiten weniger stark sklerotisiert, Größe der sklerotisierten Platten auf den Tergiten z.T. stark reduziert (Abb. 20 b). ..... ***Psychoda, Tinearia & Jungiella*** (p.p.)

1* Larven dunkel gefärbt, zwischen den Tergiten stärker sklerotisiert, sklerotisierte Platten auf den Tergiten groß (vgl. Abb. 20 a). ..... **Psychodidae Gen. sp.**

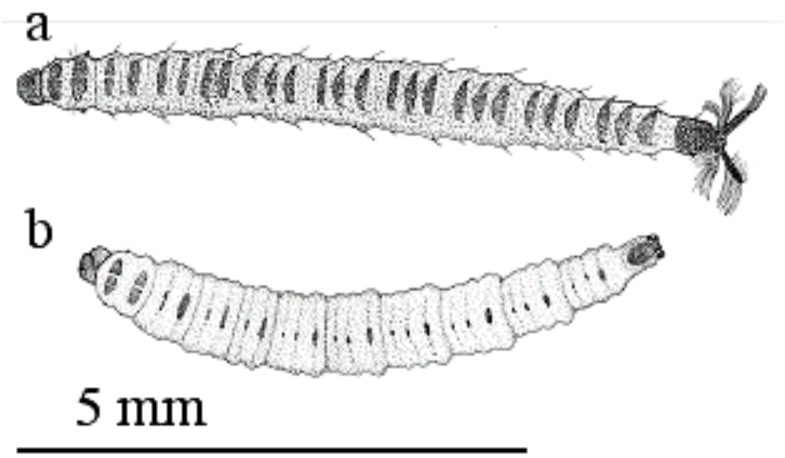


Abb. 20. (a) Psychodidae, **(b)** *Jungiella* Vaillant, 1974, Psychodidae.

Simuliidae:

1 Kopffächer fehlend, Form des Analsklerites y-förmig (Abb. 21 d, i). ..... ***Twinnia hydroides*** (Novák, 1956)

1* Kopffächer vorhanden, Form des Analsklerites x-förmig (Abb. 21 a, j). 2

2 Stirnsklerit vor der Basis am breitesten, Ventralausschnitt der Kopfkapsel breiter als tief, Cervalsklerite mit der Kopfkapsel verbunden, Hypostomium-Mittelzahn dreigeteilt (Abb. 21 b, e, l). ..... ***Prosimulium*** Roubaud, 1906

2* Stirnsklerit an der Basis am breitesten, Ventralausschnitt tiefer als breit, Cervalsklerite von Kopfkapsel separiert, Hypostomium-Mittelzahn einfach (Abb. 21 c, f, k). 3

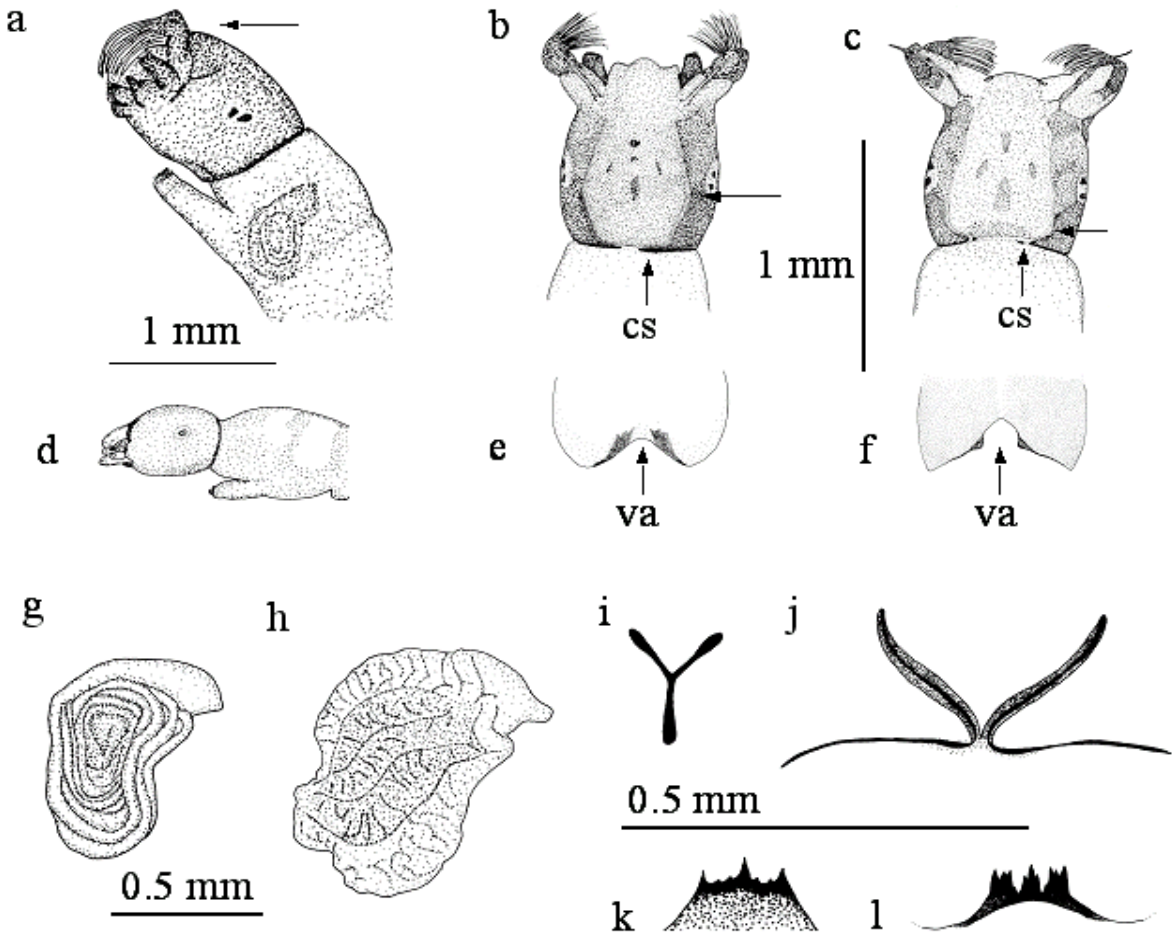


Abb. 21. Simuliidae. **(a)** Kopf (la), **(b)** *Prosimulium* Roubaud, 1906, (do), **(c)** S*imulium* Latreille, 1802, (do), **(d)** *Twinnia hydroides* (Novák, 1956), (la), **(e)** *Prosimulium*, Teil der Kopfkapsel, (ve), **(f)** S*imulium*, Teil der Kopfkapsel, (ve), **(g)** *Simulium*, Atemfäden, **(h)** *Simulium (Wilhelmia)* Enderlein, 1921, Atemfäden, **(i)** *Twinnia hydroides*, Analsklerit, **(j)** Simuliidae, Analsklerit, **(k)** S*imulium*, Hypostomium, **(l)** *Prosimulium*, Hypostomium. Abkürzungen: cs = Cervalsklerit; va = Ventralausschnitt; (la) = Lateralansicht; (do) = Dorsalansicht; (ve) = Ventralansicht.

3 Atemfäden dick und darmähnlich gewunden (Abb. 21 h), Hakenkranz am Abdomen dorsal wesentlich mehr Haken pro Reihe als an der Ventralseite. ..... ***Simulium (Wilhelmia)*** Enderlein, 1921

3* Atemfäden dünn und schneckenartig gewunden (Abb. 21 g). ... ***Simulium*** Latreille, 1802

Stratiomyidae:

1 Letztes Abdominalsegment gerundet und mit charakteristischen Haarsaum (Abb. 22, a-b), Habitus wie in Abb. 6 b. 2

1* Abdominalsegment anders. 3

2 Randborsten auf dem Analsegment in zwei Gruppen geteilt (Abb. 22 b). ..... ***Beris vallata*** (Forster, 1771)

2* Randborsten auf dem Analsegment nicht in zwei Gruppen geteilt (Abb. 22 a). ..... ***Beris clavipes*** (Linnaeus, 1767)

3 Randlappen an der Basis eingeschnürt (Abb. 22 c). ..... ***Nemotelus*** Geoffroy, 1762

3* Randlappen langgezogen, rechtwinklig oder gerundet aber ohne Randborsten und nicht eingeschnürt (Abb. 22 d), Aussehen der letzten Abdominalsegmente nicht wie in Abb. 22 a-c. ..... **Stratiomyidae Gen. sp. (p.p.)**

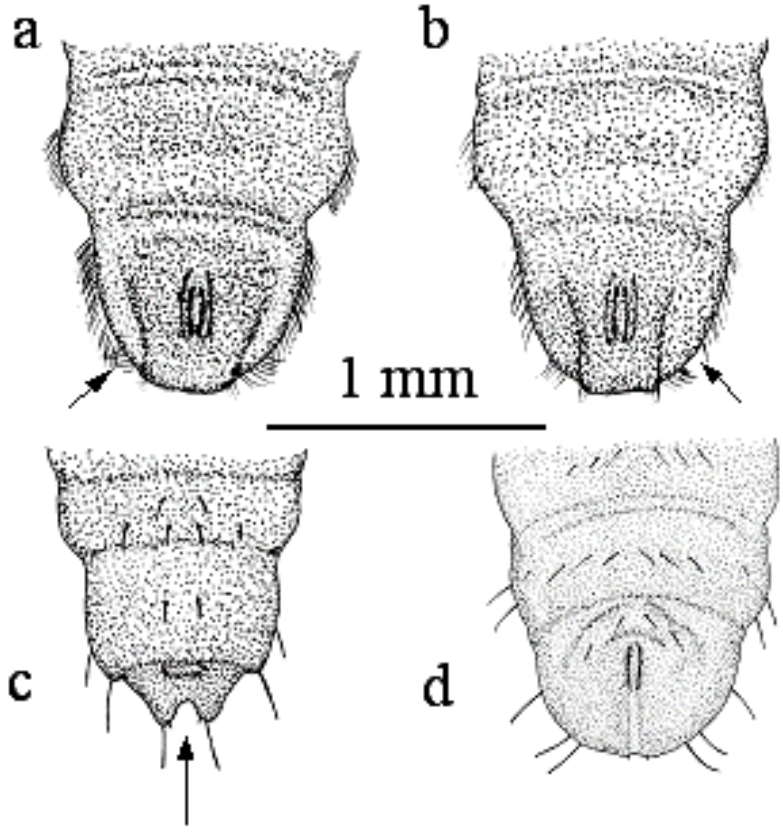


Abb. 22. Stratiomyidae, jeweils letztes Abdominalsegment, Ventralansicht.
(a) *Beris clavipes* (Linnaeus, 1767),
(b) *Beris vallata* (Forster, 1771),
(c) *Nemotelus* Geoffroy, 1762,
(d) Stratiomyidae.

Tabanidae:

1 Vier Paar Pseudopodien an jedem Abdominalsegment (Abb. 23 a). ..... **Tabanidae Gen. sp**. (p.p.)

1* Drei Paar Pseudopodien an jedem Abdominalsegment (Abb. 23 b). ..... ***Chrysops*** Meigen, 1803

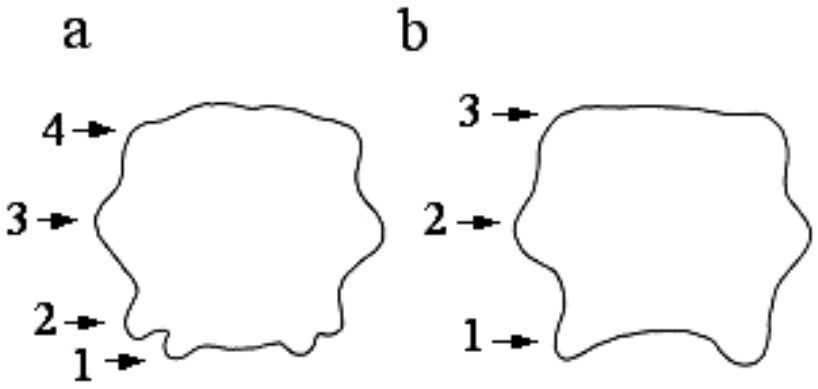


Abb. 23. Schematischer Querschnitt eines Abdominalsegmentes. **(a)** Tabanidae, **(b)** *Chrysops* Meigen, 1803, Tabanidae.

Tipulidae:

1 Dorsale Randlappen des Stigmenfeldes (letztes Abdominalsegment) eng nebeneinander stehend, zwei Paar Analpapillen (Abb. 24). ..... ***Dolichopeza albipes*** (Ström, 1768)

1* Dorsale Randlappen nicht eng nebeneinander stehend, Randlappen rundlich oder abgeflacht, z.T. auch reduziert (Abb. 8 b-c). ..... ***Tipula*** Linnaeus, 1758

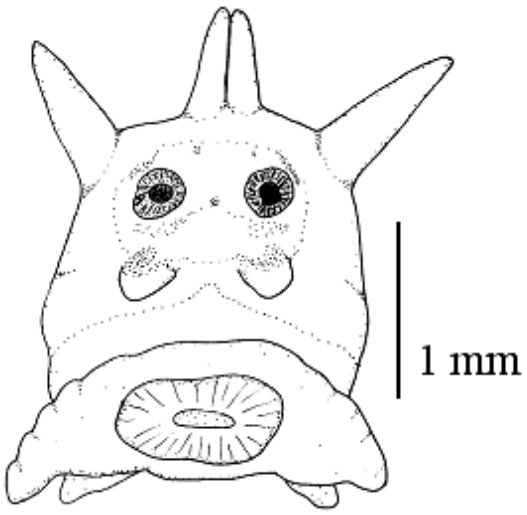


Abb. 24. *Dolichopeza albipes* (Ström, 1768) (Tipulidae), Stigmenfeld. Verändert nach Theowald (1967).

Limoniidae/Pediciidae:

1 Stigmenfeld mit nur zwei Randlappen (Abb. 25 c, e). 2

1* Stigmenfeld mit mehr als zwei Randlappen. 5

2 Kriechwülste (mit Reihen mikroskopischer Dörnchen besetzt, diese z.T. hakenförmig) dorsal und ventral an Abdominalsegmenten 2-7 vorhanden (Abb. 3 b and 25 f). Stigmen am letzten Abdominalsegment fehlen. ..... ***Antocha*** Osten-Sacken, 1860

2* Pseudopodien oder Kriechwülste nur ventral an den Abdominalsegmenten vorhanden. Stigmen am letzten Abdominalsegment vorhanden. 3

3 Randlappen kurz, Stigmenfeld groß (Abb.. 25 e). Abdominalsegmente mit Kriechwülsten. ..... ***Tricyphona*** Zetterstedt, 1837

3* Randlappen länger, Stigmenfeld klein (Abb. 25 c). 4

4 Paarige Pseudopodien mit apikalen Hakenkränzen ventral an Abdominalsegmenten vorhanden (Abb. 25 b). ..... ***Dicranota*** Zetterstedt, 1838

4* Paarige warzenartige Ausstülpungen ohne apikale Hakenkränze ventral an Abdominalsegmenten vorhanden (Abb. 25 d). ..... ***Pedicia*** Latreille, 1809

5 Stigmenfeld mit ≤ 4 Randlappen. 6

5* Stigmenfeld mit 5 Randlappen. 7

6 Stigmenfeld mit vier Randlappen, alle Randlappen etwa gleich lang, schlank und fingerförmig (Abb. 26 d). Abdominalsegmente ohne Kriechwülste, Habitus wie in Abb. 26 a. ..... ***Eloeophila*** Rondani,1856

6* Randlappen und Stigmenfeld nicht wie in Abb. 26 d, Merkmalskombination nicht wie oben beschrieben, teilweise weniger als vier Randlappen ausgebildet. Kriechwülste können ventral sowie ventral und dorsal vorhanden sein. ..... **Limoniidae Gen. sp.** (p.p.)

7 Fünf Randlappen großflächig schwarz pigmentiert, Randlappen in Form spatelförmiger Platten mit leicht gezähnten Außenrändern (Abb. 26 e). Abdominalsegmente ohne Kriechwülste. Habitus wie in Abb. 26 b. ..... ***Scleroprocta*** Edwards, 1938

7* Randlappen nicht wie in Abb. 26 e. 8

8 Fünf Randlappen rundlich und dunkelbraun, Ränder mit charakteristischem Haarsaum (Abb. 26 f). Habitus wie in Abb. 26 c. ..... ***Rhypholophus*** Kolenati, 1860

8* Ausprägung der Randlappen nicht wie oben beschrieben. ..... **Limoniidae Gen. sp.** (p.p.)

