

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES  
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,  
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 298 24 777  
UBA-FB 000348



**Leitbildbezogenes biozönotisches  
Bewertungsverfahren für  
Fließgewässer in der  
Bundesrepublik Deutschland  
-Ein erster Beitrag zur integrierten  
ökologischen  
Fließgewässerbewertung-**

von

**Regina Biss  
Peter Kübler  
Istvan Pinter  
Ulrich Braukmann**

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei

**Vorauszahlung von 10,00 €**

durch Post- bzw. Banküberweisung,  
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der  
Postbank Berlin (BLZ 10010010)  
Fa. Werbung und Vertrieb,  
Ahornstraße 1-2,  
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte  
eine schriftliche Bestellung mit Nennung  
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**  
und der **Anschrift des Bestellers** an die  
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr  
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und  
Vollständigkeit der Angaben sowie für  
die Beachtung privater Rechte Dritter.  
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten  
und Meinungen müssen nicht mit denen des  
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt  
Postfach 33 00 22  
14191 Berlin  
Tel.: 030/8903-0  
Telex: 183 756  
Telefax: 030/8903 2285  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 3.4  
Dr. Bettina Rechenberg

Berlin, November 2002

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 000348	2.	3.
4. Titel des Berichts Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland -Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung-		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Regina Biss, Peter Kübler Istvan Pinter Ulrich Braukmann	8. Abschlussdatum 30.04.2002	9. Veröffentlichungsdatum
	6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)  Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Abteilung 4 – Wasser Altlasten Postfach 21 07 52 76157 Karlsruhe	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin	10. UFOPLAN-Nr. 29824777	11. Seitenzahl 160; Anhang ca. 200
	12. Literaturangaben 159	13. Tabellen und Diagramme 25
	13. Tabellen und Diagramme 25	14. Abbildungen 83; 21 Karten
	14. Abbildungen 83; 21 Karten	
15. Zusätzliche Angaben		
<p>16. Zusammenfassung</p> <p>Im vorliegenden Projekt wurde ein erster Beitrag zur integrierten Fließgewässerbewertung mit dem Makrozoobenthos im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet. Die entwickelten Bewertungsverfahren basieren auf von den Bundesländern bereitgestellten biologischen Daten. Den ökologischen Zustand leitbildbezogen und typenspezifisch zu bewerten, erwies sich als außerordentlich schwierig, da mit dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial keine eindeutige biozönotische Typentrennung möglich war. Vor diesem Hintergrund sind vier den Anforderungen der EG-WRRL konforme Verfahren konzipiert worden, von denen zwei weitgehend fertig entwickelt und in Testgebieten erprobt werden konnten. Das <b>Verfahren I</b> basiert auf zonenspezifischen Indizes für die Fließgewässerzonen des Rhithrals und Potamals, die zur Bewertung der ökologischen Qualität mit autökologischen Angaben der Arten in Form von Ökologie-Werten (ECO-Werte) arbeiten. Zur Bewertung der ökologischen Qualität kamen zwei Algorithmen zum Einsatz:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Quadrierung der ECO-Werte, Mittelwertbildung, theoretischer Maximalwert 25 (<b>Rhithrontypieindex</b>)</li> <li>- Berücksichtigung der Häufigkeiten, Berechnung eines gewichteten Mittelwertes analog der Berechnung des Saprobienindex, theoretischer Maximalwert 5 (<b>Benthosindex</b>).</li> </ul> <p><b>Verfahren II</b> kombiniert den in Verfahren I entwickelten Benthosindex mit dem Saprobienindex (= <b>Multimetrischer Index</b>) und bezieht auf diese Weise die organische Belastung in die ökologische Zustandsbewertung mit ein. Beide Verfahren wurden in verschiedenen geographischen Naturräumen getestet und ergaben – von ortskundigen Experten überprüft – plausible Ergebnisse, die bei der Zusammenschau aller bestimmenden Faktoren dem ökologischen Zustand gerecht werden.</p> <p>Die Frage nach dem Aufwand biologischer Untersuchungen hinsichtlich des Bestimmungsniveaus wurde untersucht und dahingehend beantwortet, dass in der Regel Arten bestimmt werden sollten.</p> <p>Für die künftige Fließgewässerbewertung in Deutschland wird ein ökologisch orientiertes indikatives Bewertungsverfahrens empfohlen, bei dem die saprobielle Belastung in Form eines Multimetrischen Index in die Bewertung einfließt. Der hier vorgeschlagene <b>Multimetrische Index</b> stellt eine mögliche und angemessene Form der komplexen aber verständlichen und transparenten Bewertungsmethode dar.</p>		
17. Schlagwörter Bewertungsverfahren, Makrozoobenthos, Biozönose, Leitbild, EG-Wasserrahmenrichtlinie, Saprobienindex, Rhithrontypieindex, Benthosindex, Multimetrischer Index, Belastung, Ökologie-Werte, Fließgewässertypen, Fließgewässerbewertung, Fließgewässerzonen, Fließgewässerlandschaften, Taxalisten.		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 000348	2.	3.
4. Report Title <b>Model-based methods for biocoenotic assessment of running waters (aquatic zone) in the Federal Republic of Germany - a preliminary study into integrated ecological assessment of running waters-</b>		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Regina Biss, Peter Kübler Istvan Pinter Ulrich Braukmann	8. Report Date 30.04.2002	
	9. Publication Date	
6. Performing Organisation (Name, Address)  Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Abteilung 4 – Wasser Altlasten Postfach 21 07 52 76157 Karlsruhe	10. UFOPLAN-Ref. No. 29824777	
	11. No. of Pages 160; Anhang ca. 200	
	12. No. of Reference 159	
7. Funding Agency (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency) Postfach 33 00 22, 14191 Berlin	13. No. of Tables, Diagrams 25	
	14. No. of Figures 83; 21 maps	
	15. Supplementary Notes	
16. Abstract The present project involved a preliminary study into integrated assessment of running waters involving the benthic macroinvertebrates, in accordance with the European Framework Directive on Water. Assessment methods were developed in the study on the basis of biological data supplied by the German Federal States. Performance of a model-based assessment of the ecological status for specific biocoenosis types proved exceptionally difficult, as the data material available did not permit explicit distinction according to biocoenosis type. In the face of these difficulties, four methods complying with the European Framework Directive on Water were drawn up; two of these were developed largely to completion and applied in test areas. <b>Method I</b> is based upon zone-specific indices for the running water zones of the rhithral and potamal which exploit autecological data on the species in the form of ecological values (ECO values) for assessment of the ecological quality. Two algorithms were employed for assessment of the ecological quality: - squaring of the ECO values, averaging, theoretical maximum value 25 ( <b>rhithron type index</b> ); - consideration of the densities, calculation of a weighted mean by the method employed for calculation of the saprobic index, theoretical maximum value 5 ( <b>benthic index</b> ). <b>Method II</b> combines the benthic index developed in Method I with the saprobic index (= <b>multimetric index</b> ), thereby also taking the organic pollution into account in the ecological status assessment. Both methods were tested in different geographical natural areas, and yielded plausible results, reviewed by experts familiar with the area concerned, which accurately reflect the ecological status in consideration of all relevant factors. Attention was paid to the scale of biological studies to be performed with regard to the level of assessment. The essential conclusion was that species should generally be determined. For future assessment of running waters in Germany, an ecology-based indicator assessment method is recommended in which the saprobic pollution is considered in the assessment in the form of a multimetric index. The <b>multimetric index</b> proposed here represents one possible and suitable form of the complex, but comprehensible and transparent assessment method.		
17. Keywords assessment method, benthic macroinvertebrates, biocoenosis, model-based method, European Framework Directive on Water, saprobic index, rhithron type index, benthic index, multimetric index, pollution, ecological values, running water types, assessment of running waters, running water zones, running water landscapes, lists of taxa		
18. Price	19.	20.

Umweltforschungsplan  
des Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Gewässerschutz

Förderkennzeichen (UFOPLAN) 298 24 777

Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer  
(aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland

-Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung-

von

Regina Biss  
Peter Kübler  
Istvan Pinter  
Ulrich Braukmann

Landesanstalt für Umweltschutz  
Baden-Württemberg

Präsidentin Margareta Barth

Im Auftrag  
des Umweltbundesamtes

April 2002



# Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis  
Tabellenverzeichnis  
Kartenverzeichnis

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>5</b>
2.1	EU-Wasserrahmenrichtlinie .....	5
2.2	Aufgabenstellung .....	5
2.3	Planung und Verlauf der Vorhabens .....	7
<b>3.3</b>	<b>Material und Methoden</b> .....	<b>9</b>
3.1	Datengrundlage und Datenherkunft .....	9
3.2	Datenmaterial der Bundesländer .....	10
3.3	Qualität der Daten .....	16
3.4	Datenbank .....	17
3.4.1	Struktur der Datenbank .....	18
3.4.2	DV-Schlüssel der Taxa.....	20
3.5	Gewässersteckbriefe.....	21
3.6	Mathematisch-statistische Methoden.....	24
3.6.1	Ähnlichkeitsvergleiche der Fließgewässertypen.....	24
3.6.1.1	Referenzlisten.....	24
3.6.1.2	Berechnung der Ähnlichkeit von Biozönosen .....	25
3.6.2	Darstellung von Einzelwerten in Form von Boxplots .....	26
3.6.3	Diversitätsindizes.....	27
3.6.3.1	Diversitätsindex nach Shannon-Weaver.....	27
3.6.3.2	Diversitätsindex nach Organismengruppen.....	27
3.7	Fließgewässerlandschaften und Fließgewässertypen .....	28
3.7.1	Geomorphologische Grundtypen .....	28
3.7.2	Projektbezogene Zusammenfassung der Fließgewässertypen .....	30
3.7.3	Fließgewässerzonen .....	32
3.8	Modellgebiete .....	32
<b>4</b>	<b>Methodische Vorarbeiten</b> .....	<b>36</b>
4.1	Probenahmen und Beprobungsfrequenz .....	36
4.2	Das Artenspektrum.....	41
4.3	Längszonale Verteilung der Arten.....	42
4.4	Taxonomische Grundlagen .....	46
4.4.1	Taxalisten .....	46
4.4.2	Schlüsselarten .....	46
4.4.3	Unterschiedliche Bestimmungsniveaus .....	47
4.5	Bewertungsmethoden .....	53
4.5.1	Bestehende Fließgewässerbewertung.....	53
4.5.2	Fließgewässertypen und Saprobienindex.....	53
4.5.3	Diversität ausgewählter Biozönosen.....	55
<b>5</b>	<b>Ergebnisse</b> .....	<b>59</b>
5.1	Verfahrensansätze ökologischer Fließgewässerbewertungen.....	59

<b>5.1.1</b>	<b>Zonenspezifische Indizes - Verfahrensansatz I</b> .....	<b>60</b>
5.1.1.1	Ökologie-Werte (ECO-Werte) .....	61
5.1.1.2	Rhithrontypieindex (RTI) .....	63
5.1.1.3	Benthosindex (BI) .....	63
5.1.1.3.1	Leitgrößen zur Ermittlung der Längszonen.....	64
5.1.1.3.2	Entscheidungsschema für die zonale Zuordnung .....	69
<b>5.1.2</b>	<b>Multimetrische Indizes – Verfahrensansatz II</b> .....	<b>70</b>
5.1.2.1	Multimetrischer Index auf Artniveau.....	70
5.1.2.2	Multimetrischer Index auf Probenniveau .....	71
<b>5.1.3</b>	<b>Ökologische Bewertungsklassen zu Verfahrensansatz I und II</b> .....	<b>73</b>
<b>5.1.4</b>	<b>Leitbildbezogene typologische Bewertung - Verfahrensansatz III</b> .....	<b>75</b>
5.1.4.1	Bewertungskriterien und Gesamtbewertung.....	75
5.1.4.1.1	Vergleich naturnaher Referenzen mit der untersuchten Biozönose .....	75
5.1.4.1.2	Bewertung der Qualität von Arten bzw. Gattungen .....	77
5.1.4.1.3	Zusatzbewertung mit Bonus- bzw. Malussystem .....	78
5.1.4.1.4	Gesamtbewertung der ökologischen Qualität.....	79
<b>5.1.5</b>	<b>Ökologischer Qualitätsindex - Verfahrensansatz IV</b> .....	<b>80</b>
5.2	Auswertungen.....	83
5.2.1	Typologische Ähnlichkeitsbetrachtungen .....	83
5.2.1.1	Betrachtungen auf Artniveau.....	83
5.2.1.1.1	Referenzlisten.....	83
5.2.1.1.2	Ähnlichkeitsbetrachtungen der Referenzlisten .....	84
5.2.1.1.3	Weitere Ähnlichkeitsbetrachtungen: Leitbild - Proben.....	90
5.2.1.2	Betrachtungen auf Gattungs- und Familienniveau .....	92
5.2.1.3	Zusammenfassende Betrachtung .....	95
5.2.2	Auswertungen zu den Indizes .....	97
5.2.2.1	Rhithrontypieindex und Multimetrischer Index auf Artniveau .....	97
5.2.2.1.1	Physiographische Bezugsgrößen .....	97
5.2.2.1.2	Plausibilisierung in Modellgebieten .....	102
5.2.2.2	Benthosindex und Multimetrischer Index auf Probenniveau .....	111
5.3	Verfahrenserprobung in geographischen Naturräumen	
	- Benthosindex / Multimetrischer Index auf Probenniveau - .....	113
5.3.1	Erprobung der Verfahren in Baden-Württemberg.....	113
5.3.1.1	Übersichtsbewertung Baden-Württemberg (LAWA 2000).....	113
5.3.1.2	Ausgewählte Flussgebiete in Baden-Württemberg .....	123
5.3.2	Erprobung der Verfahren in den Bundesländern .....	136
5.3.2.1	Bayern.....	136
5.3.2.2	Rheinland-Pfalz .....	144
5.3.2.3	Schleswig-Holstein .....	150
5.3.2.4	Vergleich des Handlungsbedarfs	
	Referenzgewässer - degradierte Gewässer .....	156
<b>6</b>	<b>Diskussion</b> .....	<b>157</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>161</b>
Anhang I:	Hintergrundinformationen zum Text	
Anhang II:	Karten, Tabellen und Graphiken der Bundesländer	
Anhang III:	Taxaliste	
Anhang IV:	Handbuch zur Datenbank	

# Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1:	Startfenster der Datenbank. ....	17
Abb. 3.2:	Struktur der Access-Datenbank .....	19
Abb. 3.3:	Beispiel eines Gewässersteckbriefes .....	23
Abb. 3.4:	Muster eines Boxplot .....	26
Abb. 3.5:	Elzoberlauf unterhalb von Elzach .....	34
Abb. 3.6:	Ausgebauter Elzunterlauf oberhalb von Riegel .....	34
Abb. 3.7:	Oberlauf des Kraichbachs .....	35
Abb. 3.8:	Ausgebauter Kraichbachunterlauf.....	35
Abb. 4.1:	Beprobungsfrequenz und mittlere Plecoptera-Taxazahl (Frühjahrsprobenahmen).....	37
Abb. 4.2:	Beprobungsfrequenz und mittlere Plecoptera-Taxazahl (Herbstprobenahmen) .	37
Abb. 4.3:	Beprobungsfrequenz und mittlere Plecoptera-Taxazahl (Frühjahrs- und Herbstprobenahmen) .....	38
Abb. 4.4:	Beprobungen nach Jahreszeiten und mittlere Plecoptera-Taxazahlen .....	39
Abb. 4.5:	Beprobungen nach Jahreszeiten und mittlere Plecoptera-Taxazahlen getrennt nach Höhenbereichen .....	40
Abb. 4.6:	Beprobungen nach Jahreszeiten und mittlere Plecoptera-Taxazahlen getrennt nach Bundesländern .....	40
Abb. 4.7:	Anzahl der Proben in Korrelation zur Artenzahl von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen.....	41
Abb. 4.8:	Anzahl der für die Fließgewässerzonen typischen Arten für das Mittelgebirge (Granit, Gneis, Schiefer, Buntsandstein) - sortiert nach Quellentfernungen.....	43
Abb. 4.9:	Anzahl der für eine Fließgewässerzone typischen Arten für das Norddeutsche Tiefland - sortiert nach Quellentfernungen (* = Mischproben) .....	44
Abb. 4.10:	Anzahl der Krenal-, Rhithral- und Potamalarten im Mittelgebirge (Granit, Gneis, Schiefer, Buntsandstein) - sortiert nach Quellentfernungs-klassen .....	44
Abb. 4.11:	Anzahl der Krenal-, Rhithral- und Potamalarten im Norddeutschen Tiefland - sortiert nach Quellentfernungsklassen.....	45
Abb. 4.12:	Saprobienindex (SI) ermittelt auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Gattungsniveau .....	48
Abb. 4.13:	Saprobienindex (SI) auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Familieniveau .....	49
Abb. 4.14:	Trendlinien des Saprobienindex (SI) bei Berücksichtigung des Art-, Gattungs- und Familienniveaus .....	50
Abb. 4.15:	Rhithrontypieindex (RTI) auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Gattungsniveau .....	51
Abb. 4.16:	Rhithrontypieindex (RTI) auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Familienniveau .....	51
Abb. 4.17:	Trendlinien des Rhithrontypieindex (RTI) bei Berücksichtigung des Art-, Gattungs- und Familienniveaus .....	52
Abb. 4.18:	Die Saprobienindizes der Fließgewässertypen. ....	54
Abb. 4.19:	Diversitätsindex nach Shannon-Weaver für Referenz- und degradierte Gewässer.....	55
Abb. 4.20:	Diversitätsindex nach Shannon-Weaver für Rhithral- und Potamalgewässer (Referenz- und degradierte Gewässer.....	56

Abb. 4.21:	Streuung der Diversitätsindizes nach Shannon-Weaver für Referenz- und degradierte Rhithralgewässer .....	56
Abb. 4.22:	Diversitätsindex Organismengruppen für Referenz- und degradierte Gewässer.	57
Abb. 4.23:	Diversitätsindex Organismengruppen für Rhithral- und Potamalgewässer (Referenz- und degradierte Gewässer) .....	57
Abb. 4.24:	Streuung des Diversitätsindex Organismengruppen für Referenz- und degradierte Rhithralgewässer .....	58
Abb. 5.1:	Übersicht über die vier Verfahrensansätze.....	60
Abb. 5.2:	Beziehung zwischen Benthosindex-Rhithral (BfR) und Höhenlage (Höhenbereich 100 bis 300 m).....	66
Abb. 5.3:	Beziehung zwischen Benthosindex-Rhithral (BfR) und mittlerem Talgefälle (Höhenbereich 100 bis 300 m).....	66
Abb. 5.4:	Beziehung zwischen Benthosindex-Rhithral (BfR) und Quellentfernung. (Höhenbereich 100 bis 300 m).....	67
Abb. 5.5:	Mittleres Talgefälle in Relation zum Längszonierungsindex Bewertung mit dem Benthosindex .....	68
Abb. 5.6:	Entscheidungsschema für die Bewertung mit dem Benthosindex .....	69
Abb. 5.7:	Beispiel-Struktogramm.....	81
Abb. 5.8:	Ähnlichkeit der untersuchten Fließgewässertypen .....	86
Abb. 5.9:	Weit verbreitete Arten in den untersuchten Fließgewässertypen.....	88
Abb. 5.10:	Typspezifische Arten in den untersuchten Fließgewässertypen .....	89
Abb. 5.11:	Übereinstimmung der Proben „Kiesgepr. geschiebereiche Fließgewässer der Alpen“ mit den Referenzlisten aller Fließgewässertypen. ....	91
Abb. 5.12:	Übereinstimmung der Proben „kleine Fließgewässer der Mittelgebirge (Kalklandschaften)“ mit den Referenzlisten aller Fließgewässertypen. ....	91
Abb. 5.13:	Übereinstimmung der Proben „kleine Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes“ mit den Referenzlisten aller Fließgewässertypen.....	92
Abb. 5.14:	Ähnlichkeit acht ausgewählter Fließgewässertypen (Gattungsniveau).....	93
Abb. 5.15:	Ähnlichkeit acht ausgewählter Fließgewässertypen (Familienniveau).....	94
Abb. 5.16:	Typspezifische Familien beim Vergleich der Fließgewässertypen.....	95
Abb. 5.17:	Rhithrontypieindex (RTI) über den Saprobienindex (SI-DIN) aufgetragen, unterteilt nach Quellentfernungsklassen (Mischproben) .....	98
Abb. 5.18:	Rhithrontypieindex (RTI) bei verschiedenen Höhenlagen, nach Quellentfernung aufgeschlüsselt (Mischproben) .....	99
Abb. 5.19:	Rhithrontypieindex (RTI) aufgetragen gegen Strukturgüteklasse, nach Quellentfernung aufgeschlüsselt (Einzelproben).....	100
Abb. 5.20:	Rhithrontypieindex (RTI) aufgetragen gegen Substratklasse, nach Quellentfernung aufgeschlüsselt (Mischproben) .....	101
Abb. 5.21:	Beziehung zwischen dem Rhithrontypieindex (RTI) und dem Saprobienindex (SI-DIN) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgüteklasse..	105
Abb. 5.22:	Beziehung zwischen dem Saprobienindex (SI-DIN) und dem Rhithrontypieindex-Matrix (RTI-Matrix) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgüteklasse.....	106
Abb. 5.23:	Beziehung zwischen dem Rhithrontypieindex (RTI) und dem Saprobienindex (SI-DIN) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgüteklasse.	109