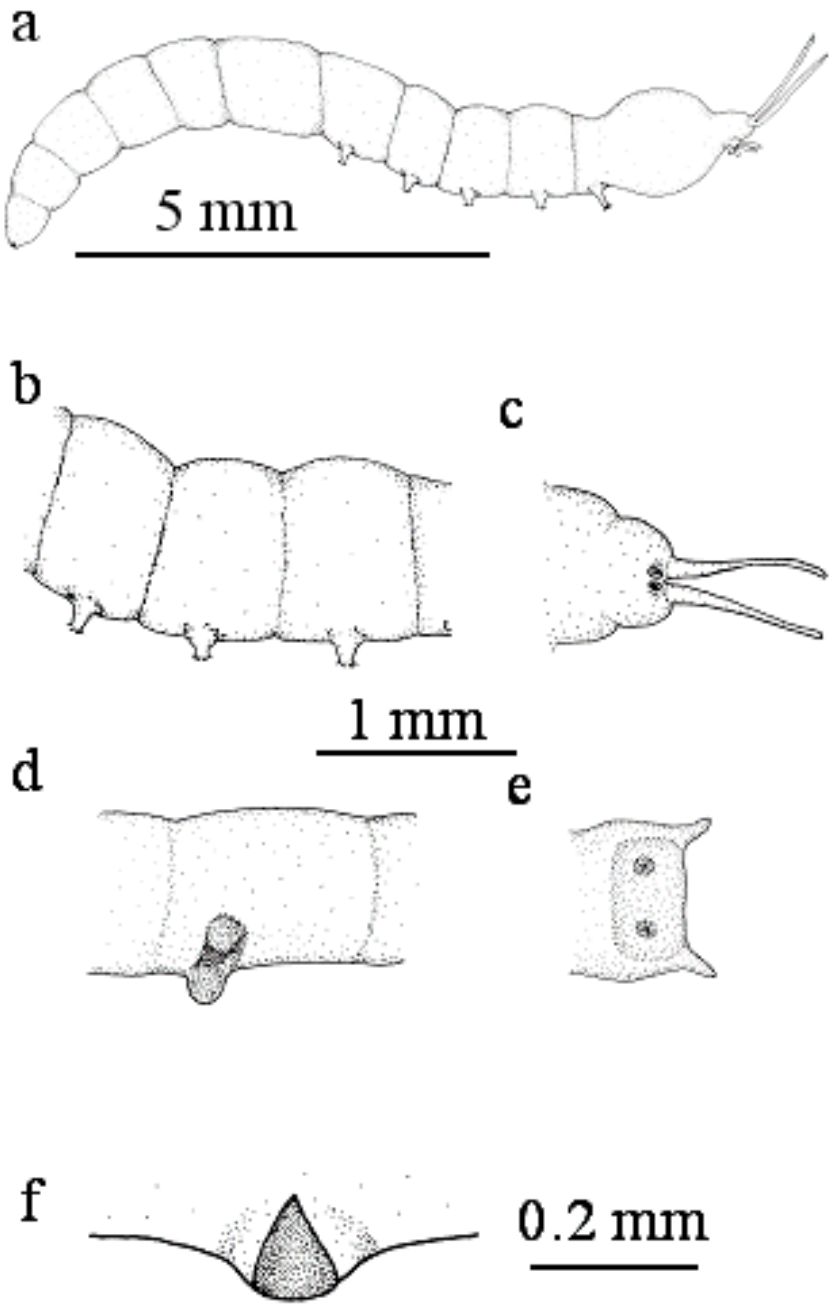
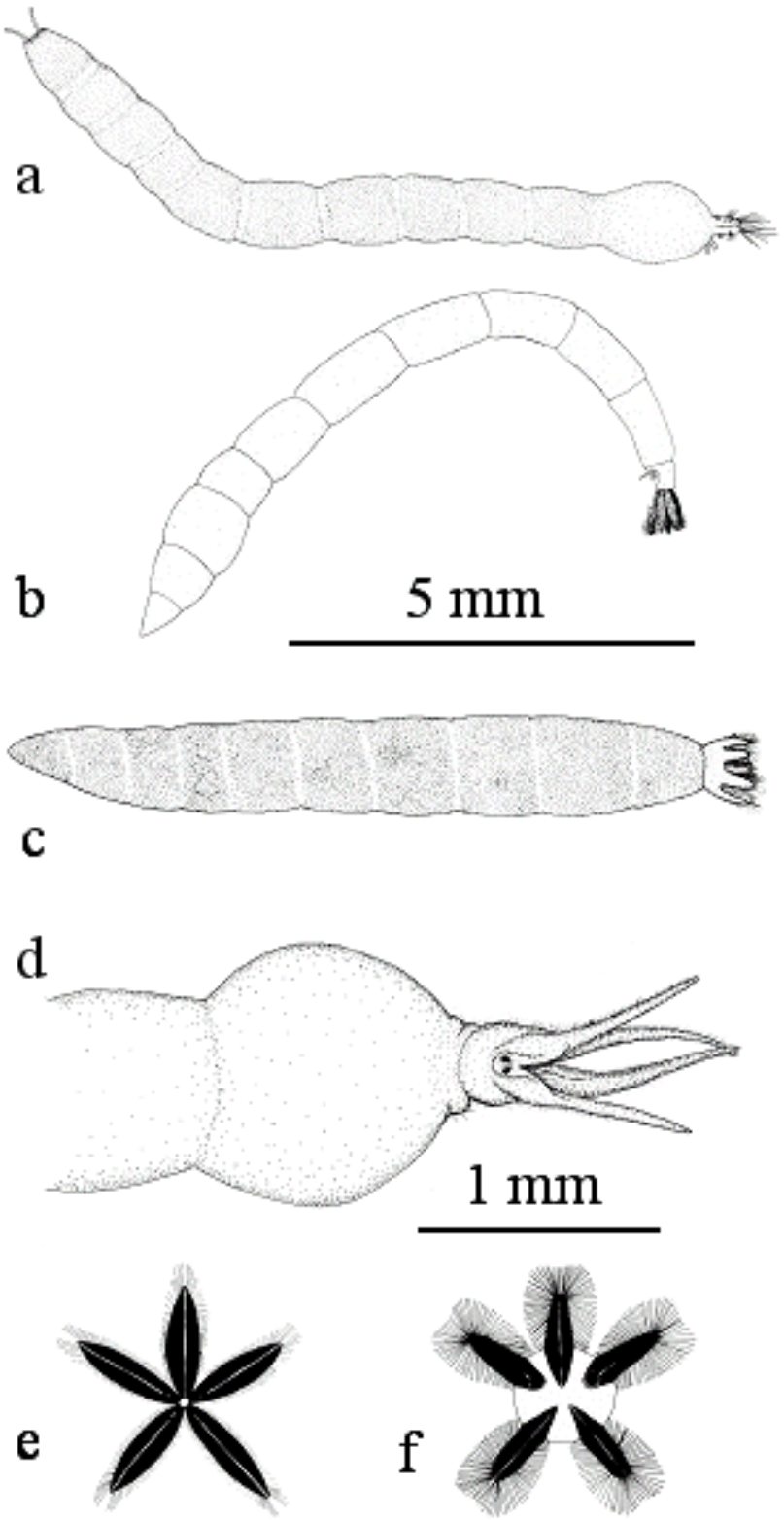


Abb. 25. Limoniidae.
(a-c) *Dicranota* Zetterstedt, 1838,
(a) Habitus
(b) Pseudopodie, Lateralansicht
(c) letztes Abdominalsegment, Dorsalansicht,
(d) *Pedicia* Latreille, 1809, warzenartige Ausstülpung,
(e) *Tricyphona* Zetterstedt, 1837, letztes Abdominalsegment, Dorsalansicht,
(f) *Antocha* Osten-Sacken, 1860, Kriechwulst.

Abb. 26. Limoniidae.
(a) *Eloeophila* Rondani,1856,
(b) *Scleroprocta* Edwards, 1938,
(c) *Rhypholophus* Kolenati, 1860,
(d) *Eloeophila*, letztes Abdominalsegment, Dorsalansicht,
(e-f) Stigmenfeld,
(e) *Scleroprocta*,
(f) *Rhypholophus*.



Literatur

Frutiger, A.& Jolidon, C. (2000): Bestimmungsschlüssel für die Larven und Puppen der in der Schweiz, in Österreich und in Deutschland vorkommenden Netzflügelmücken (Diptera: Blephariceridae), mit Hinweisen zu ihrer Verbreitung und Phänologie. 4 Abb.., 4 Tab. – Mitteilungen der schweizerischen entomologischen Gesellschaft 73: 93-108, Neuchâtel.

Haase & Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Gutachten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). www.fliessgewaesserbewertung.de

Hennig, W. (1950): Die Larvenformen der Dipteren. Vol. 2. Berlin.

Hennig, W. (1952): Die Larvenformen der Dipteren. Vol. 3. Berlin.

Schumann, H., R. Bährmann & A. Stark (1999): Checkliste der Dipteren Deutschlands. Entomofauna Germanica 2., Studia dipterologica Supplement 2: 1-354, Halle (Saale).

Theowald, B. (1967): Familie Tipulidae (Diptera, Nematocera) Larven und Puppen. - In: D'Anguilar, J., M. Beier, H. Franz & F. Raw (Hrsg.): Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas Lfg. 7, 100 pp., (Akademie-Verlag) Berlin.

Anhang A 2: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD – Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Bearbeitungsstand: 15. Dezember 2003, Bearbeitung: M. Sommerhäuser & T. Pottgiesser (auf der Grundlage von Schmedtje et al. 2000)

Ausgewählte Gewässerlandschaften und Regionen nach Briem (2001)	biozönotischer Typ			
	Längszonierung			
	Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Ökoregion 4: Alpen, Höhe > 800 m				
Kalkalpen, Flyschzone	1[1]			
Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200- 800 m und höher				
Alpenvorland				
Tertiäres Hügelland, Niederterrassen, Ältere Terrassen, Altmoränenland	2[2]		4	
Jungmoränenland	3[3]			
Auen (über 300 m Breite)				
Mittelgebirge				
Gneis, Granit, Schiefer, übrige Vulkangebiete	5	9	9.2	
Buntsandstein, Sandbedeckung	5.1			
Lössregion, Keuper, Kreide	6.1	9.1		
Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kalke	7			
Auen (über 300 m)				10
Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe < 200 m				
Sander, Sandbedeckung, Grund- und Endmoräne	14	15		
Lössregionen	18			
Grund- und Endmoräne, Ältere Terrassen	16	17		
Auen (über 300 m)				20
Marschen	22[4]			
Jungmoränenland: Grundmoränen	23			
Ökoregion unabhängige Typen				
Sander, Lössregionen, Auen (vermoort)	11	12		
Auen (über 300 m)	19			
Sander, Grund- und Endmoräne, Seeausflüsse	21			

[1] Differenzierung in Subtypen 1.1 „Bäche und kleine Flüsse der Kalkalpen“ sowie Subtyp 1.2 „Große Flüsse der Kalkalpen“

[2] Differenzierung in Subtyp 2.1 „Bäche des Alpenvorlandes“ sowie Subtyp 2.2 „Kleine Flüsse des Alpenvorlandes“

[3] Differenzierung in Subtyp 3.1 „Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes“ sowie Subtyp 3.2 „Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes“

[4] Die Typen-Differenzierung ist noch nicht abgeschlossen.

Anhang A 3: Taxalisten der Gewässer des Typs 3.1. Angaben in Individuen pro Quadratmeter.

ID_ART	Taxonname	Ach I	Ach II	Deggen	Dobel	Ebrach	Eyach	Gelt	Hardt I	Hardt II	Hass	Illach	Kalten	Kinsch	Leibl
8831	Turbellaria Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
5018	Dugesia gonocephala	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5021	Dugesia sp.	0	5	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
7744	Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5284	Galba truncatula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4310	Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	2	0	0
4433	Bathyomphalus contortus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8748	Planorbidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
4462	Bithynia tentaculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6409	Pisidium amnicum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6425	Pisidium sp.	0	0	4	0	0	0	0	0	0	10	0	2	0	0
6886	Sphaerium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5401	Haplotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5075	Eiseniella tetraedra	0	10	0	2	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
8736	Oligochaeta Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7490	Lumbriculidae Gen. sp.	4	5	0	0	0	10	0	0	0	0	10	2	0	0
5907	Lumbriculus variegatus	32	5	4	0	0	0	67	5	1	0	5	0	14	0
6935	Stylodrilus heringianus	29	5	9	0	0	3	96	0	1	0	24	0	0	0
5101	Enchytraeidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
20200	Naididae/Tubificidae Gen. sp.	4	158	4	0	24	0	29	0	0	5	0	10	34	2
6934	Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
5160	Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5157	Erpobdella vilnensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5162	Erpobdellidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2
4974	Dina punctata	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0
5304	Glossiphonia complanata	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	2	0	0
5310	Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5413	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8852	Piscicolidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5288	Gammarus fossarum	0	0	11	7	82	0	0	0	30	0	0	0	1	0
5291	Gammarus pulex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5292	Gammarus roeselii	0	0	0	0	43	0	0	0	0	0	0	56	10	0
5293	Gammarus sp.	0	0	16	0	34	0	0	0	19	0	0	4	19	0
8691	Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
4409	Alainites muticus	0	19	5	0	0	0	0	5	34	0	0	0	5	0
4381	Baetis alpinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16946	Baetis alpinus/lutheri /melanonyx/vardarensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4406	Baetis lutheri	7	0	5	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	56
4408	Baetis melanonyx	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4415	Baetis rhodani	52	10	275	50	5	5	15	53	123	114	50	74	131	95
4419	Baetis sp.	7	10	72	0	0	3	1	0	0	10	5	49	5	19
8850	Centroptilum luteolum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4410	Baetis niger	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
4519	Caenis horaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4522	Caenis macrura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4526	Caenis rivulorum	115	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
4528	Caenis sp.	7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5135	Ephemerella mucronata	0	0	16	0	0	0	0	0	0	2	29	0	0	0
7083	Torleya major	87	24	0	5	16	16	91	0	0	0	48	0	0	0
5124	Ephemera danica	14	29	0	0	111	1	10	10	16	0	5	7	1	1
5045	Ecdyonurus helveticus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5053	Ecdyonurus sp.	4	5	11	0	5	0	0	0	34	12	14	4	0	14
5059	Ecdyonurus venosus-Gr.	10	46	7	2	3	1	8	45	48	2	22	2	16	52
12550	Epeorus assimilis	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	1	0	0
5458	Heptageniidae Gen. sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	1
6745	Rhithrogena semicolorata-Gr.	32	58	655	106	32	27	66	271	169	161	58	70	322	51
6747	Rhithrogena sp.	0	0	86	0	0	0	24	0	91	10	43	53	24	0
5367	Habroleptoides confusa	12	84	2	67	0	4	2	155	222	2	15	5	73	0
9003	Habroleptoides sp.	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5370	Habrophlebia lauta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5730	Leptophlebia marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7201	Leptophlebiidae Gen. sp.	0	0	2	0	0	3	19	0	34	0	43	0	0	0
6308	Leptophlebia (Paraleptophlebia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6309	Leptophlebia submarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
4532	Calopteryx virgo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5332	Gomphus vulgatissimus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6194	Onychogomphus forcipatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8175	Ophiogomphus cecilia	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4555	Capnopsis schilleri	4	5	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 3: Fortsetzung.