Abb. 5.24: Beziehung zwischen dem Rhithrontypieindex-Matrix (RTI-Matrix) und dem Saprobienindex (Sf-DIN) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgüteklasse.....	110
Abb. 5.25: Saprobienindex (Sf-DIN) und Benthosindex (BI) aufgetragen nach Höhenlage, (Mischproben).....	112
Abb. 5.26: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer - Saprobienindex...	120
Abb. 5.27: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer - Benthosindex .....	120
Abb. 5.28: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer – Multimetrischer Index (Matrix 2).....	121
Abb. 5.29: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer – Multimetrischer Index .....	121
Abb. 5.30: Potentieller Handlungsbedarf bei den LAWA 2000-Gewässern abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index	122
Abb. 5.31: Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Saprobienindex .....	127
Abb. 5.32: Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Benthosindex.....	127
Abb. 5.33: Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam – Multimetrischer Index .....	128
Abb. 5.34: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern des Elz-Dreisam-Gebietes, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index .....	128
Abb. 5.35: Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Saprobienindex.....	134
Abb. 5.36: Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Benthosindex.....	134
Abb. 5.37: Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach – Multimetrischer Index..	135
Abb. 5.38: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern des Kraichbach-Leimbach-Gebietes, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index .....	135
Abb. 5.39: Bewertung der Fließgewässer Bayerns anhand des Saprobienindex nach 5 ökologischen Klassen.....	142
Abb. 5.40: Bewertung der Fließgewässer Bayerns anhand des Benthosindex nach 5 ökologischen Klassen.....	142
Abb. 5.41: Bewertung der Fließgewässer Bayerns anhand des Multimetrischen Index nach 5 ökologischen Klassen.....	143
Abb. 5.42: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern Bayerns, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index .....	143
Abb. 5.43: Bewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz anhand des Saprobienindex nach 5 ökologischen Klassen.....	148
Abb. 5.44: Bewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz anhand des Benthosindex nach 5 ökologischen Klassen.....	148
Abb. 5.45: Bewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz anhand des Multimetrischen Index nach 5 ökologischen Klassen.....	149
Abb. 5.46: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern Rheinland-Pfalz, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index	149
Abb. 5.47: Bewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins anhand des Saprobienindex nach 5 ökologischen Klassen.....	154
Abb. 5.48: Bewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins anhand des Benthosindex nach 5 ökologischen Klassen.....	154
Abb. 5.49: Bewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins anhand des Multimetrischen Index nach 5 ökologischen Klassen.....	155

Abb. 5.50: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern Schleswig-Holsteins, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index .....	155
Abb. 5.51: Vergleich des Handlungsbedarfs von Referenzgewässern und degradierten Gewässern in Bayern, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein .....	156

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1:	Übersicht über die wichtigsten Stammdaten.....	10
Tabelle 3.2:	Individuenzahlen und Häufigkeitsklassen (LfU 1992).....	10
Tabelle 3.3:	Bedingungen für die Einstufung in Referenzgewässer und degradierte Gewässer.....	10
Tabelle 3.4:	Übersicht über die Anzahl der Probestellen und der Probenahmen zu den Datenpaketen.....	12
Tabelle 3.5:	Übersicht über die von den Bundesländern bereitgestellten Daten (Referenzgewässer und degradierte Gewässer).....	13
Tabelle 3.6:	Fließgewässertypen Deutschlands modifiziert nach Schmedtje, Sommerhäuser, Braukmann, Briem, Haase & Hering, Stand 22.11.2000 .....	29
Tabelle 3.7:	Zusammenfassung der Fließgewässertypen .....	31
Tabelle 3.8:	Zuordnung der Quellentfernung zu den Einzugsgebietsgrößen.....	31
Tabelle 3.9:	Kurzcharakteristik der zwei Flussgebiete in Baden-Württemberg.....	33
Tabelle 5.1:	Fünfstufiges Verfahren: (gemäß EU-Rahmenrichtlinie):.....	61
Tabelle 5.2:	Kriterien zur Auf- und Abwertung bei der Vergabe von ECO-Werten.....	62
Tabelle 5.3:	Matrix aus Saprobienindex, ökoregional skaliert und Rhithrontypie (Artniveau) .....	71
Tabelle 5.4:	Multimetrischer Index nach Matrix 1 .....	72
Tabelle 5.5:	Multimetrischer Index nach Matrix 2 .....	72
Tabelle 5.6:	Multimetrischer Index nach Matrix 3 .....	72
Tabelle 5.7:	Übersicht über die Zusammenfassung der Klassen beim Saprobienindex.....	73
Tabelle 5.8:	Übersicht über die Bewertungsklassen beim Rhithrontypieindex .....	73
Tabelle 5.9:	Übersicht über die Bewertungsklassen beim Benthosindex.....	75
Tabelle 5.10:	Klassifikation der Ähnlichkeit.....	76
Tabelle 5.11:	Skalenverschiebung des Saprobienindex nach Ökoregionen .....	78
Tabelle 5.12:	Matrix zum ökologischen Qualitätsindex kombiniert aus Belastungs- und Strukturindikatorwerten.....	82
Tabelle 5.13:	Fließgewässertypen mit ihren Abkürzungen und Anzahl der Probestellen.....	83
Tabelle 5.14:	Auszug aus den Referenztaxalisten der Fließgewässertypen .....	84
Tabelle 5.15:	Ähnlichkeitsklassen der Fließgewässertypen .....	84
Tabelle 5.16:	Übersicht über die Bewertungsklassen und die Strukturgütebewertungen...	102

# Kartenverzeichnis

Karte 3.1:	Übersicht der Datenlage nach Gewässerlandschaften.....	14
Karte 5.1:	Bewertung der Fließgewässer im Flussgebiet Elz-Dreisam anhand des Saprobienindex, des Rhithrontypieindex und der Strukturgüte .....	104
Karte 5.2:	Bewertung der Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland anhand des Saprobienindex, des Rhithrontypieindex (RTI und RTI-Matrix) und der Strukturgüte .....	108
Karte 5.3:	LAWA 2000 BW – Saprobienindex .....	115
Karte 5.4:	LAWA 2000 BW – Benthosindex.....	116
Karte 5.5:	LAWA 2000 BW – Multimetrischer Index (Matrix 2) .....	117
Karte 5.6:	LAWA 2000 BW – Multimetrischer Index.....	118
Karte 5.7:	Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Saprobienindex.....	124
Karte 5.8:	Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Benthosindex.....	125
Karte 5.9:	Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam – Multimetrischer Index .....	126
Karte 5.10:	Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Saprobienindex.....	131
Karte 5.11:	Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Benthosindex .....	132
Karte 5.12:	Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Multimetrischer Index.	133
Karte 5.13:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Bayerns – Saprobienindex .....	138
Karte 5.14:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Bayerns – Benthosindex .....	139
Karte 5.15:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Bayerns – Multimetrischer Index.....	140
Karte 5.16:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz – Saprobienindex ...	145
Karte 5.17:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz – Benthosindex.....	146
Karte 5.18:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz – Multimetrischer Index.....	147
Karte 5.19:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins – Saprobienindex .....	151
Karte 5.20:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins – Benthosindex .....	152
Karte 5.21:	Zustandsbewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins – Multimetrischer Index.....	153

# 1 Zusammenfassung

## **Aufgabenstellung**

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) schreibt vor, dass europaweit ein guter ökologischer Zustand der Gewässer bis zum Jahre 2015 erreicht werden soll. Der Zustand soll anhand der ökologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten, Fische und Phytoplankton gemessen und ermittelt werden. Entsprechende Bewertungsverfahren gibt es hierzu bislang noch nicht. Aufgabe dieses Forschungsvorhabens war es, einen ersten Beitrag zur integrierten Fließgewässerbewertung hinsichtlich des Makrozoobenthos zu erarbeiten. Die Projektbearbeitung fand in enger Abstimmung mit dem Auftraggeber Umweltbundesamt und dem LAWA-Unterausschuss „Vorarbeiten zur Bewertung von Makrophyten und Makrozoobenthos für die EU-WRRL" statt. Die Zielsetzung und die Arbeitsschritte wurden mit Projektfortschritt aufgrund der Datenverfügbarkeit und abhängig von den Ergebnissen gegenüber der ursprünglichen Planung öfters neu angepasst.

## **Daten und Datenbank**

Die Entwicklung des Bewertungsverfahrens basiert auf den in den Bundesländern vorhandenen biologischen Untersuchungsdaten von Bächen und Flüssen, die im Projektverlauf zusammengetragen, in ein einheitliches EDV-kompatibles Format gebracht und anhand der physiographischen Stammdaten charakterisiert werden mussten. Das von den Bundesländern bereitgestellte Datenmaterial war hinsichtlich Vollständigkeit, Erhebungsmethode und Bestimmungsniveau der Taxalisten stark heterogen, da die Untersuchungsziele in der Regel unterschiedlich waren. Alle Daten, sowohl die Stammdaten als auch die Probelisten der biologischen Bestandsaufnahmen, wurden in eine zentrale Access-Datenbank übernommen und mit benutzerfreundlicher Oberfläche in Form der Module „Gewässerstammdaten/Probelisten“, „Taxaliste“ und „Indizes berechnen“ versehen. Eine Folge der Dateninhomogenität war, dass sich die Anwendung bewährter statistischer Verfahren zur Ermittlung von Ähnlichkeiten wie Clusteranalysen, Faktorenanalyse und Kanonische Korrespondenzanalyse verbot, da dafür einheitliches Datenmaterial vorausgesetzt wird. Ähnlichkeitsbetrachtungen mit den Daten von Referenzgewässern wurden anhand eigens konzipierter Verfahren durchgeführt.

## **Taxalisten**

Der Vorschlag für eine einheitliche und verbindliche Taxaliste, die für eine vergleichende Zustandsbewertung unerlässliche Voraussetzung ist, wurde als Gemeinschaftsarbeit verschiedener Experten erarbeitet.

Für die Entwicklung und Erprobung der Bewertungsverfahren wurde die Artenliste des BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) als Grundlage benutzt.

## **Bestimmungsniveaus**

Die Frage nach dem Aufwand biologischer Untersuchungen in Form des erforderlichen Bestimmungsniveaus für die zonale und saprobielle Bewertung wurde untersucht und konnte da-

hingehend beantwortet werden, dass in der Regel Arten bestimmt werden sollten. Bei der Auswertung der Daten von Referenzgewässern ergab sich, dass der auf Grundlage von Familien berechnete Rhithrontypieindex und Saprobienindex sehr große und nicht akzeptable Schwankungsbreiten aufwies. Auf Gattungsniveau ist die Streuung beim Rhithrontypieindex ähnlich groß, während sie beim Saprobienindex vertretbar gering wäre. Allerdings ist die Auflösbarkeit in Klassen geringer, d.h. es werden sich nicht, wie bisher, sieben Klassen unterscheiden lassen.

### **Entwickelte Verfahren**

Es wurden **vier** den Anforderungen der **EG-WRRL konforme Verfahren** konzipiert, von denen zwei (**Verfahrensansatz I und II**) **weitgehend fertig entwickelt und in Testgebieten erprobt** worden sind. Für die beiden übrigen Verfahren (Verfahrensansatz III „Kombinierte Methode mit leitbildbezogener typologischer Bewertung“ und Verfahrensansatz IV „Ökologischer Qualitätsindex“) sind die Lösungswege aufgezeigt und beschrieben worden.

Die ursprüngliche Vorstellung, den ökologischen Zustand leitbildbezogen und typenspezifisch zu bewerten, musste modifiziert werden, da mit dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial keine eindeutige biozönotische Typentrennung möglich war. Nur die Alpen und das Tiefland unterschieden sich deutlich im Artenspektrum. Die Lebensgemeinschaften des breiten Mittelfeldes der Mittelgebirgslandschaften waren sich sehr ähnlich. Anhand der vorliegenden Datenlage ließen sich nur die drei Ökoregionen **Alpen, Mittelgebirge** und **Norddeutsches Tiefland** unterscheiden.

Das **Verfahren I** ist ein **zonenspezifischer Ansatz**, der zunächst für die Fließgewässerzone Rhithral entwickelt wurde. Es basiert auf den autökologischen Angaben des Rhithrals und gibt die längszonale Spezifität der Besiedlung wider. Entsprechend der Vorgaben der EG-WRRL wurden die Taxa nach ihrer „Rhithrontypie“ in 5 Klassen mit den Werten 5 (sehr typisch) bis 1 (untypisch) eingestuft. Nach diesem Schema wurden ca. 1000 in Deutschland vorkommende Taxa klassifiziert. „Leitbild“ für dieses Verfahren ist damit die Lebensgemeinschaft der Fließgewässerlängszone Rhithral. Die so klassifizierten Werte der Taxa wurden nach festgelegten ökologischen Kriterien um den Betrag 1 auf- oder abgewertet:

Daraus resultierten die sogenannten Ökologie-Werte, kurz ECO-Werte genannt.

Dieser zonenspezifische Ansatz wurde für die Anwendung im Potamal erweitert. Die ECO-Werte des Potamals entstammen der Artenliste des Potamontypieindex und sollten bei einer Weiterentwicklung des Verfahrens insbesondere für mittelgroße Potamalgewässer angepasst werden (vgl. BFG 2001).

Zur Bewertung der ökologischen Qualität kamen zwei Algorithmen zum Einsatz:

- Quadrierung der ECO-Werte und Mittelwertbildung mit theoretischem Maximalwert von 25 (**Rhithrontypieindex = RTI**)
- Berücksichtigung der Häufigkeiten und Berechnung eines gewichteten Mittelwertes analog der Berechnung des Saprobienindex mit theoretischem Maximalwert von 5 (**Benthosindex = BI**)

Die Skalierung der ökologischen Qualität erfolgte nach dem ursprünglichen Vorschlag eines Entwurfs der EG-WRRL mit festgelegten Klassengrenzen (EQR-Werte) als Grad der Übereinstimmung mit dem Referenzzustand (= sehr gute ökologische Qualität).

Vergleichende Untersuchungen zeigten, dass der Rhithrontypieindex (RTI) weniger robuste und plausible Ergebnisse als der Benthosindex (BI) liefert.

Zur Abgrenzung der Fließgewässerlängszonen Rhithral und Potamal wird der physiographische Faktor **Mittleres Talgefälle** und das **Verhältnis von Rhithral- zu Potamalarten („Längszonierungsindex“)** zum Maßstab gemacht. Umfangreiche Untersuchungen zeigten, dass bei einem Talgefälle von  $>0,5\%$  die Probestellen dem Rhithral zuzuordnen sind, ansonsten ist der genannte Längszonierungsindex ausschlaggebend.

Beim **Verfahrensansatz II** wird der im Verfahren I entwickelte zonenspezifische Benthosindex mit dem Saprobienindex kombiniert. Der so entstehende Multimetriche Index bezieht die organische Belastung über den Saprobienindex auf zwei unterschiedliche Weisen in die ökologische Fließgewässerbewertung mit ein:

- **Multimetriche Index auf Artniveau:** Dabei werden die Längszonierungswerte und der Saprobienindex eines Taxons über eine Matrix miteinander kombiniert, so dass die Verknüpfung von ökologischer und saprobieller Bewertung bereits auf Artniveau stattfindet.
- **Multimetriche Index auf Probenniveau:** Hierbei werden die Daten einer Untersuchungsstelle mit Benthosindex und Saprobienindex getrennt bewertet. Das jeweils erzielte Ergebnis wird in Form der ökologischen Klassen in einer Matrix miteinander kombiniert, aus der dann die abschließende Bewertung einer Zustandsklasse hervorgeht.

Die Auswertungen mit dem Multimetriche Index auf Artniveau (Variante I) wurde von der begleitenden LAWA-Arbeitsgruppe als nicht zielführend angesehen und nicht weiterverfolgt.

Die Ergebnisse der beiden gemäß **Verfahrensansatz I und II** ermittelten Bewertungsindizes werden entsprechend der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in fünf ökologische Klassen von sehr gut (Klasse 1) bis schlecht (Klasse 5) eingestuft. Gewässer mit einem schlechteren Zustand als Klasse 2 müssen lt. EG-WRRL über geeignete Maßnahmen einem guten Zustand zugeführt werden (**Handlungsbedarf**).

### **Erprobung der entwickelten Bewertungsverfahren**

Für die verschiedenen Indizes (Rhithrontypieindex und Benthosindex) wurde überprüft, welche Zusammenhänge zum Saprobienindex (SI) sowie den physiographischen Daten Quellentfernung, Höhenlage, Strukturgüte und Substrat der Gewässersohle bestehen. Es zeigte sich, dass Quellentfernung, Höhenlage und Mittleres Talgefälle mit den Bewertungsergebnissen korrelieren, Substrat und Strukturgüte dagegen nicht. Der Einfluss der Gewässerstrukturgüte ist nicht eindeutig. Die Auswertungen legen nahe, dass die Einflüsse im Bereich der langsamfließenden Gewässer (Potamalbereiche) deutlich größer sind als in schnellfließenden Abschnitten des Rhithrals.

Der Rhithrontypieindex und der Multimetriche Index auf Artniveau wurden im Mittelgebirge (Flussgebiet Elz-Dreisam in Baden-Württemberg) und im Norddeutschen Tiefland (Schleswig-Holstein und Niedersachsen) getestet. Die Oberläufe der Mittelgebirge weisen hierbei einen sehr guten bis guten Zustand auf (Klasse 1 und 2), wobei mit zunehmendem Verbauungsgrad

in den Mittel- und Unterläufen eine Verschlechterung (Klasse 3) stattfindet. Im Norddeutschen Tiefland schneiden die Gewässer bei der Bewertung mit den beiden Indizes im Vergleich zu den Mittelgebirgsbächen durchschnittlich um eine Klasse schlechter ab.

Die Erprobung des Benthosindex und des Multimetrischen Index auf Probenniveau erfolgte, um die wichtigsten in Deutschland vorkommenden Fließgewässertypen abzudecken, anhand von Daten Baden-Württembergs und der Bundesländer Bayern, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein.

Eine Kartierung der in der LAWA-Gütekarte aufgeführten Fließgewässer in Baden-Württemberg für das Jahr 2000, für die die Rhithral- und Potamalabschnitte ermittelt und die nach dem Benthosindex\_Rhithral (BI\_R) und Benthosindex\_Potamal (BI\_P) bewertet wurden, ergab sehr plausible Ergebnisse, die von ortskundigen Experten überprüft wurden. Der Benthosindex in Schleswig-Holstein als Beispiel für das Norddeutsche Tiefland bewertet die Gewässer ebenso wie im Mittelgebirge um eine Klasse schlechter als der Saprobienindex.

Die mit dem Multimetrischen Index auf Probenniveau durchgeführten Auswertungen insbesondere im Mittelgebirge (Daten der Modellgebiete und der Gütekarte in Baden-Württemberg) ergaben in der Summe und bezüglich des Handlungsbedarfs (Ökologischer Zustand schlechter als Klasse 2) vergleichbare Ergebnisse wie mit dem Benthosindex. Dagegen wurden die Gewässer des Norddeutschen Tieflandes mit dem Multimetrischen Index z.T. deutlich besser bewertet als mit dem Benthosindex. Dies ist auf den Einfluss des Saprobienindex, der bei vielen Gewässern eine mäßige Belastung indiziert (Klasse 2), zurückzuführen.

Als Quintessenz der Verfahrensprüfung ergibt sich, dass der bisherige Bewertungsmaßstab „Saprobienindex“ und die daraus entwickelten Multimetrischen Indizes in die gleiche Richtung zeigen und eine gewisse Korrelation und Redundanz aufweisen. Allerdings wird nach den hier vorgestellten Verfahren der „Gewässerzustand“ strenger bewertet als nach dem Saprobienindex und bei der Zusammenschau aller bestimmenden Faktoren dem ökologischen Zustand gerechter.

### **Empfehlung**

Für die künftige Fließgewässerbewertung in Deutschland in Anlehnung an die EG-WRRL wird ein ökologisch orientiertes indikatives Bewertungsverfahrens empfohlen, bei dem die saprobielle Belastung in Form eines Multimetrischen Index in die Bewertung einfließt. Der hier vorgeschlagene **Multimetrische Index auf Probenniveau** stellt eine mögliche und angemessene Form der komplexen aber verständlichen und transparenten Bewertungsmethode dar.

## **2 Einleitung**

### **2.1 EU-Wasserrahmenrichtlinie**

Am 22. Dezember 2000 trat die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) in Kraft. Die Richtlinie enthält vielschichtige Anforderungen an die Qualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers. Hauptziel ist es, bis 2015 den guten Zustand der Gewässer, der als guter ökologischer und guter chemischer Zustand definiert ist, europaweit zu erreichen, wobei zwischen natürlichen und künstlichen bzw. erheblich veränderten Gewässern unterschieden wird. Die Gewässerbewertung richtet sich nach dem anthropogen weitgehend unbeeinträchtigten Referenzzustand, der mit einer hohen Gewässerqualität bei natürlichen Gewässern gleichgesetzt wird.

Bereits vor Verabschiedung dieser Richtlinie wurden verschiedene Forschungsvorhaben initiiert, die sich mit der Bewertung ökologischer Gewässerqualität anhand biologischer Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos, Fische und Phytoplankton) befassen.

### **2.2 Aufgabenstellung**

In Deutschland gibt es derzeit kein ökologisches Bewertungsverfahren, das die weitreichenden Anforderungen der EG-WRRL erfüllt. Die bislang in Deutschland für die biologische Gewässerüberwachung angewandte Gewässergütebeurteilung nach LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) bewertet ausschließlich die saprobielle Belastung mit leicht abbaubaren organischen Stoffen, bei der die wirbellosen Kleinlebewesen auf der Gewässersohle (Makrozoobenthos) als Indikatoren herangezogen werden.

Die Makrozoobenthosarten sind besonders als Indikatoren für die Fließgewässerbewertung geeignet, weil sie sehr empfindlich auf Veränderungen ihrer Umweltbedingungen (organische Belastung, Befestigung der Sohlsubstrate) reagieren und die ökologische Qualität des untersuchten Fließgewässerabschnitts widerspiegeln. Des Weiteren haben spezifische Ansprüche der Arten an ihren Lebensraum, wie z.B. an den Sauerstoffgehalt, die Temperatur des Wasser, an die Korngröße des Sohlsubstrats, die Strömungsgeschwindigkeit sowie die Standorttreue diese Organismengruppe zu einer wichtigen, wenn nicht sogar der wichtigsten Beurteilungskomponente der Fließgewässerbewertung gemacht.