ID_ART	Taxonname	Ach I	Ach II	Deggen	Dobel	Ebrach	Eyach	Gelt	Hardt I	Hardt II	Hass	Illach	Kalten	Kinsch	Leibl
6867	Siphonoperla sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5751	Leuctra braueri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5790	Leuctra sp.	4	26	18	55	0	36	5	77	78	10	24	4	5	8
4293	Amphinemura sp.	22	48	50	22	0	160	19	134	323	0	5	0	14	0
6108	Nemoura sp.	0	10	9	17	5	0	5	10	14	0	0	8	5	2
13539	Nemoura/Nemurella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6113	Nemurella pictetii	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6616	Protonemura sp.	0	38	45	0	10	26	0	39	43	0	0	0	10	2
4982	Dinocras sp.	11	1	0	0	0	0	0	0	0	0	24	4	0	0
6368	Perla abdominalis	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0
6370	Perla marginata	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
6372	Perla sp.	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	2	0	0
8412	Perlidae Gen. sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
5673	Isoperla sp.	0	0	65	0	24	3	15	5	10	0	5	42	6	4
6377	Perlodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4487	Brachyptera risi	36	14	38	31	58	32	29	82	30	26	10	35	25	7
4488	Brachyptera seticornis	0	0	0	0	0	0	0	54	0	0	0	0	1	0
4489	Brachyptera sp.	22	0	0	22	120	23	5	232	106	43	0	8	0	0
6971	Taeniopteryx sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4335	Aphelocheirus aestivalis	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8491	Corixidae Gen. sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6821	Sialis fuliginosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6823	Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5024	Dytiscidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12010	Oreodytes sanmarkii Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12067	Elmis latreillei Ad.	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
12069	Elmis obscura Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20169	Elmis aenea/maugetii /rietscheli/rioloides Ad.	7	17	9	2	0	3	53	35	6	5	0	0	0	1
5095	Elmis sp. Lv.	68	25	7	2	10	38	307	15	54	5	24	25	0	2
12082	Esolus parallelepipedus Ad.	18	48	4	0	19	0	149	5	10	2	0	4	5	0
5169	Esolus sp. Lv.	94	144	0	0	20	45	437	10	10	2	14	14	14	4
20173	Limnius muelleri/opacus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12092	Limnius perrisi Ad.	4	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
5853	Limnius sp. Lv.	94	126	13	48	48	32	379	62	259	24	120	146	62	6
12094	Limnius volckmari Ad.	4	42	8	0	0	3	48	5	5	0	5	4	0	0
12097	Macronychus quadrituberculatus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5926	Macronychus quadrituberculatus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6260	Oulimnius sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	38	0	0	0	0	6	0	0
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0
12116	Riolus cupreus Ad.	4	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
12117	Riolus sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6797	Riolus sp. Lv.	54	10	0	0	0	3	14	0	0	0	5	0	0	6
12118	Riolus subviolaceus Ad.	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12422	Orectochilus villosus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6200	Orectochilus villosus Lv.	4	26	4	0	5	3	10	0	0	0	0	6	14	6
5507	Hydraena belgica Ad.	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
5514	Hydraena gracilis Ad.	0	5	0	2	0	0	5	0	0	0	0	0	0	4
5518	Hydraena minutissima Ad.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5531	Hydraena sp. Ad.	4	0	2	0	0	3	24	0	0	0	0	0	0	0
14486	Elodes minuta-Gr. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5418	Elodes sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14053	Hydrocyphon deflexicollis Lv.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6184	Brachycentrus maculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4481	Brachycentrus subnubilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5983	Micrasema longulum	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7192	Micrasema setiferum	32	19	0	0	5	0	0	0	0	0	38	0	0	0
4253	Agapetus ochripes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4254	Agapetus sp.	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
5312	Glossosoma boltoni	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5314	Glossosoma conformis	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0
5316	Glossosoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0
9952	Silo nigricornis/piceus	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6834	Silo pallipes	0	0	1	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6835	Silo piceus	7	10	0	0	0	0	5	0	0	0	19	2	0	2
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
4639	Cheumatopsyche lepida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
5588	Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5589	Hydropsyche bulbifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 3: Fortsetzung.

ID_ART	Taxonname	Ach I	Ach II	Deggen	Dobel	Ebrach	Eyach	Gelt	Hardt I	Hardt II	Hass	Illach	Kalten	Kinsch	Leibl
5594	Hydropsyche dinarica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5598	Hydropsyche instabilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20201	Hydropsyche pellucidula-Gr.	4	0	0	0	43	0	0	0	6	0	5	6	0	1
5602	Hydropsyche saxonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
5604	Hydropsyche siltalai	0	5	5	0	14	0	19	0	0	7	0	0	0	4
5605	Hydropsyche sp.	29	10	27	18	19	61	14	38	67	5	38	6	0	2
5606	Hydropsyche tenuis	0	0	0	19	0	0	0	16	5	0	0	0	0	0
5616	Hydroptila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7455	Hydroptilidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5	0	0	0
5713	Lasiocephala basalis	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	58	0	0	0
5723	Lepidostoma hirtum	0	58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
4368	Athripsodes bilineatus	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
4371	Athripsodes sp.	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6175	Oecetis testacea	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4264	Allogamus auricollis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
10370	Chaetopterygini/ Stenophylacini Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	23
5378	Halesus sp.	0	0	4	0	5	0	0	0	0	5	0	0	0	19
5499	Hydatophylax infumatus	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	0	5	2	0	19	0	0	5	5	0	0	0	10	0
13126	Limnephilini Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6527	Potamophylax sp.	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
6168	Odontocerum albicorne	0	0	0	0	10	6	10	10	22	0	0	0	0	0
6386	Philopotamus ludificatus	0	0	0	2	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
6387	Philopotamus montanus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6388	Philopotamus sp.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
4877	Cyrnus trimaculatus	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6122	Neureclipsis bimaculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6447	Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8478	Polycentropodidae Gen. sp.	4	5	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
6468	Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8847	Lype sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
6661	Psychomyia pusilla	11	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
7067	Tinodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
9755	Rhyacophila dorsalis-Gr.	4	0	2	0	10	3	0	5	10	2	0	0	1	2
6780	Rhyacophila sp.	7	0	4	0	0	19	0	5	0	0	0	2	0	6
6784	Rhyacophila tristis	0	0	0	9	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
13965	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	7	0	2	2	10	0	0	1	5	0	10	0	10	6
6818	Sericostoma sp.	7	19	0	0	0	6	0	10	5	2	34	12	5	2
4363	Atherix ibis	36	0	0	0	0	0	10	0	0	2	43	0	0	4
4364	Ibisia marginata	4	0	0	15	0	0	0	58	63	10	0	0	0	0
14768	Ceratopogoninae/ Palpomyiinae Gen. sp.	0	10	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5	4
4643	Chironominae Gen. sp.	0	0	11	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
4644	Chironomini Gen. sp.	18	19	0	0	5	3	0	0	0	0	5	2	0	6
6977	Tanytarsini Gen. sp.	22	14	0	0	0	3	10	0	0	0	19	8	0	0
4642	Chironomidae Gen. sp.	511	38	702	264	869	406	380	67	130	198	408	154	331	14
6583	Prodiamesa olivacea	0	14	5	0	19	0	0	0	0	12	0	0	0	0
6972	Tanypodinae Gen. sp.	25	10	4	2	0	3	0	0	0	10	24	2	0	2
4638	Chelifera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19847	Clinocerinae Gen. sp.	4	0	2	7	0	3	0	0	0	0	0	0	5	0
5097	Empididae Gen. sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5442	Hemerodromia sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	2
4330	Antocha sp.	18	0	5	2	10	0	10	0	0	0	5	0	0	19
9654	Eloeophila sp.	0	10	0	0	14	0	5	0	5	0	0	8	10	0
8483	Limoniidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	5	0
6795	Rhypholophus sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5872	Limnophora sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4955	Dicranota sp.	0	14	32	19	24	0	0	5	5	22	5	4	24	0
8753	Psychodidae Gen. sp.	4	0	0	0	5	3	5	0	0	0	5	2	0	0
7492	Ptychoptera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6591	Prosimulium sp.	58	0	48	5	0	237	0	211	0	111	475	8	0	8
6853	Simulium sp.	40	34	69	27	0	0	19	43	14	219	122	27	19	4
8485	Tabanidae Gen. sp.	0	14	0	0	0	0	5	0	0	0	5	0	5	0
7077	Tipula sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	10	0

Anhang A 3: Fortsetzung.

ID_ART	Taxonname	Murn II	Rohr II	Rott II	Rott III	Stein	Sur I	Sur II	Sur III	Thal I	Thal II	Wald	Weiss	Wind I	Wind II
8831	Turbellaria Gen. sp.	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5018	Dugesia gonocephala	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5021	Dugesia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7744	Polycelis sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5284	Galba truncatula	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4310	Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4433	Bathyomphalus contortus	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8748	Planorbidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4462	Bithynia tentaculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
6409	Pisidium amnicum	0	0	0	0	0	0	12	10	0	0	0	0	0	4
6425	Pisidium sp.	0	0	0	0	115	0	0	5	0	0	0	0	7	0
6886	Sphaerium sp.	0	0	0	0	86	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5401	Haplotaxis gordioides	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5075	Eiseniella tetraedra	0	0	3	0	14	10	0	2	5	1	0	5	7	0
8736	Oligochaeta Gen. sp.	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7490	Lumbriculidae Gen. sp.	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5907	Lumbriculus variegatus	0	0	3	0	72	19	4	0	29	1	0	10	44	7
6935	Stylodrilus heringianus	15	0	0	0	72	10	8	0	24	3	0	34	18	0
5101	Enchytraeidae Gen. sp.	0	0	0	0	10	0	4	0	0	0	0	0	4	0
20200	Naididae/Tubificidae Gen. sp.	34	147	0	8	211	0	37	22	0	15	0	14	0	7
6934	Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5160	Erpobdella sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5157	Erpobdella vilnensis	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5162	Erpobdellidae Gen. sp.	0	0	0	0	34	1	0	0	0	3	0	0	0	0
4974	Dina punctata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5304	Glossiphonia complanata	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	7	0
5310	Glossiphonia sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5413	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8852	Piscicolidae Gen. sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5288	Gammarus fossarum	0	0	0	0	216	6	0	0	15	0	0	0	0	0
5291	Gammarus pulex	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5292	Gammarus roeselii	134	183	2	37	5	5	133	120	0	0	0	0	1	7
5293	Gammarus sp.	14	9	0	0	110	0	0	108	14	0	0	0	0	1
8691	Asellus aquaticus	0	0	0	0	504	0	0	0	0	0	0	0	53	7
4409	Alainites muticus	0	0	1	0	0	5	0	0	174	0	0	0	0	4
4381	Baetis alpinus	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	25	0	0
16946	Baetis alpinus/lutheri /melanonyx/vardarensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0
4406	Baetis lutheri	0	0	0	0	0	5	0	0	34	0	0	24	0	0
4408	Baetis melanonyx	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4415	Baetis rhodani	26	37	53	110	567	342	350	234	1837	120	29	79	172	174
4419	Baetis sp.	0	3	6	37	461	14	8	5	792	1	19	0	4	43
8850	Centroptilum luteolum	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	5	0	0
4410	Baetis niger	0	0	0	0	0	1	0	0	34	1	0	0	0	0
4519	Caenis horaria	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4522	Caenis macrura	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4526	Caenis rivulorum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
4528	Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5135	Ephemerella mucronata	0	0	0	0	0	0	0	2	5	0	85	303	0	0
7083	Torleya major	5	15	4	21	0	10	0	0	139	5	10	0	0	4
5124	Ephemera danica	147	0	0	2	10	15	9	17	25	2	0	0	1	9
5045	Ecdyonurus helveticus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
5053	Ecdyonurus sp.	1	0	0	12	0	0	0	0	53	0	34	0	0	0
5059	Ecdyonurus venosus-Gr.	1	6	5	24	0	1	4	0	49	1	2	5	0	21
12550	Epeorus assimilis	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
5458	Heptageniidae Gen. sp.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6745	Rhithrogena semicolorata-Gr.	78	0	30	47	0	318	0	5	700	11	6	70	0	36
6747	Rhithrogena sp.	0	0	14	41	0	19	4	0	67	0	48	0	0	104
5367	Habroleptoides confusa	5	9	14	26	0	19	0	3	248	49	1	0	0	2
9003	Habroleptoides sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5370	Habrophlebia lauta	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	2
5730	Leptophlebia marginata	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7201	Leptophlebiidae Gen. sp.	14	0	0	0	0	0	29	0	10	0	5	0	0	11
6308	Leptophlebia (Paraleptophlebia) sp.	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6309	Leptophlebia submarginata	0	0	0	0	0	0	1	36	0	0	0	0	0	0
4532	Calopteryx virgo	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5332	Gomphus vulgatissimus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6194	Onychogomphus forcipatus	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8175	Ophiogomphus cecilia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4555	Capnopsis schilleri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 3: Fortsetzung.

ID_ART	Taxonname	Murn II	Rohr II	Rott II	Rott III	Stein	Sur I	Sur II	Sur III	Thal I	Thal II	Wald	Weiss	Wind I	Wind II
6867	Siphonoperla sp.	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
5751	Leuctra braueri	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0
5790	Leuctra sp.	5	12	42	74	0	19	0	2	501	32	91	67	0	4
4293	Amphinemura sp.	0	0	8	25	0	24	0	0	72	0	86	355	0	0
6108	Nemoura sp.	10	0	21	12	0	14	0	14	48	4	0	10	18	0
13539	Nemoura/Nemurella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
6113	Nemurella pictetii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6616	Protonemura sp.	0	0	0	0	0	5	4	0	226	0	0	122	0	0
4982	Dinocras sp.	0	0	0	0	0	10	0	0	5	0	0	1	0	0
6368	Perla abdominalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6370	Perla marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0
6372	Perla sp.	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
8412	Perlidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
5673	Isoperla sp.	10	0	3	21	5	10	5	14	38	0	48	97	0	7
6377	Perlodes sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
4487	Brachyptera risi	0	0	40	4	0	82	0	0	998	0	0	10	2	11
4488	Brachyptera seticornis	0	0	2	0	0	0	0	0	58	0	0	0	0	0
4489	Brachyptera sp.	0	0	90	30	0	10	0	0	706	3	0	10	0	0
6971	Taeniopteryx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4335	Aphelocheirus aestivalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8491	Corixidae Gen. sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6821	Sialis fuliginosa	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
6823	Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
5024	Dytiscidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12010	Oreodytes sanmarkii Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
12067	Elmis latreillei Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12069	Elmis obscura Ad.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20169	Elmis aenea/maugetii /rietscheli/rioloides Ad.	42	0	2	4	260	5	4	2	24	0	5	10	0	1
5095	Elmis sp. Lv.	38	0	0	12	720	0	33	10	43	1	0	406	8	22
12082	Esolus parallelepipedus Ad.	68	0	0	13	0	38	0	0	10	1	0	0	0	0
5169	Esolus sp. Lv.	139	0	0	8	0	5	0	0	58	0	0	29	0	0
20173	Limnius muelleri/opacus Ad.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12092	Limnius perrisi Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	39	0	0
5853	Limnius sp. Lv.	149	6	8	33	29	149	111	26	53	15	0	374	7	14
12094	Limnius volckmari Ad.	26	0	0	1	0	5	0	5	5	0	0	0	0	4
12097	Macronychus quadrituberculatus Ad.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5926	Macronychus quadrituberculatus Lv.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6260	Oulimnius sp. Lv.	0	0	0	0	38	0	50	2	0	0	0	0	72	14
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0	0	1
12116	Riolus cupreus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12117	Riolus sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
6797	Riolus sp. Lv.	14	0	0	8	0	10	4	0	0	1	0	38	0	0
12118	Riolus subviolaceus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	0	0
12422	Orectochilus villosus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
6200	Orectochilus villosus Lv.	0	0	0	12	10	14	8	0	5	0	0	0	22	12
5507	Hydraena belgica Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5514	Hydraena gracilis Ad.	0	0	0	0	0	5	0	0	19	0	0	5	0	0
5518	Hydraena minutissima Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5531	Hydraena sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14486	Elodes minuta-Gr. Lv.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5418	Elodes sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
14053	Hydrocyphon deflexicollis Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6184	Brachycentrus maculatus	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4481	Brachycentrus subnubilus	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	5	0	0
5983	Micrasema longulum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7192	Micrasema setiferum	0	0	0	0	0	48	82	106	0	0	0	0	0	0
4253	Agapetus ochripes	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0
4254	Agapetus sp.	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
5312	Glossosoma boltoni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5314	Glossosoma conformis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5316	Glossosoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
9952	Silo nigricornis/piceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6834	Silo pallipes	48	0	0	0	44	0	0	7	0	0	0	0	0	0
6835	Silo piceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4639	Cheumatopsyche lepida	5	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
5588	Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	108	0
5589	Hydropsyche bulbifera	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 3: Fortsetzung.