In dem hier vorliegenden Forschungsprojekt, das vom 1.6.1998 bis zum 30.04.2002 in der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Karlsruhe angesiedelt war, wurden Verfahrensansätze zur leitbildbezogenen biozönotischen Bewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos entwickelt. Diese stellen einen grundlegenden Baustein zur Erfüllung der in der EG-WRRL festgelegten Vorschriften dar.

Voraussetzung zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens war es, die in den Bundesländern vorhandenen biologischen und physiographischen Untersuchungsdaten von Bächen und Flüssen zusammenzutragen, in ein einheitliches EDV-kompatibles Format zu bringen

und die entsprechenden Untersuchungsstellen anhand der physiographischen Stammdaten zu charakterisieren. Parallel zu diesem Forschungsvorhaben lief ein bundesweites Projekt zur geomorphologischen Typisierung der Fließgewässer Deutschlands. Die dort erarbeiteten geologisch-morphologischen Gewässergrundtypen lieferten die Basis der Fließgewässertypen Deutschlands, denen die Gewässerstammdaten zugeordnet wurden.

Im Laufe der Zeit stellte sich heraus, dass die Datensammlung, Datenhomogenisierung und Datennachbearbeitung zu einem wesentlichen, zeitintensiven Bestandteil der Projektarbeit wurden.

Das gesamte Datenmaterial wurde in einer Datenbank in MS ACCESS zusammengeführt und mit im Laufe des Projektes entwickelten Makros ausgewertet.

In Abhängigkeit von der Datenlage wurden verschiedene Ansätze zur Fließgewässerbewertung vorgeschlagen und die gesetzten Schwerpunkte während des Entwicklungsprozesses modifiziert, sofern dieses erforderlich war.

Die Hauptaufgaben des Forschungsprojektes lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Datensammlung (biologische und physiographische Daten), Datennachbearbeitung, Aufbau einer Datenbank mit Auswertungsroutinen
- Ableitung von biozönotischen Leitbildern für die Hauptfließgewässerlandschaften des Bundesgebietes aus den Daten der Bundesländer
- Erarbeitung eines Verfahrens zur leitbildorientierten ökologischen Fließgewässerbewertung aus dem vorliegenden Datenmaterial
- Erarbeitung eines Taxakataloges für die Fließgewässerbewertung
- Erprobung des Verfahrensvorschlages
- Empfehlung für die Fließgewässerüberwachung in der Bundesrepublik.

Dem Vorhaben vorausgegangen ist ein erstes Konzept, das als Strategiepapier (BRAUKMANN & PINTÉR 1995) der LAWA vorgelegt wurde und zum einen die Grundlage für die weiteren Arbeiten des LAWA-Arbeitskreises „Ökologische Fließgewässerbewertung“ (AK-ÖBF) bildete und zum anderen einen ersten Ansatz zur integrierten Fließgewässerbewertung formulierte.

Wie oben bereits erwähnt, sollte das in dem Forschungsvorhaben zu entwickelnde Verfahren den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie genügen und bezog folgende Bewertungskriterien der aquatischen Biozönose mit ein:

- Zusammensetzung und Abundanz der wirbellosen Taxa
- Anteil störungsempfindlicher Arten/Gattungen
- Grad der Artenvielfalt

Die Prämissen der Verfahrensentwicklung waren:

- Die fachliche Vertretbarkeit und angewandt wissenschaftliche Korrektheit
- Die Praxisorientiertheit
- Die ökonomische Durchführbarkeit (Berücksichtigung des Kostenfaktors).

## 2.3 Planung und Verlauf der Vorhabens

Die Projektbearbeitung fand in enger Abstimmung mit dem Umweltbundesamt und dem LAWA-Unterausschuss „Vorarbeiten zur Bewertung von Makrophyten und Makrozoobenthos für die EU-WRRL" statt. Im Unterausschuss wurde festgelegt, dass für das Forschungsvorhaben nur in Ausnahmefällen - und zwar in den Fällen, in denen kein ausreichendes Datenmaterial zur Verfügung stand - neue Daten erhoben werden sollten. Der überwiegende Teil des Datenmaterials stammt aus den regelmäßigen Gewässergütererhebungen der Bundesländer. Die LAWA sicherte ihre Mitarbeit über die fachlichen Ansprechpartner in den Bundesländern zu.

Für die benötigten biologischen Daten und die Gewässerstammdaten wurde ein Anforderungsprofil entworfen, nach dem die Bundesländer ihre Untersuchungsergebnisse zusammenstellen sollten (vgl. Anlage 1 im Anhang I).

Die Arbeiten im Forschungsvorhaben setzten sich aus folgenden Modulen zusammen:

- Anforderung der Daten bei den Bundesländern
- Sammlung der Daten in MS EXCEL und MS ACCESS
- Nachbearbeitung der Daten insbesondere Ergänzung der Gewässerstammdaten
- Erstellen einer Datenbank in MS ACCESS
- Einstufung des gelieferten Materials in Rubrik Referenzgewässer und degradiertes Gewässer
- Überprüfung auf Datenlücken und Nacherhebungen bei fehlenden Daten aus Fließgewässertypen im Norddeutschen Tiefland (Zusammenarbeit mit der Universität Hohenheim, Arbeitsgruppe Böhmer im Rahmen eines LAWA-Projektes)
- Erarbeitung einer Taxaliste mit Bestimmungsniveaus und ökologischen Indikatorwerten
- Multifaktorielle Datenanalyse mit Hilfe verschiedener statistischer Methoden
- Entwicklung von fließgewässertypspezifischen Leitbildern für ausgewählte Fließgewässertypen Deutschlands und - in Anlehnung an die Datenlage - Vereinfachung der Leitbilder auf ökoregionalem Niveau
- Entwicklung eines indikativen Bewertungsverfahrens auf Grundlage gesicherter, umfangreicher Literaturangaben

Im Laufe des Projektes stellte sich heraus, dass fast alle von den Bundesländern zur Verfügung gestellten Daten von kleinen und mittleren, durchwatbaren Fließgewässern stammten, deren Zuordnung zumeist in die Fließgewässerzone des Rhithrals (= Fließgewässeroberlauf) fiel.

Daten großer Fließgewässer (Rhein, Elbe, Donau, Oder) wurden in großem Umfang von der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz erhoben. Das in der Bundesanstalt zwischenzeitlich entwickelte Verfahren zur Bewertung großer Fließgewässer wurde von den zuständigen Fachgremien der LAWA als dafür geeignet anerkannt und gefördert (BfG 2001). Aufgrund dieser veränderten Sachlage wurde der in diesem Forschungsprojekt erarbeitete Vorschlag zur ökologischen Fließgewässerbewertung auf kleine und mittelgroße Fließgewässer beschränkt.

Die Zielsetzung und die Arbeitsschritte wurden mit Projektfortschritt aufgrund der Datenverfügbarkeit und abhängig von den Ergebnissen gegenüber der ursprünglichen Planung öfters neu ausgerichtet und angepasst.

## **3 Material und Methoden**

### **3.1 Datengrundlage und Datenherkunft**

Eine wesentliche Voraussetzung für die Umsetzung des Forschungsvorhabens war die Schaffung einer stabilen Datengrundlage aller Fließgewässertypen Deutschlands. Hierfür wurden nur in wenigen Fällen neue Daten in den Bundesländern erhoben. Wie oben bereits erwähnt, stammte der Großteil der dem Projekt zur Verfügung stehenden Daten aus vorhandenen bioökologischen Probenahmen, die zumeist im Rahmen der regelmäßigen Gewässergüteüberwachung in den einzelnen Ländern durchgeführt wurden. Das Anforderungsprofil für die biologischen und chemisch-physikalischen Daten sowie der Gewässerbegleitdaten (= Stammdaten) ist der Zusammenstellung in Tabelle 1 in Anhang I zu entnehmen. Die Stammdaten wurden hierbei in verbindliche und optionale Begleitdaten untergliedert. Die Gewässerstammdaten wurden insbesondere zur Charakterisierung und Einstufung der Untersuchungsstellen benötigt. Um Referenzgewässer, d.h. weitgehend von sämtlichen anthropogenen Faktoren unbeeinträchtigte Gewässerabschnitte, und degradierte Gewässer (diese unterteilt nach verschiedenen Degradationsstufen) zu unterscheiden, sollte die Voreinstufung durch die Datenlieferanten nach den beiden Hauptkriterien Gewässergüte- und Strukturgütebewertung vorgenommen werden.

Das von den Bundesländern gelieferte Datenmaterial war hinsichtlich Vollständigkeit, Probenahmemethode und Bestimmungsniveau der Taxalisten stark heterogen. Zum einen gibt es bis heute keine normierte Probenahmemethode für die Bundesrepublik, denn jedes Land handelt nach eigenen Probenahmeverfahren. Zum anderen lagen die Gewässerstammdaten in sehr unterschiedlicher Qualität und Struktur vor, wobei die Datenlücken das größte Problem darstellten. Es mussten eine einheitliche Datenstruktur hergestellt und die gelieferten Formate angepasst werden. Bei den Gewässerstammdaten konzentrierten sich die Auswertungen auf die in Tabelle 3.1 angegebenen Parameter. Die wichtigsten und zuverlässigsten physiographischen Parameter waren die Höhenlage, die Quellentfernung und das mittlere Talgefälle.

Tabelle 3.1: Übersicht über die wichtigsten Stammdaten

Parameter (Feldname in Datenbank)	Erläuterung
Gcode_Laender	Gewässercode (bundeslandspezifisch)
BL	Bundesland
Gewässer	Gewässername
Ort_Lage	Lage der Probestelle
Objektbeschreibung	Kurze Beschreibung des Gewässers
Degradationsfaktoren	Degradationsfaktoren
Einstufung	ref = Referenzgewässer, degr = degradiertes Gewässer; ? = Wert fraglich
Güteklasse	Güteklasse
Strukturgüteklasse	Strukturgüteklasse
Höhe_m	Höhenlage in m
Talgefälle	Mittleres Talgefälle in %
Quellentfernung_km	Quellentfernung in km
Region	Ökoregionen: Norddeutsches Tiefland /Zentrales Mittelgebirge/Alpen
FG_Typ	Fließgewässertyp
RW_Gauß_Krüger_Str_4	Gauß-Krüger-Koordinaten bezogen auf Streifen 4
HW_Gauß_Krüger_Str_4	Gauß-Krüger-Koordinaten bezogen auf Streifen 4
TK50	Topographische Karte 1 : 50 000
Fließgewässerzone	Krenal, Rhithral, Potamal

Die Anzahl der Taxa bei den biologischen Befunden war in den meisten Fällen in Häufigkeitsklassen angegeben, die in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich ausfallen und nachträglich nicht homogenisiert werden konnten. Daten aus Baden-Württemberg und Daten aus Sonderuntersuchungsprogrammen der Bundesländer enthielten Artenlisten mit Angabe der Individuenzahlen, die, um länderübergreifende Auswertungen zu ermöglichen, in Häufigkeitsklassen gemäß Tabelle 3.2 übersetzt wurden.