ID_ART	Taxonname	Murn II	Rohr II	Rott II	Rott III	Stein	Sur I	Sur II	Sur III	Thal I	Thal II	Wald	Weiss	Wind I	Wind II
5594	Hydropsyche dinarica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
5598	Hydropsyche instabilis	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
20201	Hydropsyche pellucidula-Gr.	0	0	0	1	1	20	5	10	0	0	0	0	4	16
5602	Hydropsyche saxonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5604	Hydropsyche siltalai	0	0	2	8	571	48	16	17	0	0	5	0	18	19
5605	Hydropsyche sp.	19	0	5	0	82	10	0	0	150	4	10	14	99	4
5606	Hydropsyche tenuis	0	0	2	0	0	0	0	0	5	1	0	5	0	0
5616	Hydroptila sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7455	Hydroptilidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
5713	Lasiocephala basalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5723	Lepidostoma hirtum	5	0	0	0	58	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4368	Athripsodes bilineatus	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4371	Athripsodes sp.	5	0	0	0	178	0	0	0	0	0	0	0	4	0
6175	Oecetis testacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4264	Allogamus auricollis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10370	Chaetopterygini/ Stenophylacini Gen. sp.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
5378	Halesus sp.	10	9	0	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0	0
5499	Hydatophylax infumatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	0	0	5	0	10	0	4	31	10	0	0	10	0	0
13126	Limnephilini Gen. sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6527	Potamophylax sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6168	Odontocerum albicorne	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
6386	Philopotamus ludificatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6387	Philopotamus montanus	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
6388	Philopotamus sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
4877	Cyrnus trimaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6122	Neureclipsis bimaculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0
6447	Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8478	Polycentropodidae Gen. sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	11	0
6468	Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	14	1	0	0	0	11
8847	Lype sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6661	Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7067	Tinodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	5	0	0
9755	Rhyacophila dorsalis-Gr.	0	0	0	4	25	0	1	0	25	0	0	0	5	0
6780	Rhyacophila sp.	0	0	0	0	34	0	0	0	19	0	0	0	0	0
6784	Rhyacophila tristis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0
13965	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	0	0	3	0	25	34	12	0	78	1	0	5	7	4
6818	Sericostoma sp.	0	3	2	0	10	0	0	0	0	0	5	21	0	0
4363	Atherix ibis	5	6	10	8	0	19	12	24	5	0	0	87	0	0
4364	Ibisia marginata	0	0	2	0	0	0	0	0	34	6	0	0	0	0
14768	Ceratopogoninae/ Palpomyiinae Gen. sp.	10	3	0	0	173	0	8	0	0	0	5	0	0	7
4643	Chironominae Gen. sp.	0	121	6	21	0	19	53	38	24	3	0	5	41	11
4644	Chironomini Gen. sp.	14	0	0	0	245	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6977	Tanytarsini Gen. sp.	5	0	0	0	178	0	0	0	0	0	77	0	0	0
4642	Chironomidae Gen. sp.	120	370	51	626	1950	197	597	62	1431	46	1469	193	631	401
6583	Prodiamesa olivacea	96	9	8	0	0	5	66	0	0	1	0	5	0	4
6972	Tanypodinae Gen. sp.	10	58	0	0	96	0	25	7	38	10	0	0	43	7
4638	Chelifera sp.	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19847	Clinocerinae Gen. sp.	0	3	0	4	0	10	0	0	0	0	14	0	4	0
5097	Empididae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5442	Hemerodromia sp.	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4330	Antocha sp.	10	0	0	4	0	5	0	5	10	0	0	10	0	0
9654	Eloeophila sp.	14	0	8	4	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0
8483	Limoniidae Gen. sp.	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6795	Rhypholophus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5872	Limnophora sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4955	Dicranota sp.	14	0	12	45	10	10	66	62	207	14	5	5	0	18
8753	Psychodidae Gen. sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7492	Ptychoptera sp.	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	7	0
6591	Prosimulium sp.	0	0	16	0	0	5	0	0	29	0	634	58	0	0
6853	Simulium sp.	0	0	50	21	312	240	33	36	524	0	38	19	234	250
8485	Tabanidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0
7077	Tipula sp.	5	9	0	0	0	0	1	0	24	13	5	0	1	1

Anhang A 4: Ergebnisse zur Strukturparameter und Substratkartierung der Gewässer des Typs 3.1 in Anlehnung an das „STAR-AQEM Siteprotocol“.

Kurzbezeichnung	Ach I	Ach II	Deggen	Dobel	Ebrach	Eyach	Gelt	Hard I	Hard II	Hass	Illach	Kalt	Kinsch	Leibl
25 presence of lakes in the stream continuum upstream of the sampling site														
yes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
no	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
artificial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
reservoir	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26b cross section														
width of floodplain	100	500	500	60	100	12	100	100	8	500	100	200	100	100
flood prone area width	11	9	100	60	12	10	5,5	26	6	12	9	12	5	12
entrenchment depth	2,1	2	0,75	1,5	1,1	1,5	1,9	0,8	1,6	2,5	1,7	3	2,4	2,7
average stream width	8	7	8	4	4	3,5	2,5	2,4	2,5	7	5	5	3	6
mean depth water body	0,3	0,3	0,25	0,25	0,25	0,25	0,3	0,1	0,1	0,4	0,25	0,4	0,15	0,3
maximum depth water body	0,8	0,6	0,9	0,9	0,6	1	1	0,4	0,25	1,5	0,7	1,2	0,4	0,65
27 mean slope of the valley floor [%]	1,1	0,1	0,56	1,9	1,25	1,41	0,3	1,49	1,54	0,5	1,12	0,48	0,83	1,17
30 land use in the floodplain (1 km length)														
deciduous native forest	0	0	0	0	30	0	0	0	0	10	0	80	0	50
coniferous native forest	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	20	0	0	50
mixed native forest	70	0	20	0	0	100	50	80	10	0	0	0	0	0
wetland (mire)	0	50	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
open grass-/bushland	5	50	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0
non-native forest	0	0	10	90	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
crop land	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
pasture	25	0	50	10	20	0	20	20	80	80	80	20	70	0
urban sites (resid.)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
69 shading at zenit (foliage cover)	80	60	70	20	80	100	20	60	80	100	40	80	20	80
70 average width of woody riparian vegetation[m] left	2,5	2	25	100	20	100	1	5	5	30	5	50	5	100
70 average width of woody riparian vegetation[m] right	2,5	100	50	100	100	30	1	15	5	5	3	10	2	100
73 presence of standing water bodies in the floodplain														
no standing water bodies present	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
side arms abanoned years/decades ago in the process of silting up	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
standing water bodies located in the floodplain and fed Bayern tributaries	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
other types (please specify)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
74 no. of debris dams	0	1	1	0	0	3	0	1	0	1	0	0	0	0
75 no. of logs	0	1	1	0	1	2	0	1	0	1	0	1	0	0
76 shoreline covered with woody riparian vegetation left	90	60	80	70	100	100	10	40	100	100	40	100	10	100
76 shoreline covered with woody riparian vegetation right	90	100	30	10	100	100	10	80	100	100	60	100	50	100
77 dams	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
77 cumulative height	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
78 other transverse structures	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
78 cumulative height	0		0,6	0,4		0								
79 bank fixation left shoreline														
concrete with seams	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0
stones	0	0	0	100	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0
wood	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stone plast. with interst.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
no bank fixation	100	100	100	0	100	100	100	100	0	10	100	100	100	100
79 bank fixation right shoreline														
concrete with seams	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0
stones	0	0	100	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0
wood	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stone plast. with interst.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
no bank fixation	100	100	0	100	100	100	100	100	0	20	100	100	100	100
80 bed fixation														
no bed fixation	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
103b mineral substrates (% of coverage) sum of mineral and biotic habitats														
megalithal >40cm	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	35
macrolithal >20cm to 40cm	10	0	5	20	0	15	0	10	0	10	15	5	0	35
mesolithal >6cm to 20cm	55	0	10	35	40	70	0	50	30	30	60	20	50	20
microlithal >2cm to 6cm	30	70	50	20	25	10	10	25	60	25	25	40	30	5
akal >0.2cm to 2cm	0	10	15	15	15	0	80	10	0	5	0	25	0	5
psammal/psammopelal	5	5	15	10	15	0	10	0	0	20	0	5	5	0
argyllal <6µm	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
104b biotic microhabitats (% of coverage) sum of mineral and biotic habitats														
phytal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
macro-algae	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
micro-algae	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
submerged macrophy.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
living parts of ter. plants	0	0	5	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0
xylal	0	10	0	0	0	0	0	5	0	5	0	5	5	0
CPOM	0	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FPOM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
105a relation riffles/pools	70	100	85	70	70	70	60	90	70	85	80	60	60	100

Anhang A 4: Fortsetzung.

Kurzbezeichnung	Murn II	Rohr II	Rott II	Rott III	Stein	Sur I	Sur II	Sur III	Thal I	Thal II	Wald	Weiss	Wind I	Wind II
25 presence of lakes in the stream continuum upstream of the sampling site														
yes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
no	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1
artificial	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
reservoir	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
26b cross section														
width of floodplain	100	100	200	100	100	100	500	500	100	10	100	500	500	150
flood prone area width	11	10	80	12	7	8	9	9	80	6	10	11,5	150	100
entrenchment depth	3,9	4	2	3,8	2	2,4	4	3,8	1,5	2,5	1,75	3,3	1	2
average stream width	6	6	6	6,5	3	6	7	8,5	6	4,8	8	5	4	5
mean depth water body	0,3	0,2	0,2	0,4	0,2	0,4	0,5	0,6	0,15	0,4	0,15	0,4	0,35	0,3
maximum depth water body	0,9	0,3	1	0,8	0,35	1,6	1,6	1,8	1	0,5	0,25	0,8	1	1,5
27 mean slope of the valley floor [%]	0,28	0,24	0,45	0,46	0,26	0,28	0,3	0,3	1,28	0,76	0,97	0,58	0,6	0,66
30 land use in the floodplain (1 km length)														
deciduous native forest	20	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	10	10	0
coniferous native forest	70	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0
mixed native forest	0	0	50	10	0	60	0	0	50	0	10	0	0	75
wetland (mire)	10	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0
open grass-/bushland	0	0	30	10	0	10	0	0	40	0	0	0	0	0
non-native forest	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
crop land	0	30	10	30	0	10	30	20	0	20	0	0	60	0
pasture	0	10	10	30	40	20	60	80	0	80	80	40	20	25
urban sites (resid.)	0	0	0	10	20	0	10	0	0	0	10	0	0	0
69 shading at zenit (foliage cover)	20	0	60	0	80	80	50	20	40	0	0	40	80	80
70 average width of woody riparian vegetation[m] left	100	0	10	0	5	50	2	0	20	0	0	10	10	100
70 average width of woody riparian vegetation[m] right	2	0	100	0	50	4	2	0	15	0	0	3	5	10
73 presence of standing water bodies in the floodplain														
no standing water bodies present	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1
side arms abanoned years/decades ago in the process of silting up	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
standing water bodies located in the floodplain and fed Bayern tributaries	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
other types (please specify)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
74 no. of debris dams	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
75 no. of logs	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
76 shoreline covered with woody riparian vegetation left	100	0	50	0	100	100	60	0	80	0	0	100	100	100
76 shoreline covered with woody riparian vegetation right	60	0	100	0	80	100	30	0	80	0	0	30	100	80
77 dams	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
77 cumulative height	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
78 other transverse structures	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
78 cumulative height														
79 bank fixation left shoreline														
concrete with seams	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stones	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
wood	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stone plast. with interst.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	30	100	0	0	0
no bank fixation	100	0	100	70	100	100	100	100	100	70	0	100	100	100
79 bank fixation right shoreline														
concrete with seams	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stones	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
wood	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stone plast. with interst.	0	100	0	0	0	0	0	0	0	20	100	0	0	0
no bank fixation	100	0	100	60	100	100	100	100	100	80	0	100	100	100
80 bed fixation														
no bed fixation	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
103b mineral substrates (% of coverage) sum of mineral and biotic habitats														
megalithal >40cm	0	5	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0
macrolithal >20cm to 40cm	0	0	0	0	5	30	5	5	10	0	10	15	0	0
mesolithal >6cm to 20cm	0	45	35	15	75	45	10	5	25	50	20	10	10	0
microlithal >2cm to 6cm	30	40	35	55	20	10	45	5	25	45	0	15	55	50
akal >0.2cm to 2cm	35	0	10	10	0	5	15	15	15	0	0	20	10	25
psammal/psammopelal	20	0	10	0	0	0	5	20	0	0	0	0	15	5
argyllal <6µm		0	0	0		0	0	0	25	0	0	20	0	0
104b biotic microhabitats (% of coverage) sum of mineral and biotic habitats														
phytal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
macro-algae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0
micro-algae	0	10	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
submerged macrophy.	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	15	0	5
living parts of ter. plants	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5
xylal	5	0	10	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	5
CPOM	10	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
FPOM	0	0	0	10	0	5	5	0	0	0	0	0	0	5
105a relation riffles/pools	100	100	50	100	100	80	60	90	50	90	100	65	40	60

Anhang A 5: Taxalisten der H- und W-Proben. Angaben in Individuen pro Quadratmeter.

ID_Art	Taxonname	H_Ach I	W_Ach I	H_Eyach	W_Eyach	H_Hardt	W_Hard I	H_Hass	W_Hass	H_Kinsch	W_Kinsch	H_Lind	W_Lind	H_Rohr II	W_Rohr II
8831	Turbellaria Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5021	Dugesia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5284	Galba truncatula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16959	Radix balthica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0
16983	Radix balthica/labiata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4310	Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5354	Gyraulus albus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
5359	Gyraulus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
8251	Potamopyrgus antipodarum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	21
6409	Pisidium amnicum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6425	Pisidium sp.	0	0	0	0	0	1	31	6	0	4	0	0	0	0
6882	Sphaerium corneum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5401	Haplotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5075	Eiseniella tetraedra	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6	0	0
7490	Lumbriculidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
5907	Lumbriculus variegatus	3	6	6	0	12	12	0	0	6	4	0	0	0	0
6935	Stylodrilus heringianus	9	18	0	0	6	24	1	0	0	4	15	5	0	0
5101	Enchytraeidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20200	Naididae/Tubificidae Gen. sp.	0	0	2	0	12	0	1	0	0	0	5	0	15	15
5159	Erpobdella octoculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5160	Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5157	Erpobdella vilnensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5162	Erpobdellidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4974	Dina punctata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4975	Dina sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5304	Glossiphonia complanata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5310	Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5413	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
8852	Piscicolidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20510	Gammaroidea Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5288	Gammarus fossarum	0	0	0	0	0	49	0	0	11	43	0	0	0	0
5292	Gammarus roeselii	0	0	0	0	0	0	0	0	19	38	0	0	481	180
5293	Gammarus sp.	0	0	0	0	0	12	0	0	6	21	0	0	21	31
6199	Orconectes limosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8691	Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4409	Alainites muticus	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
4380	Baetidae Gen. sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	12	0	0	0	15	0
4381	Baetis alpinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
16946	Baetis alpinus/lutheri/ melanonyx/vardarensis	0	3	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4398	Baetis fuscatus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4405	Baetis liebenauae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4406	Baetis lutheri	4	44	0	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4408	Baetis melanonyx	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0
4415	Baetis rhodani	48	76	17	347	5	0	2	22	0	11	11	1	0	0
4416	Baetis scambus	15	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
4419	Baetis sp.	10	6	1	26	54	0	0	0	1	8	36	48	0	5
4427	Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8850	Centroptilum luteolum	1	0	0	0	6	0	0	0	28	0	0	0	4	0
4705	Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
4410	Baetis niger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9167	Procloeon sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
4521	Caenis luctuosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	75
9715	Caenis luctuosa/macrura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4522	Caenis macrura	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16896	Caenis beskidensis/pseudorivulorum	0	0	4	18	0	0	0	0	1	0	0	0	0	85
4525	Caenis pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4526	Caenis rivulorum	12	18	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4528	Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	5	36
5135	Ephemerella mucronata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5131	Serratella ignita	218	343	145	459	460	352	132	149	365	74	400	136	49	1709
7083	Torleya major	15	18	0	12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
5124	Ephemera danica	0	0	19	9	153	79	47	64	20	6	27	1	0	7
5040	Ecdyonurus dispar	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5046	Ecdyonurus insignis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5053	Ecdyonurus sp.	0	13	2	18	2	66	5	2	0	0	0	18	0	6
5059	Ecdyonurus venosus-Gr.	61	33	15	56	156	88	1	6	20	0	217	37	0	0
5084	Electrogena ujhelyii	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5119	Epeorus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12550	Epeorus assimilis	20	28	6	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
5454	Heptagenia longicauda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5457	Heptagenia sulphurea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5458	Heptageniidae Gen. sp.	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7753	Rhithrogena diaphana-Gr.	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Ach I	W_Ach I	H_Eyach	W_Eyach	H_Hardt	W_Hard I	H_Hass	W_Hass	H_Kinsch	W_Kinsch	H_Lind	W_Lind	H_Rohr II	W_Rohr II
6745	Rhithrogena semicolorata-Gr.	5	13	0	18	1	0	0	0	1	0	3	0	0	0
6747	Rhithrogena sp.	3	0	9	24	12	0	0	3	6	0	21	9	0	0
5367	Habroleptoides confusa	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5370	Habrophlebia lauta	1	0	7	6	19	15	0	0	13	5	1	0	1	5
5731	Leptophlebia (Leptophlebia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7201	Leptophlebiidae Gen. sp.	6	12	32	42	132	78	5	0	84	0	21	0	0	0
6308	Leptophlebia (Paraleptophlebia) sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6309	Leptophlebia submarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6182	Oligoneuriella rhenana	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
4532	Calopteryx virgo	0	1	0	0	2	2	2	1	0	0	0	0	0	0
5332	Gomphus vulgatissimus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6194	Onychogomphus forcipatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
4555	Capnopsis schilleri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6867	Siphonoperla sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5237	Leuctra geniculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5779	Leuctra nigra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5790	Leuctra sp.	78	66	185	470	493	256	206	329	868	43	1037	770	0	184
4293	Amphinemura sp.	0	0	2	12	0	0	0	0	0	4	0	14	0	0
6108	Nemoura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6616	Protonemura sp.	3	0	7	6	18	0	1	6	18	0	22	26	0	0
4982	Dinocras sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
4982	Dinocras sp.	43	42	0	0	0	0	0	0	0	0	24	9	0	0
6368	Perla abdominalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6370	Perla marginata	9	1	11	20	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0
6372	Perla sp.	0	0	0	6	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
5673	Isoperla sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	22	0	0
6377	Perlodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4487	Brachyptera risi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4488	Brachyptera seticornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4489	Brachyptera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6971	Taeniopteryx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4335	Aphelocheirus aestivalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8491	Corixidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6821	Sialis fuliginosa	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6822	Sialis lutaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9781	Sialis nigripes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6823	Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5017	Dryops sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5024	Dytiscidae Gen. sp. Lv.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5552	Hydroporinae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	6	2	0	0	0	0
8597	Nebrioporus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0
12010	Oreodytes sanmarkii Ad.	3	0	0	0	0	0	0	6	0	4	0	0	0	0
6206	Oreodytes sp. Lv.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
6437	Platambus maculatus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9200	Stictotarsus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0	0
12067	Elmis latreillei Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20169	Elmis aenea/maugetii/ rietscheli/rioloides Ad.	6	37	0	24	6	56	3	0	0	0	0	10	0	6
5095	Elmis sp. Lv.	4	30	0	6	24	24	15	6	30	18	5	0	10	21
12082	Esolus parallelepipedus Ad.	6	25	4	26	0	6	7	4	94	8	0	5	0	26
5169	Esolus sp. Lv.	5	0	11	30	78	12	26	6	265	79	0	0	15	201
20173	Limnius muelleri/opacus Ad.	3	8	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12092	Limnius perrisi Ad.	0	18	0	0	0	24	0	0	6	0	0	0	0	0
12094	Limnius volckmari Ad.	15	10	4	31	31	12	5	6	12	0	5	0	0	0
5853	Limnius sp. Lv.	86	90	31	42	126	24	82	60	60	148	5	7	5	67
12097	Macronychus quadrituberculatus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5926	Macronychus quadrituberculatus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6260	Oulimnius sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	1	0
12116	Riolus cupreus Ad.	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12117	Riolus sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
6797	Riolus sp. Lv.	0	18	0	0	0	0	5	6	0	0	0	0	0	0
12118	Riolus subviolaceus Ad.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6200	Orectochilus villosus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12428	Brychius elevatus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5396	Haliplus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0
12468	Helophorus brevipalpis Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0
5511	Hydraena dentipes Ad.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5514	Hydraena gracilis Ad.	0	9	0	12	66	12	0	0	6	0	0	18	0	0
5521	Hydraena palustris Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5523	Hydraena pulchella Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5531	Hydraena sp. Ad.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5533	Hydraena truncata Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14043	Elodes marginata Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
14486	Elodes minuta-Gr. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Ach I	W_Ach I	H_Eyach	W_Eyach	H_Hardt	W_Hard I	H_Hass	W_Hass	H_Kinsch	W_Kinsch	H_Lind	W_Lind	H_Rohr II	W_Rohr II
14053	Hydrocyphon deflexicollis Lv.	13	6	8	36	60	25	0	12	0	0	0	0	0	0
4481	Brachycentrus subnubilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7192	Micrasema setiferum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4254	Agapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6665	Ptilocolepus granulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0
6834	Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6835	Silo piceus	3	0	0	0	0	0	5	3	0	0	0	0	0	0
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4639	Cheumatopsyche lepida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5589	Hydropsyche bulbifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5598	Hydropsyche instabilis	21	26	2	0	18	13	0	4	0	0	1	5	0	0
20201	Hydropsyche pellucidula-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5602	Hydropsyche saxonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5604	Hydropsyche siltalai	0	0	0	0	0	1	27	15	0	0	0	0	0	0
5605	Hydropsyche sp.	15	36	0	6	12	6	0	0	0	0	0	0	0	0
5616	Hydroptila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
7455	Hydroptilidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5713	Lasiocephala basalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5723	Lepidostoma hirtum	9	12	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	0
4366	Athripsodes albifrons	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4368	Athripsodes bilineatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5
4584	Ceraclea sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5726	Leptoceridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6065	Mystacides sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4264	Allogamus auricollis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
4327	Anomalopterygella chauviniana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4628	Chaetopteryx villosa	3	0	4	0	6	24	16	9	6	0	0	5	0	0
20153	Drusus annulatus/biguttatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5378	Halesus sp.	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	5	0	0	0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	0	6	2	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
10370	Chaetopterygini/ Stenophylacini Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
7346	Potamophylax cingulatus/ latipennis/luctuosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6168	Odontocerum albicorne	3	0	0	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
6387	Philopotamus montanus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6388	Philopotamus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4877	Cyrnus trimaculatus	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
6447	Plectrocnemia sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8478	Polycentropodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6468	Polycentropus flavomaculatus	0	0	2	0	0	18	0	9	0	0	0	0	0	0
8847	Lype sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0
6661	Psychomyia pusilla	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7067	Tinodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9755	Rhyacophila dorsalis-Gr.	6	13	2	18	0	1	15	3	0	4	5	24	0	0
6772	Rhyacophila nubila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6780	Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
6784	Rhyacophila tristis	0	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13965	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	7	18	0	0	6	0	10	6	13	0	26	0	0	0
6818	Sericostoma sp.	39	6	0	0	30	18	15	24	6	0	26	0	0	0
20196	Atherix/Ibisia sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4363	Atherix ibis	25	30	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4364	Ibisia marginata	0	0	2	0	1	12	21	45	0	0	6	5	0	0
14768	Ceratopogoninae/ Palpomyiinae Gen. sp.	0	12	4	24	6	0	5	3	6	11	0	0	0	0
4643	Chironominae Gen. sp.	39	186	179	528	78	30	206	0	1960	0	21	0	0	0
4644	Chironomini Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	15	0	109	0	0	833	1516
6977	Tanytarsini Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	6	0	226	0	23	1708	464
6583	Prodiamesa olivacea	33	36	117	228	288	18	231	111	829	475	5	23	0	0
4642	Chironomidae Gen. sp.	18	54	5	72	108	0	72	66	514	49	78	105	46	41
6972	Tanypodinae Gen. sp.	12	72	20	102	60	30	36	21	447	287	51	5	190	130
4989	Dixa sp.	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8427	Dolichopodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4638	Chelifera sp.	0	0	0	0	0	0	0	6	0	7	0	0	0	10
5097	Empididae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	3	6	0	5	0	0	0
5442	Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19847	Clinocerinae Gen. sp.	3	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4330	Antocha sp.	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
9654	Eloeophila sp.	3	0	2	6	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0
8483	Limoniidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
5872	Limnophora sp.	0	0	0	6	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
4955	Dicranota sp.	39	48	28	30	6	6	77	99	49	15	396	374	0	36
8753	Psychodidae Gen. sp.	0	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
6591	Prosimulium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6853	Simulium sp.	1	55	7	36	6	0	0	0	48	11	72	27	0	0
9762	Simulium (Wilhelmia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8761	Stratiomyiidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8485	Tabanidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7077	Tipula sp.	0	0	0	18	0	0	0	0	0	7	5	0	0	0

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Rott II	W_Rott II	H_Sur II	W_Sur II	H_Wind II	W_Wind II	H_Zell	W_Zell	H_Ebrach	W_Ebrach	H_Murn	W_Murn	H_Illach	W_Illach
8831	Turbellaria Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5021	Dugesia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5284	Galba truncatula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16959	Radix balthica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16983	Radix balthica/labiata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4310	Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5354	Gyraulus albus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5359	Gyraulus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8251	Potamopyrgus antipodarum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6409	Pisidium amnicum	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6425	Pisidium sp.	0	0	0	0	0	14	6	5	0	5	6	4	0	0
6882	Sphaerium corneum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5401	Haplotaxis gordioides	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5075	Eiseniella tetraedra	5	0	0	5	0	5	0	0	0	10	7	4	0	6
7490	Lumbriculidae Gen. sp.	10	0	0	5	0	0	0	0	0	31	24	32	12	18
5907	Lumbriculus variegatus	5	0	0	0	6	0	1	15	0	5	0	8	6	6
6935	Stylodrilus heringianus	0	0	0	0	0	7	0	5	0	26	42	40	30	114
5101	Enchytraeidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
20200	Naididae/Tubificidae Gen. sp.	21	1	13	1	6	0	1	5	30	180	79	52	0	0
5159	Erpobdella octoculata	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5160	Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5157	Erpobdella vilnensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5162	Erpobdellidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
4974	Dina punctata	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
4975	Dina sp.	0	0	0	0	0	0	12	31	0	0	0	0	0	0
5304	Glossiphonia complanata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
5310	Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5413	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8852	Piscicolidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
20510	Gammaroidea Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
5288	Gammarus fossarum	0	0	0	0	0	0	0	0	102	139	3132	984	0	0
5292	Gammarus roeselii	113	22	343	136	2	18	0	0	54	51	132	0	0	0
5293	Gammarus sp.	0	6	180	10	6	0	0	0	42	119	0	0	0	0
6199	Orconectes limosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8691	Asellus aquaticus	0	0	0	0	6	5	0	0	0	0	0	0	0	0
4409	Alainites muticus	0	0	0	0	7	0	0	0	0	5	0	0	0	6
4380	Baetidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4381	Baetis alpinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16946	Baetis alpinus/lutheri/ melanonyx/vardarensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4398	Baetis fuscatus-Gr.	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4405	Baetis liebenauae	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4406	Baetis lutheri	0	0	0	0	0	0	0	0	2	15	18	0	0	54
4408	Baetis melanonyx	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4415	Baetis rhodani	74	99	8	10	16	6	0	0	6	5	123	58	63	41
4416	Baetis scambus	0	0	0	0	9	0	1	0	0	0	0	0	0	0
4419	Baetis sp.	63	76	7	68	61	0	18	5	0	0	114	36	6	13
4427	Baetis vernus	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8850	Centroptilum luteolum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
4705	Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4410	Baetis niger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9167	Procloeon sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4521	Caenis luctuosa	0	0	30	33	30	59	0	0	0	0	0	0	0	0
9715	Caenis luctuosa/macrura	0	0	7	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4522	Caenis macrura	0	0	32	0	72	16	0	0	0	0	0	0	0	0
16896	Caenis beskidensis/pseudorivulorum	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0
4525	Caenis pusilla	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
4526	Caenis rivulorum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4528	Caenis sp.	0	0	24	21	0	0	6	0	0	10	0	0	0	0
5135	Ephemerella mucronata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	156	17	36	30
5131	Serratella ignita	450	739	37	136	575	211	218	630	0	0	0	0	0	0
7083	Torleya major	0	0	0	0	0	0	0	0	20	67	48	4	60	121
5124	Ephemera danica	0	0	1	1	27	20	41	29	139	137	211	37	6	42
5040	Ecdyonurus dispar	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
5046	Ecdyonurus insignis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
5053	Ecdyonurus sp.	12	49	0	1	30	1	48	7	6	26	0	16	18	54
5059	Ecdyonurus venosus-Gr.	8	30	0	0	3	0	30	28	4	5	0	2	28	9
5084	Electrogena ujhelyii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5119	Epeorus sp.	0	0	0	0	0	0	0	62	0	0	0	0	0	0
12550	Epeorus assimilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	12
5454	Heptagenia longicauda	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5457	Heptagenia sulphurea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0
5458	Heptageniidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	48	0	0	0
7753	Rhithrogena diaphana-Gr.	29	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Rott II	W_Rott II	H_Sur II	W_Sur II	H_Wind II	W_Wind II	H_Zell	W_Zell	H_Ebrach	W_Ebrach	H_Murn	W_Murn	H_Illach	W_Illach
6745	Rhithrogena semicolorata-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	5	40	122	42	12	72	110
6747	Rhithrogena sp.	5	0	0	0	0	0	6	0	0	67	0	12	54	6
5367	Habroleptoides confusa	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	6	4	19	14
5370	Habrophlebia lauta	1	0	1	1	9	5	4	14	0	0	0	0	0	0
5731	Leptophlebia (Leptophlebia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7201	Leptophlebiidae Gen. sp.	5	0	0	1	36	0	36	46	0	0	0	4	54	0
6308	Leptophlebia (Paraleptophlebia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6309	Leptophlebia submarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6182	Oligoneuriella rhenana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4532	Calopteryx virgo	13	1	0	0	2	2	0	2	0	5	0	0	0	0
5332	Gomphus vulgatissimus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
6194	Onychogomphus forcipatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4555	Capnopsis schilleri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6867	Siphonoperla sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5237	Leuctra geniculata	0	0	23	40	14	45	0	0	0	0	0	0	0	0
5779	Leuctra nigra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5790	Leuctra sp.	551	1024	6	28	1447	639	382	301	0	0	12	4	30	6
4293	Amphinemura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	24
6108	Nemoura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	6	4	0	0
6616	Protonemura sp.	5	0	0	0	0	0	0	5	12	77	0	4	0	18
4982	Dinocras sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	13
4982	Dinocras sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
6368	Perla abdominalis	0	3	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0
6370	Perla marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6372	Perla sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5673	Isoperla sp.	1	10	0	0	0	0	0	1	30	72	126	8	6	6
6377	Perlodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4487	Brachyptera risi	0	0	0	0	0	0	0	0	72	191	2	0	12	18
4488	Brachyptera seticornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4489	Brachyptera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	150	0	12	0	0	0
6971	Taeniopteryx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
4335	Aphelocheirus aestivalis	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
8491	Corixidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6821	Sialis fuliginosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6822	Sialis lutaria	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9781	Sialis nigripes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
6823	Sialis sp.	0	0	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5017	Dryops sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
5024	Dytiscidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5552	Hydroporinae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8597	Nebrioporus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12010	Oreodytes sanmarkii Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
6206	Oreodytes sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
6437	Platambus maculatus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9200	Stictotarsus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12067	Elmis latreillei Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20169	Elmis aenea/maugetii/ rietscheli/rioloides Ad.	67	24	6	41	61	1	0	5	0	0	138	8	0	12
5095	Elmis sp. Lv.	36	6	84	180	67	54	80	94	12	82	211	44	30	30
12082	Esolus parallelepipedus Ad.	0	12	0	5	6	0	1	22	24	62	156	20	0	6
5169	Esolus sp. Lv.	5	6	0	15	18	0	0	5	25	314	31	136	18	54
20173	Limnius muelleri/opacus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12092	Limnius perrisi Ad.	0	6	0	0	0	0	6	41	0	0	0	0	0	0
12094	Limnius volckmari Ad.	10	6	0	31	24	5	49	41	0	5	48	0	6	42
5853	Limnius sp. Lv.	21	42	42	190	55	37	336	432	60	175	144	48	150	349
12097	Macronychus quadrituberculatus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
5926	Macronychus quadrituberculatus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	4	0	0
6260	Oulimnius sp. Lv.	5	6	24	72	36	0	0	0	0	15	0	0	0	0
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	0	0	19	10	12	5	0	0	0	0	0	0	0	0
12116	Riolus cupreus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	6	0	0	0
12117	Riolus sp. Ad.	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6797	Riolus sp. Lv.	0	0	18	98	0	9	0	0	0	51	114	0	6	60
12118	Riolus subviolaceus Ad.	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0
6200	Orectochilus villosus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	6	15	6	0	0	0
12428	Brychius elevatus Ad.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5396	Haliplus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12468	Helophorus brevipalpis Ad.	10	6	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5511	Hydraena dentipes Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5514	Hydraena gracilis Ad.	15	36	0	0	6	0	0	10	0	0	0	4	0	0
5521	Hydraena palustris Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5523	Hydraena pulchella Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5531	Hydraena sp. Ad.	10	1	0	0	0	0	0	0	0	5	6	8	0	0
5533	Hydraena truncata Ad.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14043	Elodes marginata Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14486	Elodes minuta-Gr. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Rott II	W_Rott II	H_Sur II	W_Sur II	H_Wind II	W_Wind II	H_Zell	W_Zell	H_Ebrach	W_Ebrach	H_Murn	W_Murn	H_Illach	W_Illach
14053	Hydrocyphon deflexicollis Lv.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4481	Brachycentrus subnubilus	5	12	18	201	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0
7192	Micrasema setiferum	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	60	0	48	301
4254	Agapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
6665	Ptilocolepus granulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	6
6834	Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	12	0	0	0
6835	Silo piceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	24
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4639	Cheumatopsyche lepida	0	0	0	15	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5589	Hydropsyche bulbifera	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0
5598	Hydropsyche instabilis	0	0	0	0	0	0	61	36	0	0	0	0	0	0
20201	Hydropsyche pellucidula-Gr.	0	0	0	0	0	0	6	0	30	10	48	0	6	12
5602	Hydropsyche saxonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5604	Hydropsyche siltalai	0	6	2	23	102	16	66	41	18	57	1752	24	0	12
5605	Hydropsyche sp.	26	36	1	0	132	33	54	0	24	10	223	4	48	0
5616	Hydroptila sp.	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7455	Hydroptilidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
5713	Lasiocephala basalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72	0
5723	Lepidostoma hirtum	15	0	24	15	6	0	0	0	0	5	0	0	0	0
4366	Athripsodes albifrons	0	0	18	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4368	Athripsodes bilineatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4584	Ceraclea sp.	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5726	Leptoceridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6065	Mystacides sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4264	Allogamus auricollis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4327	Anomalopterygella chauviniana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4628	Chaetopteryx villosa	10	0	0	0	0	0	60	5	0	0	0	0	0	0
20153	Drusus annulatus/biguttatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5378	Halesus sp.	5	0	6	0	0	0	0	0	6	26	0	0	0	0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	5	0	0	24	0	6	4	0	0
10370	Chaetopterygini/ Stenophylacini Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	6	12
7346	Potamophylax cingulatus/ latipennis/luctuosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0
6168	Odontocerum albicorne	0	0	0	0	0	0	6	0	12	26	30	8	0	0
6387	Philopotamus montanus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6388	Philopotamus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4877	Cyrnus trimaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
6447	Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	24	0	6	0	0	0	0	0
8478	Polycentropodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0
6468	Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	0	72	52	0	0	0	0	0	0	0	0
8847	Lype sp.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	6	0
6661	Psychomyia pusilla	0	0	6	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7067	Tinodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
9755	Rhyacophila dorsalis-Gr.	6	24	0	1	9	5	30	31	12	0	0	0	0	12
6772	Rhyacophila nubila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6780	Rhyacophila sp.	0	30	0	0	6	0	0	10	0	0	0	0	0	6
6784	Rhyacophila tristis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	54
13965	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	0	0	12	0	42	0	0	0	12	5	0	0	12	6
6818	Sericostoma sp.	0	6	0	0	6	0	6	0	0	0	0	4	42	12
20196	Atherix/Ibisia sp.	0	72	0	0	12	9	0	0	0	0	0	0	0	0
4363	Atherix ibis	15	24	0	10	0	0	0	0	0	0	277	0	54	102
4364	Ibisia marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14768	Ceratopogoninae/ Palpomyiinae Gen. sp.	15	12	0	0	48	9	12	0	6	10	0	4	0	0
4643	Chironominae Gen. sp.	0	0	548	0	606	0	114	0	0	0	0	0	0	0
4644	Chironomini Gen. sp.	360	258	0	448	0	144	0	113	6	15	66	0	6	0
6977	Tanytarsini Gen. sp.	94	42	0	67	0	60	0	165	0	46	0	4	24	19
6583	Prodiamesa olivacea	257	24	356	77	84	162	30	57	24	31	24	0	0	0
4642	Chironomidae Gen. sp.	108	78	30	129	102	14	92	42	1086	417	84	68	510	867
6972	Tanypodinae Gen. sp.	87	6	54	67	150	72	48	46	0	5	54	0	30	6
4989	Dixa sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8427	Dolichopodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
4638	Chelifera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
5097	Empididae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	6	0	6	0	6	0	0	0
5442	Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	6	18
19847	Clinocerinae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	24
4330	Antocha sp.	0	0	0	5	0	0	0	5	12	0	72	0	6	60
9654	Eloeophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	18	15	36	4	0	0
8483	Limoniidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5872	Limnophora sp.	5	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4955	Dicranota sp.	41	48	12	10	78	68	30	36	30	0	6	0	6	0
8753	Psychodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	6	4	6	6
6591	Prosimulium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	594	120
6853	Simulium sp.	10	25	0	10	139	24	0	5	0	0	0	4	153	102
9762	Simulium (Wilhelmia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8761	Stratiomyiidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	4	0	0
8485	Tabanidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	6	18
7077	Tipula sp.	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	6	0