Tabelle 3.2: Individuenzahlen und Häufigkeitsklassen (LfU 1992)

Individuenzahlen	Häufigkeitsklassen
1	1
2 – 20	2
21 – 40	3
41 – 80	4
81 – 160	5
161 – 320	6
>= 321	7

## 3.2 Datenmaterial der Bundesländer

Das von den Bundesländern bereitgestellte und in der Access-Datenbank zusammengeführte Datenmaterial wurde als Referenzgewässer bzw. degradiertes Gewässer eingestuft.

Nachdem sich herausstellte, dass die gelieferten Daten - auch vor dem Hintergrund der Mithilfe der Länderansprechpartner – weder sehr strenge Referenzbedingungen noch eine detaillierte Einordnung in verschiedene Degradationsstufen zuließen, da bei den meisten Untersuchungs-

stellen keine genauen Angaben über die degradationsverursachenden Faktoren vorlagen, wurden die Untersuchungsgewässer wie folgt kategorisiert:

Tabelle 3.3: Bedingungen für die Einstufung in Referenzgewässer und degradierte Gewässer

	<b>Referenzgewässer (ref.)</b>	<b>Degradierte Gewässer (degr.)</b>
<b>Kleine und mittelgroße Fließgewässer des Rhithrals</b>	Gewässergüteklasse I und I-II (Saprobienindex 1,00-1,79)  Strukturgüteklasse (LAWA <sup>1</sup> ): 1 u. 2 Strukturgüteklasse (BW <sup>2</sup> ): 1	Gewässergüteklasse $\geq$ II-III (Saprobienindex $\geq$ 2,3)  Strukturgüteklasse (LAWA): 4-7 Strukturgüteklasse (BW): 2 u. 3
<b>Mittelgroße Fließgewässer des Potamals</b>	Gewässergüteklasse I, I-II und II (Saprobienindex 1,00-<2,3) Strukturgüteklasse (LAWA): 1, 2 u. 3 Strukturgüteklasse (BW): 1	Gewässergüteklasse $\geq$ II-III (Saprobienindex $\geq$ 2,3) Strukturgüteklasse (LAWA): 4-7 Strukturgüteklasse (BW): 2 u. 3

Die auf diese Weise eingestufteten Gewässer wurden nach Bundesländern zusammengefasst und in Tabelle 3.5 bilanziert. Insgesamt standen Daten von 2318 Probestellen zur Verfügung, von denen 852 Untersuchungspunkte als Referenz und 582 als degradiert eingestuft werden konnten.

Ein Großteil der weder als Referenz noch als degradiert ausgewiesenen Gewässer stammt aus der Datenbank Baden-Württembergs und wurde zum Testen der vorgeschlagenen Bewertungsverfahren eingesetzt.

Karte 3.1 zeigt die Übersicht über die Lage der Referenzgewässer und der degradierten Gewässer in Deutschland.

Zu den genannten Probestellen lagen mehr oder weniger vollständige Gewässerstammdaten vor. Im Projektverlauf wurden – soweit es möglich war – die Lücken bei den Stammdaten durch aufwendige Nacharbeit aufgefüllt. So wurden insbesondere diejenigen Angaben ergänzt, die topographischen Karten entnommen werden konnten (vor allem Mittleres Talgefälle und Quellentfernung). Trotzdem konnte die Heterogenität der Daten nicht gänzlich beseitigt werden.

Die Daten zu degradierten Gewässern wurden zusammen mit der AG Böhmer, Universität Hohenheim aufbereitet. Degradationsfaktoren, wie Versauerung, Nährstoffeintrag aus Fischzuchtanlagen u.a. konnten nur bei einem Bruchteil der Probestellen zugeordnet werden.

Zur besseren Strukturierung wurden die Daten gebündelt und in homogene Pakete zusammengefasst, so dass die Ergebnisse übersichtlich gestaltet werden konnten.

Tabelle 3.4 zeigt die Übersicht über die Anzahl der Probestellen und Probenahmen der den Auswertungen zugrundeliegenden Datenpakete.

<sup>1</sup> LAWA: 7-stufiges Bewertungssystem nach LAWA-Verfahren (1999)

<sup>2</sup> BW: 3-stufiges Bewertungssystem Übersichtskartierung in Baden-Württemberg (1994)

Tabelle 3.4: Übersicht über die Anzahl der Probestellen und der Probenahmen zu den Datenpaketen

<b>Datenpaket</b>	<b>Probestellen</b>	<b>Probenahmen</b>
Bundesländer	1474	3531
LAWA2000 (Übersichkartierung Baden-Württemberg)	822	935
Flussgebiet Elz-Dreisam	129	333
Flussgebiet Kraichbach-Leimbach	81	265
Sonderuntersuchungen Baden-Württemberg	60	100

Das Datenpaket „**Bundesländer**“ umfasst alle von den Ansprechpartnern der Bundesländer gelieferten Daten. Die Spannweite der Probenahmehäufigkeit beläuft sich auf ein- bis zehnmal. Hinter der Bezeichnung „**LAWA2000**“ verbirgt sich eine nach einheitlicher Probenahmemethode durchgeführte Untersuchungsreihe für die Gewässergütekartierung Baden-Württemberg in den Jahren 1998 bis 2000. Diese in regelmäßigen Abständen durchgeführten Untersuchungen werden der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gemeldet und in Form der Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland veröffentlicht. Die Probestellen wurden in der Regel einmal beprobt.

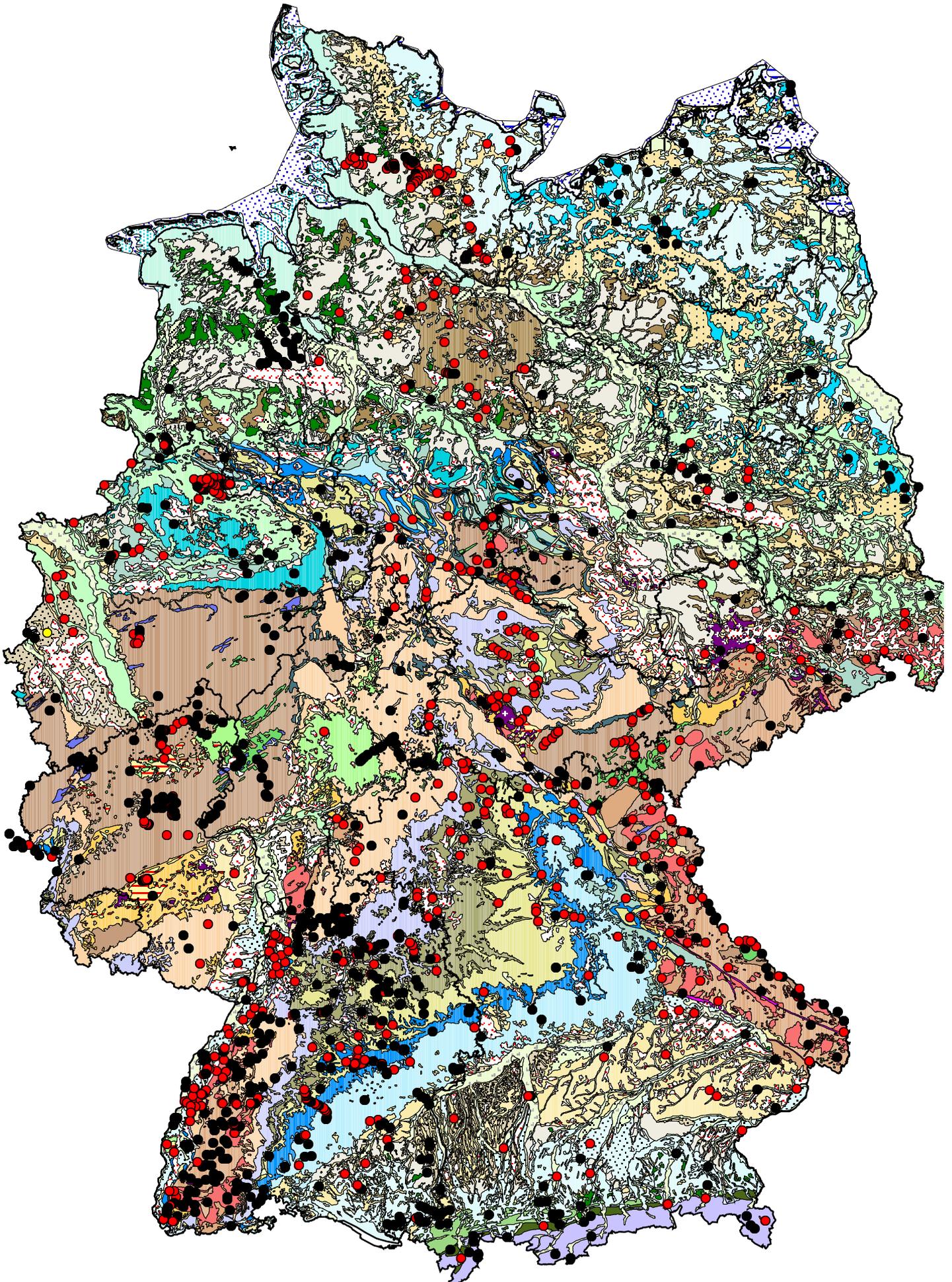
Bei den Datenpaketen „**Flussgebiet Elz-Dreisam**“ und „**Flussgebiet Kraichbach-Leimbach**“ wurden Daten aus der baden-württembergischen Datenbank jeweils für das Einzugsgebiet von Elz und Dreisam sowie Kraichbach und Leimbach zusammengestellt. So wird es möglich für ein zusammenhängendes Gebiet Bewertungen durchzuführen, die miteinander verglichen werden und die die anthropogenen Einflüsse im Längsverlauf der Fließgewässer aufzeigen können. Der Vorteil solcher flussgebietsbezogenen Auswertungen ist außerdem in den zur Verfügung stehenden Ortskenntnissen von Fachleuten zu sehen, die die vorgenommenen Bewertungen einschätzen und zur Verifizierung des Verfahrens beitragen können.

Bei **Sonderuntersuchungen in Baden-Württemberg** wurden ausgewählte überwiegend naturnahe Fließgewässerabschnitte im Frühjahr und Herbst biologisch beprobt und die Strukturgüte kartiert. Die Gewässerstammdaten wurden nach dem in Tabelle 3.1 genannten Profil aufgenommen und in die Datenbank eingegeben. Aus dieser Sonderuntersuchung resultierten vergleichbare Artenlisten mit hohem systematischen Niveau.