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Wald	W_Wald	H_Gelt	W_Gelt	H_Felda	W_Felda	H_Nister	W_Nister	H_Laster	W_Laster	H_Merk	W_Merk	H_Ried	W_Ried
8831	Turbellaria Gen. sp.	0	0	6	0	0	0	4	12	0	0	0	0	0	16
5021	Dugesia sp.	0	0	12	0	0	4	4	24	0	0	0	0	0	8
5284	Galba truncatula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8428	Lymnaeidae Gen. sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16959	Radix balthica	0	0	0	0	0	36	0	0	0	12	0	0	0	0
16983	Radix balthica/labiata	0	0	0	0	72	0	0	0	4	0	0	0	0	0
4310	Ancylus fluviatilis	0	0	18	3	16	20	0	0	12	9	0	8	0	0
5354	Gyraulus albus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5359	Gyraulus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8251	Potamopyrgus antipodarum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6409	Pisidium amnicum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
6425	Pisidium sp.	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
6882	Sphaerium corneum	0	0	0	0	4	8	0	0	0	0	0	0	0	0
5401	Haplotaxis gordioides	0	0	0	0	4	24	0	0	0	4	0	0	0	0
5075	Eiseniella tetraedra	0	0	0	0	1	4	16	4	0	0	4	0	0	0
7490	Lumbriculidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	4	4	0	16	0	0	4	0
5907	Lumbriculus variegatus	0	0	84	0	1	0	0	4	0	8	0	0	0	0
6935	Stylodrilus heringianus	0	0	120	6	4	8	0	24	4	20	0	0	0	0
5101	Enchytraeidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	5	0	4	0
20200	Naididae/Tubificidae Gen. sp.	0	0	36	6	13	40	0	0	0	12	12	16	0	0
5159	Erpobdella octoculata	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
5160	Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	16	0	0	0	4	0	0	0	0
5157	Erpobdella vilnensis	0	0	0	0	4	8	0	0	0	1	0	0	0	0
5162	Erpobdellidae Gen. sp.	0	0	0	0	4	8	0	0	0	0	0	0	4	0
4974	Dina punctata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4975	Dina sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5304	Glossiphonia complanata	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0
5310	Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
5413	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8852	Piscicolidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20510	Gammaroidea Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5288	Gammarus fossarum	0	0	0	0	0	0	84	0	8	20	52	32	72	60
5292	Gammarus roeselii	0	0	0	0	40	24	0	0	0	0	4	0	36	33
5293	Gammarus sp.	0	0	0	0	0	4	28	372	0	0	20	20	28	8
6199	Orconectes limosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
8691	Asellus aquaticus	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4409	Alainites muticus	0	0	0	0	0	0	17	24	36	16	0	0	1060	40
4380	Baetidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4381	Baetis alpinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16946	Baetis alpinus/lutheri/ melanonyx/vardarensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4398	Baetis fuscatus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4405	Baetis liebenauae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4406	Baetis lutheri	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4408	Baetis melanonyx	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4415	Baetis rhodani	36	68	19	7	0	21	9	16	241	386	145	60	57	15
4416	Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4419	Baetis sp.	24	42	1	0	13	5	0	0	52	312	40	16	124	84
4427	Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8850	Centroptilum luteolum	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	8	4
4705	Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4410	Baetis niger	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	20
9167	Procloeon sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4521	Caenis luctuosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9715	Caenis luctuosa/macrura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4522	Caenis macrura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16896	Caenis beskidensis/pseudorivulorum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4525	Caenis pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4526	Caenis rivulorum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4528	Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
5135	Ephemerella mucronata	106	141	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5131	Serratella ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7083	Torleya major	12	12	114	19	98	223	0	0	112	149	64	109	52	16
5124	Ephemera danica	0	0	13	12	126	136	0	4	1	0	39	37	1	9
5040	Ecdyonurus dispar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5046	Ecdyonurus insignis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5053	Ecdyonurus sp.	42	24	0	13	0	0	0	42	0	5	0	0	0	4
5059	Ecdyonurus venosus-Gr.	2	10	10	3	0	0	36	31	2	8	66	40	25	19
5084	Electrogena ujhelyii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5119	Epeorus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0
12550	Epeorus assimilis	0	0	0	0	0	0	21	4	28	8	16	16	51	4
5454	Heptagenia longicauda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5457	Heptagenia sulphurea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5458	Heptageniidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0
7753	Rhithrogena diaphana-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Wald	W_Wald	H_Gelt	W_Gelt	H_Felda	W_Felda	H_Nister	W_Nister	H_Laster	W_Laster	H_Merk	W_Merk	H_Ried	W_Ried
6745	Rhithrogena semicolorata-Gr.	8	73	82	35	0	0	40	33	82	127	40	80	12	20
6747	Rhithrogena sp.	60	54	30	9	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
5367	Habroleptoides confusa	1	8	2	0	26	0	53	38	101	72	50	30	46	26
5370	Habrophlebia lauta	0	0	0	0	0	0	32	60	0	0	0	1	0	0
5731	Leptophlebia (Leptophlebia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
7201	Leptophlebiidae Gen. sp.	6	0	24	9	0	8	16	128	16	24	20	52	100	20
6308	Leptophlebia (Paraleptophlebia) sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
6309	Leptophlebia submarginata	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	37	0	0	16
6182	Oligoneuriella rhenana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4532	Calopteryx virgo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5332	Gomphus vulgatissimus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6194	Onychogomphus forcipatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4555	Capnopsis schilleri	0	0	12	3	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
6867	Siphonoperla sp.	0	0	0	3	0	0	0	4	8	4	0	0	0	0
5237	Leuctra geniculata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5779	Leuctra nigra	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0
5790	Leuctra sp.	114	126	6	1	0	0	20	28	0	0	0	0	4	4
4293	Amphinemura sp.	108	127	24	9	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
6108	Nemoura sp.	0	18	6	3	1	4	156	128	4	0	0	0	16	0
6616	Protonemura sp.	0	6	0	3	0	0	16	148	0	0	0	0	16	4
4982	Dinocras sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4982	Dinocras sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6368	Perla abdominalis	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6370	Perla marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6372	Perla sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5673	Isoperla sp.	60	66	19	6	0	0	0	8	4	33	1	0	0	0
6377	Perlodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
4487	Brachyptera risi	0	6	36	9	0	4	20	56	12	36	5	0	8	14
4488	Brachyptera seticornis	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
4489	Brachyptera sp.	0	0	6	3	0	8	40	8	24	8	16	0	24	4
6971	Taeniopteryx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4335	Apherocheirus aestivalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8491	Corixidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
6821	Sialis fuliginosa	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	5	0	16	5
6822	Sialis lutaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9781	Sialis nigripes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6823	Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5017	Dryops sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5024	Dytiscidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5552	Hydroporinae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8597	Nebrioporus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12010	Oreodytes sanmarkii Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6206	Oreodytes sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6437	Platambus maculatus Lv.	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4
9200	Stictotarsus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12067	Elmis latreillei Ad.	0	0	6	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
20169	Elmis aenea/maugetii/ rietscheli/rioloides Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	4	56	0	0	4	0
5095	Elmis sp. Lv.	0	0	384	18	0	24	9	36	12	176	24	36	0	4
12082	Esolus parallelepipedus Ad.	0	0	186	3	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
5169	Esolus sp. Lv.	0	12	546	162	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20173	Limnius muelleri/opacus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12092	Limnius perrisi Ad.	6	0	0	0	0	4	0	8	0	0	0	0	0	0
12094	Limnius volckmari Ad.	0	0	60	6	12	0	0	0	0	0	0	0	4	0
5853	Limnius sp. Lv.	0	24	474	264	52	32	0	0	0	4	0	8	32	0
12097	Macronychus quadrituberculatus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5926	Macronychus quadrituberculatus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6260	Oulimnius sp. Lv.	0	0	48	72	4	16	0	0	0	0	0	0	0	0
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	0	0	18	0	0	12	0	0	0	16	0	0	0	0
12116	Riolus cupreus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12117	Riolus sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6797	Riolus sp. Lv.	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12118	Riolus subviolaceus Ad.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6200	Orectochilus villosus Lv.	0	0	12	9	12	4	0	0	9	4	16	9	4	16
12428	Brychius elevatus Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5396	Haliplus sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12468	Helophorus brevipalpis Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5511	Hydraena dentipes Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5514	Hydraena gracilis Ad.	0	0	0	0	4	8	8	0	0	0	0	0	40	0
5521	Hydraena palustris Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
5523	Hydraena pulchella Ad.	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5531	Hydraena sp. Ad.	0	0	36	3	0	0	0	16	0	12	0	0	0	0
5533	Hydraena truncata Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14043	Elodes marginata Lv.	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
14486	Elodes minuta-Gr. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	16