Tabelle 3.5: Übersicht über die von den Bundesländern bereitgestellten Daten (Referenzgewässer und degradierte Gewässer)

<b>Bundesland</b>	<b>Institution</b>	<b>Probest. (gesamt)</b>	<b>Probest. (ref)</b>	<b>Probest. (degr)</b>	<b>Steckbriefe</b>
Brandenburg	Landesumweltamt Brandenburg	11	5	6	nein
Brandenburg	Uni Hohenheim, AG Böhmer	19	19	0	ja
Baden-Württemberg	Landesanstalt für Umweltschutz	1114	228	59	ja
Baden-Württemberg	Uni Hohenheim, AG Böhmer	189	90	94	nein
Bayern	Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft, Fr. Schmedtje/ Hr. Bauer	242	106	136	ja
Hessen	Hessisches Landesamt f. Umwelt	65	65	0	nein
Mecklenburg-Vorpommern	Landesamt f. Umwelt u. Natur	14	14	0	nein
Mecklenburg-Vorpommern	Uni Hohenheim, AG Böhmer	9	9	0	ja
Niedersachsen	Niedersächs. Landesamt f. Ökologie	137	70	50	nein
Nordrhein-Westfalen	Landesumweltamt NRW	81	62	19	ja
Nordrhein-Westfalen	Uni Hohenheim, AG Böhmer	43	9	34	ja
Rheinland-Pfalz	Landesamt f. Wasserwirtschaft	31	18	13	nein
Sachsen	Staatl. Umweltbetriebsges./ Sächsisches Landesamt f. Umwelt u. Geologie	34	17	17	ja
Sachsen-Anhalt	Landesamt f. Umweltschutz	24	19	1	ja
Schleswig-Holstein	Landesamt f. Natur und Umwelt	90	27	63	ja
Thüringen	Thüringer Landesanstalt f. Umwelt	86	23	63	nein
Weitere Datenquellen:					
Literaturoauswertung im UBA-Projekt (überwiegend Gewässer in Rheinland-Pfalz)	Werkvertrag LfU BW	104	76	28	z.T .
<b>gesamt</b>		<b>2318</b>	<b>852</b>	<b>582</b>	

Karte 3.1: Übersicht der Datenlage nach Gewässerlandschaften



# Legende:

## Einstufung

- Referenzgewässer
- degradierte Gewässer

∩ Ländergrenzen

## Gewässerlandschaften

### Auen über 300m Breite

- Grobmaterialaue
- Ältere Aue
- Aue: tonig, schluffig
- Aue: sandig, lehmig
- Aue: kiesig, sandig
- Hochmoor
- Aue, z.T. vermoort/ Niedermoor

### Jungmoränenland

- Endmoräne
- Grundmoräne

### Altmoränenland

- Endmoräne
- Grundmoräne

### Löß über 2m Mächtigkeit

- Basalt
- Tertiär

### Kreide

- kalkig, mergelig
- sandig, tonig

### Jura

- Malm
- Lias / Dogger

### Keuper

- mergelig, tonig
- sandig

### Muschelkalk

### Buntsandstein

### Zechstein

### Rotliegendes

- Sandsteine, Tonsteine, Konglomerate
- Vulkanite (Porphyr)

### Grundgebirge

- Schiefer
- Gneis
- Granulitgebirge (geologische Besonderheit)
- Granit
- Kalk
- Diabas
- Pfahl (geologische Besonderheit)

### Alpen

- Molassealpen
- Flyschalpen
- Kalkalpen

### Fließregionen ohne charakteristische Morphologie

- Sandbedeckung
- Niederterrassen
- Sander
- Ältere Terrassen
- Vulkanite Quartär / Tertiär (Tuffe)

### marines Sublitoral

- Große Blöcke
- Sand und Kies
- Ton bis Schluff
- Watt
- Strandbildung
- Marsch

### 3.3 Qualität der Daten

Die heterogenen Daten aus den Bundesländern haben zu Schwierigkeiten bei den Bearbeitungen und Auswertungen geführt, die hier zusammengefasst dargestellt werden:

- Die biologischen Daten wurden zu einem anderen Zweck, in der Regel für Gewässergütekartierungen, erhoben. Daraus ergab sich, dass keine vollständigen Artenlisten und keine ausführlichen Bestimmungen aller Makrozoobenthosgruppen vorlagen, um das Leitbild eines Gewässertyps zu entwickeln.
- Die Probenahmen erfolgten bundesweit nach verschiedenen Methoden, so dass die Vergleichbarkeit der Daten nicht gewährleistet war.
- Die vorliegenden Artenlisten wiesen sehr unterschiedliche Bestimmungsniveaus auf, die nachträglich kaum vereinheitlicht werden konnten.
- Die Probenichte war nur in Ausnahmefällen ausreichend, um einen realistischen Eindruck des Artenspektrums zu bekommen. Dieses war z.B. bei den Daten aus Schleswig-Holstein der Fall, da dort überwiegend 4 Probenahmen pro Jahr durchgeführt wurden.
- Mindestens 2 Probenahmen (Frühjahr und Herbst) besser jedoch 4 Probenahmen (zu jeder Jahreszeit) im Jahr sind erforderlich, um ein relativ vollständiges Bild der Makrozoobenthos-Biozönose zu erhalten. Die Auswertungen zeigten, dass es eine breite Streuung der Ergebnisse gibt, wenn man mit Einzelproben arbeitet.
- Die natürlichen biologischen Schwankungen in einem Gewässerabschnitt könnten bei der Verwendung weniger Proben zu verzerrten Ergebnissen führen, die dem wirklichen ökologischen Zustand nicht gerecht werden.

Diesen genannten Faktoren musste in den Auswertungen Rechnung getragen werden. Es konnten keine multivariaten statistischen Methoden wie z.B. Clusteranalyse, Faktorenanalyse und Kanonische Korrespondenzanalyse durchgeführt werden. Für die zulässige Anwendung dieser Verfahren ist eine homogene Datenbasis unabdingbare Voraussetzung.

Das ist der Hintergrund, warum schwerpunktmäßig nur Auswertungen mit relativ homogenen Datenpaketen durchgeführt wurden. Bei Auswertungen mit dem gesamten Datenpaket wurde darauf geachtet, dass die statistischen Methoden gegenüber der Heterogenität der Daten „robust“ sind.

## 3.4 Datenbank

Alle Daten, sowohl die Stammdaten als auch die Probelisten der biologischen Bestandsaufnahmen, wurden in eine zentrale Access-Datenbank mit benutzerfreundlicher Oberfläche übernommen. Die Bedienung der Datenbank erfolgt über drei Module (siehe Abbildung 3.1).

### **Modul „Gewässerstammdaten/Probelisten“:**

Das Modul Gewässerstammdaten/Probelisten enthält die Gewässerbegleitdaten (Stammdaten) einer Probestelle einschließlich der zugehörigen Probelisten.

### **Modul „Taxaliste“:**

Alle Angaben zu den Taxa, bestehend aus systematischen Angaben, autökologischen Einstufungen, Indikatorwerten sowie ergänzender Kommentare, sind in dem Modul „Taxaliste“ zusammengefasst.

### **Modul „Indizes Berechnen“**

Die Berechnung der Indizes (Saprobienindex, Benthosindex, Diversität, ...) erfolgt über dieses Modul. Die Makros für die Auswertungen wurden in Access programmiert und sind im DB-Handbuch beschrieben (Anhang IV).

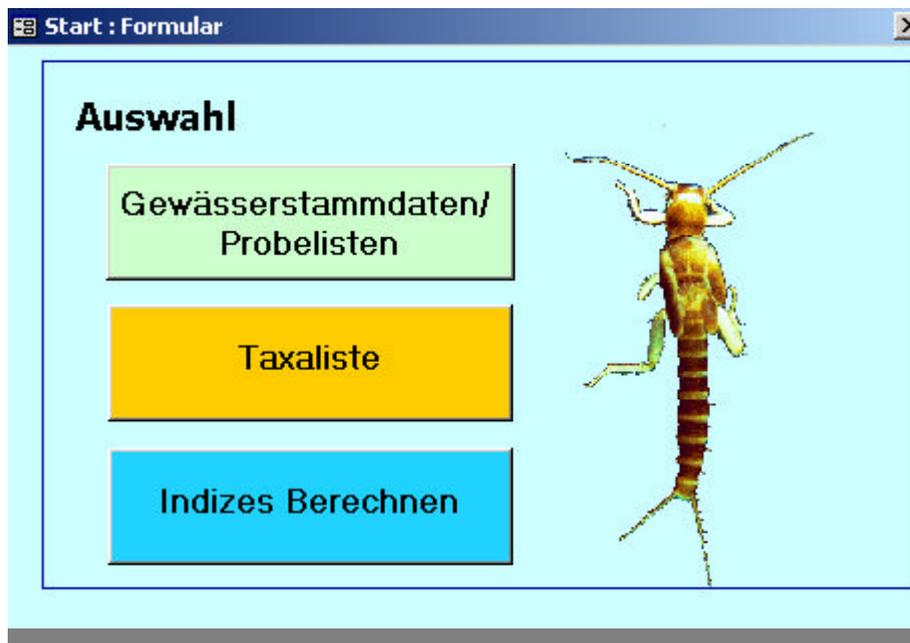


Abbildung 3.1: Startfenster der Datenbank.

### 3.4.1 Struktur der Datenbank

Die Datenbank besteht aus mehreren miteinander verknüpften Tabellen (Abbildung 3.2). Von zentraler Bedeutung sind neben den Tabellen der Probelisten die Tabellen „Gewässerstammdaten“ und „Taxaliste“.

#### **Tabelle „Gewässerstammdaten“:**

Die Tabelle Gewässerstammdaten enthält die Angaben zu den Probestellen (siehe auch Tabelle 3.1). Diese Tabelle ist über eine Verwaltungstabelle mit den Tabellen der Probelisten verknüpft.

#### **Tabelle „Taxaliste“:**

Diese Tabelle enthält alle formalen Angaben zu den Taxa. Die Indikatorwerte und die autökologischen Angaben sind in separaten Tabellen abgelegt (Indikatorwerte, Autökologie\_Bayern, FAA), jedoch über die Taxanummer eindeutig mit der Tabelle „Taxaliste“ und den Tabellen der Probelisten (z.B. Bio\_Proben\_BRD) verbunden.

Für weitere Informationen zur Datenbankstruktur und den Auswerteroutinen steht das Handbuch der Datenbank zur Verfügung (s. Anhang IV).