Anhang A 5: Fortsetzung

ID_Art	Taxonname	H_Wald	W_Wald	H_Gelt	W_Gelt	H_Felda	W_Felda	H_Nister	W_Nister	H_Laster	W_Laster	H_Merk	W_Merk	H_Ried	W_Ried
14053	Hydrocyphon deflexicollis Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
4481	Brachycentrus subnubilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7192	Micrasema setiferum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4254	Agapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6665	Ptilocolepus granulatus	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6834	Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6835	Silo piceus	0	0	6	6	12	16	0	0	0	0	0	0	0	0
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4639	Cheumatopsyche lepida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5589	Hydropsyche bulbifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5598	Hydropsyche instabilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20201	Hydropsyche pellucidula-Gr.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5602	Hydropsyche saxonica	0	0	0	0	0	0	0	0	5	40	5	0	4	0
5604	Hydropsyche siltalai	6	0	24	3	120	128	0	8	60	152	8	1	213	60
5605	Hydropsyche sp.	12	6	18	0	0	4	4	56	0	16	0	0	108	12
5616	Hydroptila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7455	Hydroptilidae Gen. sp.	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5713	Lasiocephala basalis	0	0	0	0	40	8	0	0	0	0	0	0	8	4
5723	Lepidostoma hirtum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
4366	Athripsodes albifrons	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4368	Athripsodes bilineatus	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4584	Ceraclea sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5726	Leptoceridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
6065	Mystacides sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
4264	Allogamus auricollis	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
4327	Anomalopterygella chauviniana	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	4	16
4628	Chaetopteryx villosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20153	Drusus annulatus/biguttatus	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0
5378	Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0
5809	Limnephilidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	84	28	16	16	0	12	28	24
10370	Chaetopterygini/ Stenophylacini Gen. sp.	6	6	0	0	4	20	20	4	0	0	4	12	0	0
7346	Potamophylax cingulatus/ latipennis/luctuosus	0	0	0	0	0	0	36	16	0	0	0	0	0	0
6168	Odontocerum albicorne	0	0	12	3	0	0	8	28	9	12	0	0	0	0
6387	Philopotamus montanus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	73	29
6388	Philopotamus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	165	0
4877	Cyrnus trimaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6447	Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4	0
8478	Polycentropodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	8	8	4
6468	Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0
8847	Lype sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	24	0
6661	Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
7067	Tinodes sp.	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	4	0	0	0
9755	Rhyacophila dorsalis-Gr.	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
6772	Rhyacophila nubila	0	0	0	0	0	0	0	8	4	20	0	0	0	0
6780	Rhyacophila sp.	0	0	0	0	12	0	0	0	0	12	0	0	16	0
6784	Rhyacophila tristis	0	0	0	0	0	0	8	36	0	0	0	0	0	0
13965	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	0	0	0	0	8	4	0	8	12	8	0	0	0	0
6818	Sericostoma sp.	6	18	0	0	12	12	4	4	8	20	0	0	40	4
20196	Atherix/Ibisia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4363	Atherix ibis	0	42	12	12	44	28	0	0	0	0	0	0	0	0
4364	Ibisia marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14768	Ceratopogoninae/ Palpomyiinae Gen. sp.	6	24	0	3	56	16	4	8	0	0	0	0	12	0
4643	Chironominae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4644	Chironomini Gen. sp.	0	60	0	24	12	8	16	28	4	4	36	24	12	8
6977	Tanytarsini Gen. sp.	96	120	12	0	16	0	36	32	121	312	20	60	248	120
6583	Prodiamesa olivacea	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	8	12	0	0
4642	Chironomidae Gen. sp.	1836	6070	475	339	896	916	140	492	668	1444	436	344	1060	204
6972	Tanypodinae Gen. sp.	0	0	0	3	12	0	24	40	8	16	24	4	45	24
4989	Dixa sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8427	Dolichopodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4638	Chelifera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
5097	Empididae Gen. sp.	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5442	Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	8	0	0	8	12	0	8	0	4
19847	Clinocerinae Gen. sp.	18	24	0	0	32	16	0	0	8	4	4	16	4	0
4330	Antocha sp.	0	18	12	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
9654	Eloeophila sp.	0	0	6	0	0	4	0	4	0	0	9	8	4	0
8483	Limoniidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5872	Limnophora sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
4955	Dicranota sp.	6	6	0	12	4	8	0	4	24	12	16	4	8	4
8753	Psychodidae Gen. sp.	0	0	6	0	0	0	12	212	0	0	0	0	8	24
6591	Prosimulium sp.	793	432	0	0	4	4	64	136	32	56	0	0	145	0
6853	Simulium sp.	48	18	24	15	68	128	9	20	44	44	12	16	1302	68
9762	Simulium (Wilhelmia) sp.	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
8761	Stratiomyiidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8485	Tabanidae Gen. sp.	0	0	6	18	0	8	0	0	0	0	0	0	0	4
7077	Tipula sp.	6	0	0	0	4	8	0	4	2	0	0	4	1	0

Anhang A 6: Ergebnisse zur Strukturparameter und Substratkartierung der H- und W-Proben.

Gewässer	Ø Breite in m	Ø Tiefe in m	max. Tiefe in m	Beschat-tung in %	Verhältnis Schnellen/ Stillen	Ufer-verbau in %	Mega-lithal in %	Makro-lithal in %	Meso-lithal in %	Mikro-lithal in %	Akal in %	Psammal/ Psammo-pelal in %	Argyllal in %	Algen in %	Submerse Makro-phyten in %	Lebende Teile terr. Vegetation in %	Xylal in %	CPOM in %	FPOM in %	Meso- & Mikrolithal in %
H_Ach I	8	0,25	1	80	70	0	10	50	30	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40
W_Ach I	6	0,3	0,8	70	70	0	15	10	40	30	5	0	0	0	0	0	0	0	0	70
H_Eyach	3,5	0,25	1	100	70	0	10	45	25	10	5	0	0	0	0	0	5	0	0	35
W_Eyach	4	0,3	1,1	20	70	0	15	25	40	10	0	0	0	0	0	0	10	0	0	50
H_Hard I	1,5	0,1	0,4	60	90	0	0	0	40	40	20	0	0	0	0	0	0	0	0	80
W_Hard I	2,5	0,2	0,5	80	80	0	0	0	10	70	10	0	0	0	0	0	0	5	5	80
H_Hass	6	0,3	1,1	100	85	85	5	10	65	15	5	0	0	0	0	0	0	0	0	80
W_Hass	6	0,25	0,5	80	90	30	0	10	70	15	5	0	0	0	0	0	0	0	0	85
H_Kinsch	3	0,2	0,4	20	60	0	0	0	15	15	0	0	0	0	0	0	0	5	65	30
W_Kinsch	3,5	0,2	0,8	60	40	0	0	0	15	25	0	0	0	0	0	0	0	0	60	40
H_Lind	4,5	0,2	0,4	60	90	0	0	15	55	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85
W_Lind	6	0,2	0,4	60	90	0	0	30	65	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70
H_Rohr II	6	0,15	0,25	0	85	100	0	0	0	10	0	0	0	90	0	0	0	0	0	10
W_Rohr II	6	0,15	0,3	0	90	100	0	0	0	15	0	0	0	85	0	0	0	0	0	15
H_Rott II	5,5	0,2	0,8	60	60	0	0	0	15	15	5	10	0	0	5	5	10	5	30	30
W_Rott II	5	0,3	1,1	60	50	0	0	0	20	30	5	10	5	0	0	5	15	5	5	50
H_Sur II	7	0,3	1,1	50	60	0	5	0	10	25	5	10	0	25	0	10	5	5	0	35
W_Sur II	7	0,35	1,1	50	60	0	0	0	15	30	5	5	0	35	5	5	0	0	0	45
H_Wind II	5	0,3	1,1	80	60	0	0	0	15	35	25	0	0	0	0	5	0	10	10	50
W_Wind II	5	0,3	1,1	80	60	0	0	0	15	40	25	0	0	0	0	0	0	10	10	55
H_Zell	4	0,4	0,9	100	60	0	0	0	25	25	20	20	0	0	0	0	10	0	0	50
W_Zell	4	0,4	1	100	60	0	0	0	25	20	25	20	0	0	0	5	5	0	0	45
H_Gelt	2,5	0,3	1	20	60	0	0	0	0	10	80	10	0	0	0	0	0	0	0	10
W_Gelt	2,5	0,3	0,9	20	60	0	0	0	5	25	60	10	0	0	0	0	0	0	0	30
H_Illach	5	0,25	0,7	40	80	0	0	15	60	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85
W_Illach	6	0,3	0,6	20	80	0	5	15	60	15	5	0	0	0	0	0	0	0	0	75
H_Wald	8	0,15	0,25	0	100	100	0	10	20	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	20
W_Wald	8	0,15	0,25	0	100	100	0	10	20	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	20
H_Mum I	9	0,3	1,2	60	70	0	0	0	0	0	30	30	5	0	0	0	10	25	0	0
W_Mum I	9	0,4	1	60	70	0	0	0	0	0	40	35	5	0	0	0	5	15	0	0
H_Ebrach	4	0,25	0,6	80	70	0	0	0	40	25	15	15	0	0	0	0	0	5	0	65
W_Ebrach	4	0,25	0,6	80	70	0	0	0	15	45	30	5	0	0	0	5	0	0	0	60
H_Felda	5	0,2	0,6	80	50	100	15	20	15	15	15	0	0	0	0	5	5	5	5	30
W_Felda	7	0,2	0,4	100	50	0	10	15	10	35	10	0	0	0	0	5	5	5	5	45
H_Nister	2,5	0,1	0,3	100	20	0	0	20	35	0	0	0	0	0	40	0	0	5	0	35
W_Nister	2,5	0,1	0,3	100	10	0	0	20	30	5	0	0	0	0	40	0	0	5	0	35
H_Laster	3	0,1	0,3	40	10	20	0	20	55	15	0	0	0	0	10	0	0	0	0	70
W_Laster	3	0,1	0,3	20	10	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50
H_Merken	2,5	0,4	0,6	0	70	100	0	40	35	0	0	15	0	0	5	0	5	0	0	35
W_Merken	3	0,4	0,7	0	80	100	0	35	45	0	0	15	0	0	0	0	5	0	0	45
H_Ried	3,3	0,3	0,6	80	20	0	0	10	40	0	5	0	5	0	20	15	0	0	5	40
W_Ried	3,5	0,3	0,7	80	40	0	5	35	30	0	0	0	5	0	20	5	0	0	0	30

Anhang A 7: Chemischen Messwerte der H- und W-Proben.

	pH-Wert		Leitfähigkeit [µS/cm]		O_2 Sättigung [%]		Gesamthärte [mmol/l]	
Gewässer	**H-Probe**	**W-Probe**	**H-Probe**	**W-Probe**	**H-Probe**	**W-Probe**	**H-Probe**	**W-Probe**
Ach	8,7	8,6	419	435	104,2	104,0	2,50	2,45
Ebrach	8,5	8,7	679	637	104,1	103,6	3,20	3,30
Eyach	8,6	8,5	483	494	94,5	95,4	2,70	2,70
Geltnach	8,0	8,0	363	365	98,0	98,4	2,00	2,15
Hardtbach I	8,2	8,0	518	524	100,0	91,3	3,30	3,20
Haslach	8,4	8,4	536	532	111,0	107,0	3,05	3,00
Illach	8,5	8,4	505	500	110,6	107,2	3,00	2,90
Kinschbach	7,7	8,2	645	645	109,0	112,0	3,60	3,60
Lindenbach	8,4	8,3	446	405	95,2	100,3	2,20	1,90
Murn	8,4	8,6	565	566	101,3	102,5	3,00	3,15
Rohrdorfer Ache II	8,3	8,2	534	531	163,0	184,0	2,80	2,70
Rott II	8,2	8,2	540	540	102,2	101,6	3,10	3,00
Sur II	8,0	8,0	797	797	94,8	94,8	2,70	2,70
Waldbach	8,3	8,5	521	533	107,3	106,4	2,60	2,50
Windach II	8,3	8,2	564	543	103,0	109,0	3,30	3,30
Zeller Bach	8,4	8,3	437	386	99,1	98,9	2,70	2,30

Anhang A 8: Taxa und deren Zuordnung zu den Kategorien der einzelnen Traits.

Taxa	Größe				Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus			Anzahl der Reproduktionszyklen pro Jahr				Anzahl der Reproduktionszyklen pro Individuum			Lebensdauer der Adulten				Ausbreitungspotential (im Wasser)				Ernährungstypen				
	<=5 mm	>5-10 mm	>10-20 mm	>20 mm	<=100	>100-1000	>1000	semivoltin	univoltin	plurivoltin	1	2	>2	< 10 Tage	>10-30 Tage	>30-365 Tage	>365 Tage	<=10 m	>10-100 m	>100-1000 m	>1000-10000 m	Schlinger	Zerkleinerer	Weidegänger	Detritusfresser	Filtrierer	Minierer
Nematoda Gen. sp.	0	0	0,42	0,58	0	0	0	0,14	0,44	0,42	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0,2	0,4	0	0	0	0	0	1
Ancylus fluviatilis	0,4	0,4	0,2	0	1	0	0	0	1	0	0,75	0,25	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0,25	0,75	0	0	0
Pisidium sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0,5	0,5	0	0	0,4	0,6	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Eiseniella tetraedra	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0,33	0,33	0,33	0	0	0	0	1	0	0
Lumbriculus variegatus	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0,33	0,33	0,33	0	0	0	0	1	0	0
Stylodrilus heringianus	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0,33	0,33	0,33	0	0	0	0	1	0	0
Enchytraeidae Gen. sp.	0	0,5	0,5	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0,33	0,33	0,33	0	0	0	0	1	0	0
Naididae/Tubificidae Gen. sp.	0,2	0,2	0,2	0,4	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0,33	0,33	0,33	0	0,03	0	0,14	0,83	0	0
Erpobdellidae Gen. sp.	0	0	0	1	1	0	0	0,4	0,6	0	0,3	0,6	0,1	0	0	0,14	0,86	0	0,29	0,43	0,29	1	0	0	0	0	0
Glossiphonia complanata	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0,4	0,6	0	0,25	0,75	0	0	0	0,5	0,5	0	0,29	0,43	0,29	0	0	0	0	0	0	1
Gammarus roeselii	0	0	0,25	0,75	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0,17	0,33	0,5	0	1	0	0	0	0
Gammarus fossarum	0	0	0,75	0,25	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0,17	0,33	0,5	0	1	0	0	0	0
Asellus aquaticus	0	0	1	0	0	1	0	0	0,25	0,75	0	0	1	0	0	0,25	0,75	0	0,29	0,43	0,29	0	1	0	0	0	0
Alainites muticus	0	0,25	0,75	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0,33	0,5	0,17	0	0	1	0	0	0
Baetis alpinus	0	0,75	0,25	0	0	0	1	0	0,5	0,5	1	0	0	1	0	0	0	0	0,43	0,43	0,14	0	0	1	0	0	0
Baetis lutheri	0	1	0	0	0	0	1	0	0,4	0,6	1	0	0	1	0	0	0	0	0,17	0,5	0,33	0	0	1	0	0	0
Baetis rhodani	0	0,25	0,75	0	0	0,14	0,86	0	0,25	0,75	1	0	0	1	0	0	0	0	0,33	0,5	0,17	0	0,2	0,6	0,2	0	0
Baetis sp.	0,17	0,74	0,09	0	0	0,16	0,84	0	0,32	0,68	1	0	0	1	0	0	0	0,07	0,35	0,41	0,17	0	0,02	0,86	0,12	0	0
Centroptilum luteolum	0	1	0	0	0	0,25	0,75	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0,6	0,4	0	0	0	0,6	0,4	0	0
Nigrobaetis niger	0	1	0	0	0	0,75	0,25	0	0,4	0,6	1	0	0	1	0	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	1	0	0	0
Caenis sp.	0,27	0,73	0	0	0	0,77	0,23	0	0,66	0,34	1	0	0	1	0	0	0	0,2	0,54	0,24	0,02	0	0,13	0,19	0,68	0	0
Ephemerella mucronata	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0	0	1	0	0
Torleya major	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0	0,25	0,75	0	0
Ephemera danica	0	0	0	1	0	0	1	0,75	0,25	0	1	0	0	1	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0	0	0,25	0,75	0
Ecdyonurus sp.	0	0,25	0,75	0	0	0	1	0	0,75	0,25	1	0	0	1	0	0	0	0,11	0,35	0,39	0,14	0	0,33	0,59	0,08	0	0
Epeorus assimilis	0	0	0,75	0,25	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	1	0	0	0
Rhithrogena sp.	0	0,5	0,5	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0,17	0,28	0,38	0,17	0	0	1	0	0	0
Habroleptoides confusa	0	0	1	0	0	0,25	0,75	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0,14	0,43	0,29	0,14	0	0,4	0,6	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0,75	0	0,25	0	0
Paraleptophlebia sp.	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0,43	0,43	0,14	0	0,4	0	0,6	0	0
Leuctra sp.	0	0,75	0,25	0	0	0,94	0,06	0	1	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0,36	0,36	0,27	0	0
Amphinemura sp.	0,43	0,57	0	0	0	0,91	0,09	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0,5	0,5	0	0	0,4	0,4	0,2	0	0
Nemoura sp.	0	1	0	0	0	0,25	0,75	0,13	0,75	0,13	1	0	0	0	0,38	0,63	0	0	0	0	0	0	0,75	0	0,25	0	0
Nemurella sp.	0	1	0	0	0	0,75	0,25	0,2	0,6	0,2	1	0	0	0	0,75	0,25	0	0	0,5	0,5	0	0	0,38	0,38	0,25	0	0
Protonemura sp.	0	1	0	0	0	0,14	0,86	0	0,91	0,09	1	0	0	0	0,6	0,4	0	0	0,5	0,5	0	0	0,45	0,45	0,1	0	0
Dinocras sp.	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0	0,75	0,25	0	0,25	0,75	0	0	0	0
Perla sp.	0	0	0,25	0,75	0	0,91	0,09	1	0	0	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0	0,6	0,4	0	0,25	0,75	0	0	0	0
Isoperla sp.	0	0,25	0,75	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0	0,4	0,6	0	0,23	0,7	0,07	0	0	0
Perlodes sp.	0	0	0,25	0,75	0	0,67	0,33	0,5	0,5	0	1	0	0	0,6	0,4	0	0	0,07	0,65	0,28	0	0,21	0,64	0,15	0	0	0
Brachyptera sp.	0	0,75	0,25	0	0	0,6	0,4	0	1	0	1	0	0	0	0,25	0,75	0	0	0,25	0,75	0	0	0	1	0	0	0

Anhang A 8: Fortsetzung.

Taxa	Größe				Anzahl der Nachkommen pro Reproduktionszyklus			Anzahl der Reproduktionszyklen pro Jahr			Anzahl der Reproduktionszyklen pro Individuum			Lebensdauer der Adulten				Ausbreitungspotential (im Wasser)				Ernährungstypen				
	<=5 mm	>5-10 mm	>10-20 mm	>20 mm	<=100	>100-1000	>1000	semivoltin	univoltin	plurivoltin	1	2	>2	< 10 Tage	>10-30 Tage	>30-365 Tage	>365 Tage	<=10 m	>10-100 m	>100-1000 m	>1000-10000 m	Schlinger	Zerkleinerer	Weidegänger	Detritusfresser	Filtrierer	Mineraler
Sialis sp.	0	0,4	0,6	0	0	0,75	0,25	0,75	0,25	0	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0	0,17	0,5	0,33	0,5	0,5	0	0	0	0
Elmis sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0,25	0,75	0	0	0	0,75	0,25	0	0	1	0	0	0,25	0,75	0	0	0
Esolus sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0,25	0,75	0	0	0	0,75	0,25	0	0	1	0	0	0,25	0,75	0	0	0
Limnius sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	0,75	0,25	0,25	0,75	0	0	0	0,75	0,25	0	0	1	0	0	0,12	0,88	0	0	0
Oulimnius sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0,25	0,75	0	0	0	0,75	0,25	0	0	1	0	0	0,2	0,8	0	0	0
Riolus sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0,25	0,75	0	0	0	0,75	0,25	0	0	1	0	0	0,14	0,86	0	0	0
Orectochilus villosus	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0,25	0,75	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0,5	0	0	0	0,5
Hydraena gracilis	1	0	0	0	1	0	0	0	0,75	0,25	0,5	0,5	0	0	0	0,75	0,25	0,5	0	0,5	0	0	0,5	0,5	0	0	0
Hydraena sp.	1	0	0	0	1	0	0	0	0,75	0,25	0,65	0,35	0	0	0	0,75	0,25	0,76	0	0,24	0	0	0,5	0,5	0	0	0
Hydrocyphon deflexicollis Lv.	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0,5	0,5	0	0	0
Brachycentrus subnubilus	0	0,33	0,67	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Micrasema minimum	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0,86	0	0	0
Micrasema setiferum	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Agapetus sp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0,82	0,18	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Glossosoma sp.	0	1	0	0	0	1	0	0,09	0,82	0,09	1	0	0	1	0	0	0	0	0,75	0,25	0	0	0	1	0	0	0
Silo sp.	0	0,81	0,19	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0,69	0,31	0	0	0,25	0,75	0	0	0	0	1	0	0	0
Hydropsyche sp.	0	0	1	0	0	1	0	0	0,6	0,4	1	0	0	0,25	0,75	0	0	0,13	0,38	0,38	0,13	0	0	0	0	1	0
Hydroptila sp.	0,86	0,14	0	0	0,5	0,5	0	0	0,14	0,86	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0,6	0,2	0,2	0	0	0,21	0,16	0,16	0	0,47
Athripsodes sp.	0	0,5	0,5	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0	0,6	0,2	0,2	0	1	0	0	0	0
Limnephilidae Gen. sp.	0	0,08	0,68	0,25	0	1	0	0,03	0,93	0,03	1	0	0	0	0,37	0,63	0	0,04	0,49	0,32	0,15	0,03	0,81	0,13	0	0,02	0
Odontocerum albicorne	0	0	0,75	0,25	0	1	0	0	0,5	0,5	0	1	0	0	0,25	0,75	0	0	0,33	0,5	0,17	0	0,75	0,25	0	0	0
Philopotamus sp.	0	0,25	0,75	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0,6	0
Polycentropodidae Gen. sp.	0	0,18	0,77	0,05	0	1	0	0,04	0,47	0,49	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0,17	0,53	0,24	0,06	0,02	0,85	0,02	0	0,1	0
Lype reducta	0	0,75	0,25	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0,43	0,43	0	0,14	0
Tinodes sp.	0	0,86	0,14	0	0	1	0	0	0,25	0,75	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0,4	0,6	0	0	0	0	0,75	0	0,25	0
Rhyacophila sp.	0	0	0,86	0,14	0,08	0,92	0	0,11	0,86	0,04	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0,25	0,75	0	0	0	0
Sericostoma sp.	0	0	1	0	0	1	0	0,11	0,67	0,22	1	0	0	0,75	0,25	0	0	0	0,75	0,25	0	0	0,5	0,5	0	0	0
Atherix ibis	0	0	0	1	0	1	0	0,25	0,75	0	1	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	1
Ibisia marginata	0	0	1	0	0	1	0	0,25	0,75	0	1	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae Gen. sp.	0,32	0,32	0,37	0	0	1	0	0	0,61	0,39	0	0,5	0,5	0	1	0	0	1	0	0	0	0,22	0,14	0,21	0,44	0	0
Chironominae Gen. sp.	0,18	0,36	0,27	0,18	0,33	0,33	0,33	0	0,4	0,6	0,75	0,25	0	0,8	0,2	0	0	0,33	0,33	0,33	0	0,06	0,22	0,17	0,33	0,17	0,06
Diamesinae Gen. sp.	0,2	0,6	0,2	0	0,33	0,33	0,33	0	0,25	0,75	1	0	0	1	0	0	0	0,33	0,33	0,33	0	0	0	0,5	0,17	0,17	0,17
Orthocladiinae Gen. sp.	0,2	0,6	0,2	0	0	1	0	0	0,25	0,75	1	0	0	1	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0	0,5	0,17	0,17	0,17
Prodiamesinae Gen. sp.	0,2	0,6	0,2	0	0,33	0,33	0,33	0	0,25	0,75	1	0	0	1	0	0	0	0,33	0,33	0,33	0	0	0	0,5	0,17	0,17	0,17
Tanypodinae Gen. sp.	0,17	0,5	0,33	0	0,33	0,33	0,33	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0,2	0,6	0,2	0	1	0	0	0	0	0
Empididae Gen. sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0,66	0,34	1	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0	1	0	0	0	0	0
Antocha sp.	0	0,4	0,6	0	0	0	0	0	0,75	0,25	1	0	0	1	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0,2	0,6	0	0,2	0	0
Eloeophila sp.	0	0,75	0,25	0	0	0	0	0	0,75	0,25	1	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0,6	0,2	0,2	0	0	0
other Limoniidae	0,17	0,75	0,08	0	0	0	0	0	0,75	0,25	1	0	0	1	0	0	0	0,67	0,33	0	0	0,2	0,07	0,33	0,4	0	0
Dicranota sp.	0	0	0,17	0,83	0	0	0	0	0,75	0,25	1	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0	1	0	0	0	0	0
Psychodidae Gen. sp.	0	1	0	0	1	0	0	0	0,25	0,75	1	0	0	1	0	0	0	0	0,4	0,6	0	0	0,5	0,17	0,33	0	0
Prosimulium sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0,4	0,6	1	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0,17	0,5	0,33	0	0	0,25	0	0,75	0
Simulium sp.	0,4	0,6	0	0	0	0	0	0	0,4	0,6	1	0	0	0,2	0,6	0,2	0	0	0,17	0,5	0,33	0	0	0,25	0	0,75	0
Tabanidae Gen. sp.	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0,75
Tipula sp.	0	0	0	1	0	1	0	0,2	0,6	0,2	1	0	0	1	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0,29	0,43	0	0,29	0	0

Anhang A 9: Nachgewiesene Taxa der Gewässer des Typs 3.1 mit Zuordnung einer Wertigkeit im Hinblick auf den „Fauna-Index Typ 3.1“.

Taxonomische Gruppe	Index-Wert
Turbellaria	
Turbellaria Gen. sp.	0
Dugesia gonocephala	1
Dugesia sp.	0
Polycelis sp.	0
Mollusca	
Galba truncatula	0
Ancylus fluviatilis	0
Bathyomphalus contortus	0
Planorbidae Gen. sp.	0
Bithynia tentaculata	0
Pisidium amnicum	0
Pisidium sp.	0
Sphaerium sp.	0
Oligochaeta	
Haplotaxis gordioides	0
Eiseniella tetraedra	0
Oligochaeta Gen. sp.	0
Lumbriculidae Gen. sp.	0
Lumbriculus variegatus	0
Stylodrilus heringianus	-1
Enchytraeidae Gen. sp.	0
Naididae/Tubificidae Gen. sp.	0
Stylaria lacustris	0
Hirudinea	
Erpobdella sp.	-2
Erpobdella vilnensis	-2
Erpobdellidae Gen. sp.	-2
Dina punctata	-2
Glossiphonia complanata	-2
Glossiphonia sp.	-2
Helobdella stagnalis	-2
Piscicolidae Gen. sp.	0
Crustaceae	
Gammarus fossarum	1
Gammarus pulex	0
Gammarus roeselii	0
Gammarus sp.	0
Asellus aquaticus	-2
Ephemeroptera	
Alainites muticus	2
Baetis alpinus	2
Baetis alp/luth/mela/varda[1]	2
Baetis lutheri	2
Baetis melanonyx	2
Baetis rhodani	0
Baetis sp.	0
Centroptilum luteolum	0
Baetis niger	2
Caenis horaria	0
Caenis macrura	0
Caenis rivulorum	1
Caenis sp.	0
Ephemerella mucronata	1
Torleya major	0
Ephemera danica	1
Ecdyonurus helveticus-Gr.	2
Ecdyonurus sp.	1
Ecdyonurus venosus-Gr.	1
Epeorus assimilis	1
Heptageniidae Gen. sp.	1
Rhithrogena semicolorata-Gr.	2
Rhithrogena sp.	2
Habroleptoides confusa	2
Habroleptoides sp.	2
Habrophlebia lauta	0
Leptophlebia marginata	1
Leptophlebiidae Gen. sp.	0
Leptophlebia (Paraleptophlebia) sp.	1
Leptophlebia submarginata	1
1 Baetis alpinus/lutheri/melanonyx/vardarensis	
2 Elmis aenea/maugetii/rietscheli/rioloides Ad.	

Taxonomische Gruppe	Index-Wert
Odonata	
Calopteryx virgo	0
Gomphus vulgatissimus	1
Onychogomphus forcipatus	1
Ophiogomphus cecilia	1
Plecoptera	
Capnopsis schilleri	2
Siphonoperla sp.	2
Leuctra brauneri	2
Leuctra sp.	1
Amphinemura sp.	2
Nemoura sp.	1
Nemoura/Nemurella sp.	0
Nemurella pictetii	0
Protonemura sp.	2
Dinocras sp.	2
Perla abdominalis	1
Perla marginata	2
Perla sp.	1
Perlidae Gen. sp.	1
Isoperla sp.	0
Perlodes sp.	0
Brachyptera risi	1
Brachyptera seticornis	1
Brachyptera sp.	1
Taeniopteryx sp.	2
Heteroptera	
Aphelocheirus aestivalis	0
Corixidae Gen. sp.	0
Megaloptera	
Sialis fuliginosa	0
Sialis sp.	0
Coleoptera	
Dytiscidae Gen. sp. Lv.	0
Oreodytes sanmarkii Ad.	1
Elmis latreillei Ad.	2
Elmis obscura Ad.	1
Elmis aen/maug/riet/rio Ad.	0
Elmis sp. Lv.	0
Esolus parallelepipedus Ad. [2]	2
Esolus sp. Lv.	2
Limnius muelleri/opacus Ad.	2
Limnius perrisi Ad.	0
Limnius sp. Lv.	0
Limnius volckmari Ad.	0
Macronychus quadrituberculatus Ad.	2
Macronychus quadrituberculatus Lv.	2
Oulimnius sp. Lv.	1
Oulimnius tuberculatus Ad.	1
Riolus cupreus Ad.	2
Riolus sp. Ad.	2
Riolus sp. Lv.	2
Riolus subviolaceus Ad.	2
Orectochilus villosus Ad.	1
Orectochilus villosus Lv.	1
Hydraena belgica Ad.	1
Hydraena gracilis Ad.	1
Hydraena minutissima Ad.	2
Hydraena sp. Ad.	1
Elodes minuta-Gr. Lv.	1
Elodes sp. Lv.	1
Hydrocyphon deflexicollis Lv.	2
Trichoptera	
Brachycentrus maculatus	2
Brachycentrus subnubilus	1
Micrasema longulum	2
Micrasema setiferum	2
Agapetus ochripes	2
Agapetus sp.	2
Glossosoma boltoni	1
Glossosoma conformis	2
Glossosoma sp.	1

Taxonomische Gruppe	Index-Wert
Trichoptera (Fortsetzung)	
Silo nigricornis/piceus	0
Silo pallipes	0
Silo piceus	0
Goeridae Gen. sp.	0
Cheumatopsyche lepida	0
Hydropsyche angustipennis	0
Hydropsyche bulbifera	1
Hydropsyche dinarica	1
Hydropsyche instabilis	1
Hydropsyche pellucidula-Gr.	0
Hydropsyche saxonica	1
Hydropsyche siltalai	0
Hydropsyche sp.	0
Hydropsyche tenuis	2
Hydroptila sp.	0
Hydroptilidae Gen. sp.	0
Lasiocephala basalis	0
Lepidostoma hirtum	0
Athripsodes bilineatus	0
Athripsodes sp.	0
Oecetis testacea	0
Allogamus auricollis	0
Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.	0
Halesus sp.	0
Hydatophylax infumatus	0
Limnephilidae Gen. sp.	0
Limnephilini Gen. sp.	0
Potamophylax sp.	2
Odontocerum albicorne	2
Philopotamus ludificatus	2
Philopotamus montanus	2
Philopotamus sp.	2
Cyrnus trimaculatus	0
Neureclipsis bimaculata	0
Plectrocnemia sp.	0
Polycentropodidae Gen. sp.	0
Polycentropus flavomaculatus	0
Lype sp.	1
Psychomyia pusilla	1
Tinodes sp.	1
Rhyacophila dorsalis-Gr.	0
Rhyacophila sp.	0
Rhyacophila tristis	2
Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	0
Sericostoma sp.	0
Diptera	
Atherix ibis	0
Ibisia marginata	0
Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.	0
Chironominae Gen. sp.	0
Chironomini Gen. sp.	0
Tanytarsini Gen. sp.	0
Chironomidae Gen. sp.	0
Prodiamesa olivacea	0
Tanypodinae Gen. sp.	0
Chelifera sp.	0
Clinocerinae Gen. sp.	0
Empididae Gen. sp.	0
Hemerodromia sp.	0
Antocha sp.	1
Eloeophila sp.	1
Limoniidae Gen. sp.	1
Rhypholophus sp.	1
Limnophora sp.	0
Dicranota sp.	0
Psychodidae Gen. sp.	1
Ptychoptera sp.	0
Prosimulium sp.	0
Simulium sp.	0
Tabanidae Gen. sp.	0
Tipula sp.	0

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich meine Dissertation

„Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen der Fließgewässer vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie“

selbständig, ohne unerlaubte Hilfe angefertigt und mich dabei keiner anderen als der von mir ausdrücklich bezeichneten Quellen und Hilfen bedient habe.

Die Dissertation wurde in der jetzigen oder einer ähnlichen Form noch bei keiner anderen Hochschule eingereicht und hat noch keinen sonstigen Prüfungszwecken gedient.

Marburg, 15. November 2005

(Andrea Sundermann)

Curriculum vitae

Persönliche Daten	Andrea Sundermann geboren am 17.02.1976 in Ibbenbüren / Westfalen

Schulbildung

1982 – 1986	Besuch der St. Barbara-Grundschule in Ibbenbüren
1986 – 1995	Besuch des Goethe-Gymnasiums in Ibbenbüren
1995	Allgemeine Hochschulreife

Hochschulbildung – Studium der Biologie an der Philipps-Universität Marburg

1995 – 1997	Grundstudium
1997	Vordiplom
1997 – 2001	Hauptstudium
2001	Diplomprüfung in den Fächern Ökologie/Limnologie, Spezielle Botanik und Mykologie, Spezielle Zoologie und Evolution der Tiere
2001	Diplomarbeit zum Thema: „Untersuchungen zur Autökologie von Stempellina montivaga / Stempellina spec. nov. (Diptera, Chironomidae), einer köcher-bauenden Zuckmücke helokrener Quellen“

Berufstätigkeit

seit 2002	Wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung des Forschungsinstituts Senckenberg