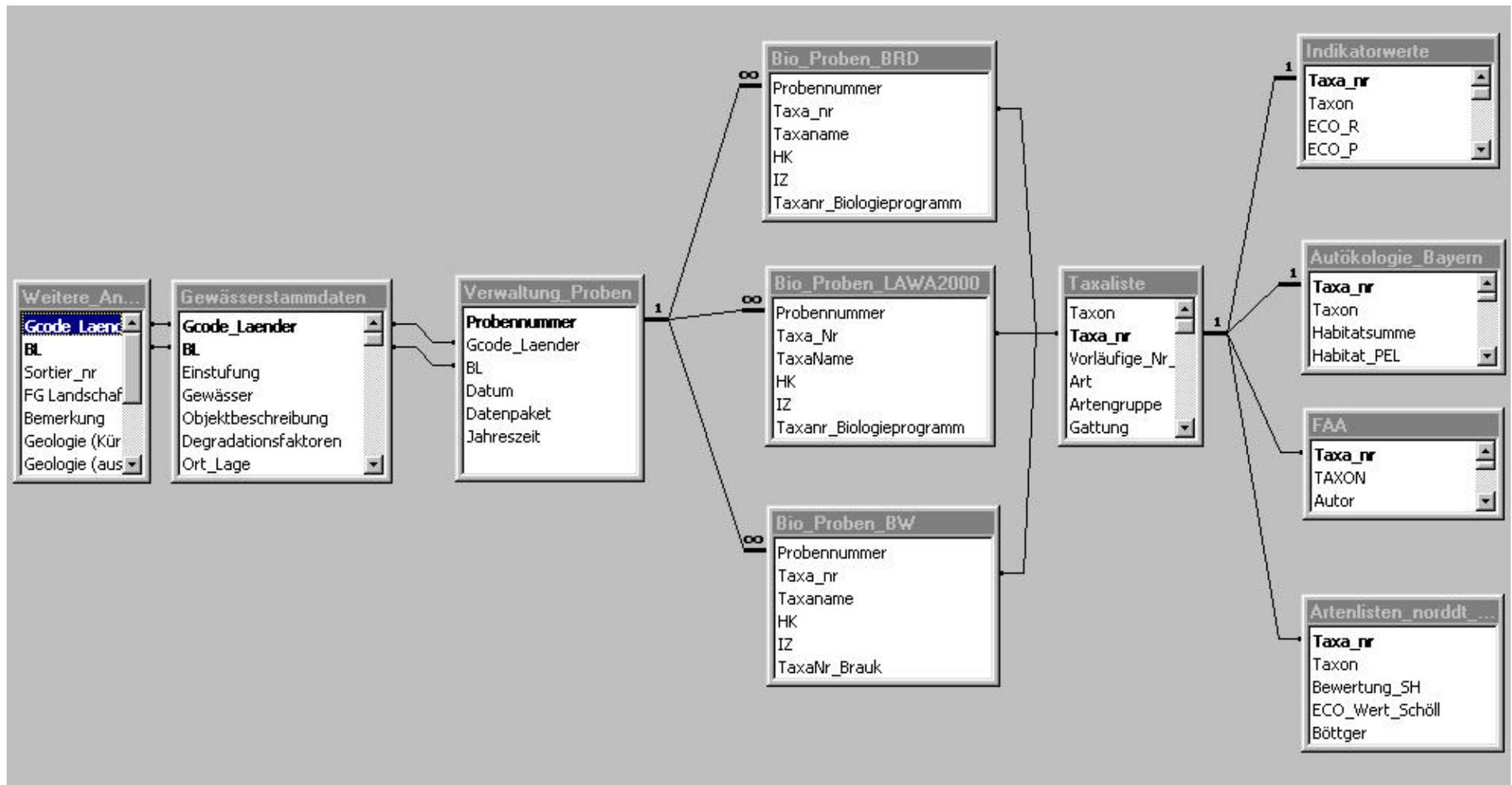


Abbildung 3.2: Struktur der Access-Datenbank

### 3.4.2 DV-Schlüssel der Taxa

Standard für die DV-Schlüssel der Taxa sollte die Verschlüsselung der Bayernliste sein (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2002 in prep.). Dies war jedoch aus folgenden Gründen nicht durchgängig möglich:

- Nicht alle Taxa besitzen einen offiziellen DV-Schlüssel
- Einige Taxa besitzen in Form von Synonymen mehr als einen offiziellen DV-Schlüssel (siehe Tabelle 2 in Anhang I).

#### **Fehlen offizieller DV-Schlüssel**

Sofern kein offizieller DV-Schlüssel existierte, wurde projektintern ein neuer DV-Schlüssel vergeben. Z.T. hatten jedoch die Bundesländer für diese Taxa ebenfalls landesintern eigene DV-Schlüssel vergeben. Aus diesem Grund mussten die DV-Schlüssel der Probelisten vor Aufnahme in die Datenbank aufwändig geprüft werden.

#### **Vorhandensein mehrerer offizieller DV-Schlüssel**

Waren mehrere offizielle DV-Schlüssel für ein Taxon vorhanden, so wurde projektintern ein DV-Schlüssel ausgewählt (Spalte 1 in Tabelle 2 in Anhang I).

Als Konsequenz aus der mangelnden Eindeutigkeit der DV-Schlüssel wurden zusätzlich zum DV-Schlüssel auch die Original-Taxanamen in die Datenbank aufgenommen.

## 3.5 Gewässersteckbriefe

Für die Untersuchungsgewässer wurden Gewässersteckbriefe entworfen. In den Gewässersteckbriefen sind die wichtigsten Stammdaten zusammen mit einem topographischen Kartenausschnitt, einem Foto der Untersuchungsstelle und einer kurzen verbalen Beschreibung des Untersuchungsabschnitts dokumentiert (Abbildung 3.3).

Die Steckbriefe haben sich als ein sehr nützliches Hilfsmittel bei der Bearbeitung des Projektes erwiesen:

- Sie geben eine Kurzcharakteristik des Untersuchungsgewässers.
- Sie veranschaulichen den Sachverhalt zur Probestelle.
- Sie erleichtern die Einschätzung bei der Bewertung des Gewässers.
- Sie ermöglichen einen raschen Überblick über verschiedenen Probepunkte eines Gewässerzuges.

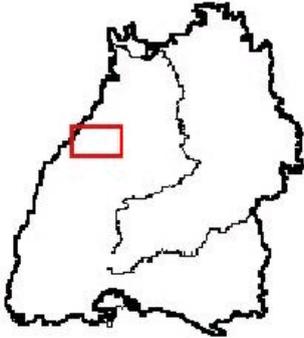
Die Erstellung von Gewässersteckbriefen ist in der Datenbank als Berichtsroutine angelegt. Sofern die einzelnen Komponenten wie Photo, Lage- und Übersichtsplan in digitaler Form vorliegen, können die Gewässersteckbriefe automatisch erstellt werden. Für die Referenzgewässer Baden-Württembergs wurden die Grundlagen geschaffen, um Gewässersteckbriefe mit Hilfe der Datenbank automatisch erstellen zu können. Das Muster der Gewässersteckbriefe wurde den Bundesländern zur Verfügung gestellt, um für eine zukünftige bundesweite Datenbank ein einheitliches Format zur Verfügung zu haben.

## Gewässersteckbrief

Messstellencode: **AL009**

Gewässername: **Moosalb**

Messstelle: **Mündung**



Bundesland: BW

Nr TK: 7116

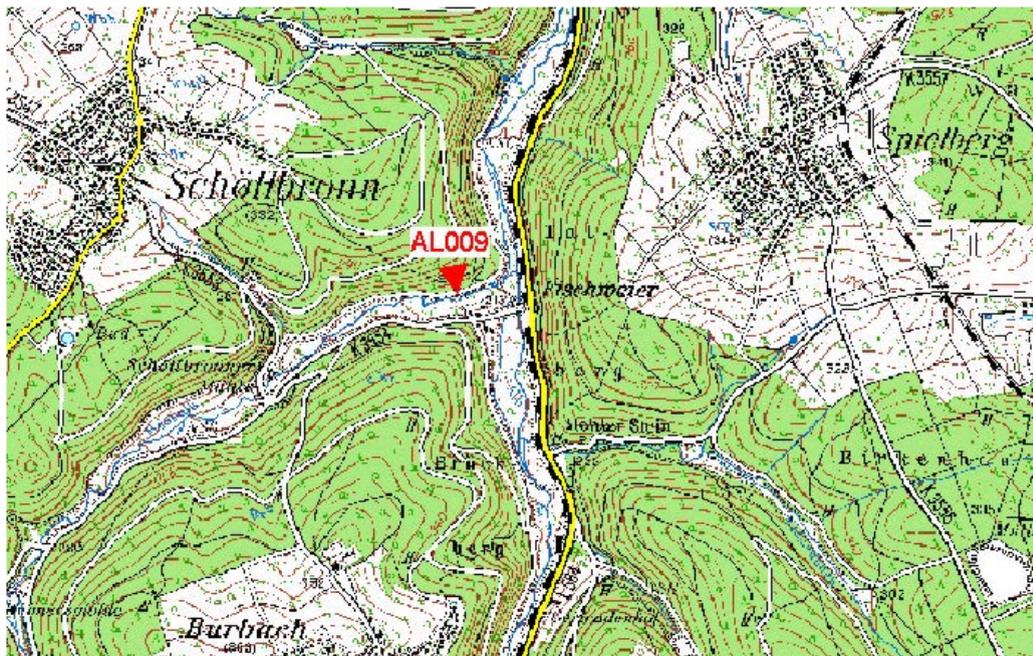
Rechtswert: 4239503

Hochwert: 5422982

Mittlere Breite (m): 1,5

Mittlere Tiefe (m): 0,2

Fließgeschw. (m/s): 0,4-0,8



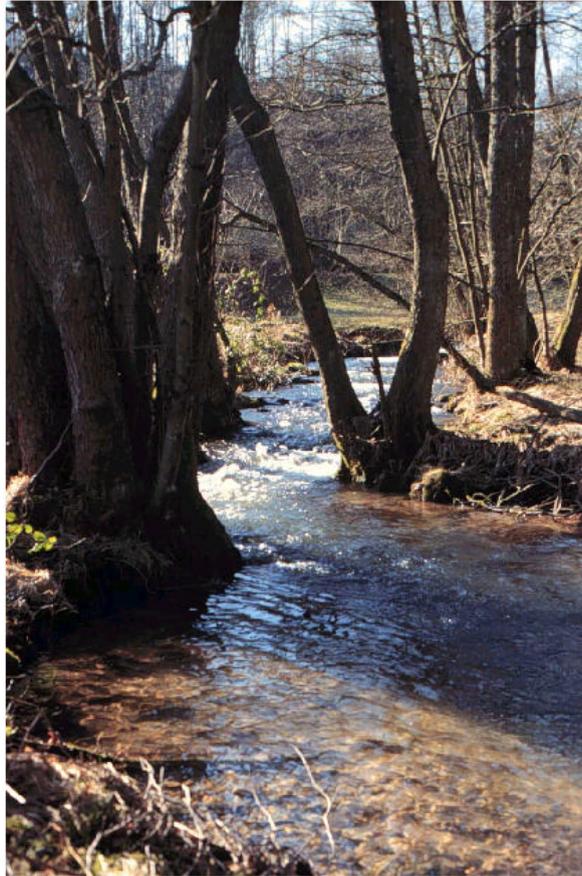
Hauptsubstrat: kleine Steine

Substrat (mittel): Sand, mittelgroße und große Steine

Substrat (wenig): Wasserpflanzen

Strömungstyp: turbulent

*Moosalb / Mündung*



**Objektbeschreibung:**

Naturnaher Bachmittellauf im Nordschwarzwald, überwiegend steinig, teils sandig, vereinzelt Wasserpflanzen. Sehr strukturreich, naturnahe Ufergehölze, viel Schwemmh Holz und Verklausungen. Zwischen Erlen Uferbuchten. Steinig, nur vereinzelt große Blöcke

**Gewässergüte:** 2

**Strukturgüte (3-stufig):** 1

**Einstufung:** ref

**Degradationsfaktoren:**

Abbildung 3.3: Beispiel eines Gewässersteckbriefes

## 3.6 Mathematisch-statistische Methoden

Nachfolgend sind die wichtigsten mathematisch-statistischen Methoden beschrieben. Zusätzlich wurden weitere allgemeine mathematisch-statistische Methoden wie gruppierte Darstellung von Einzelwerten, eindimensionale Korrelationsrechnungen usw. benutzt, die nicht gesondert erläutert werden.

### 3.6.1 Ähnlichkeitsvergleiche der Fließgewässertypen

Zum Vergleich der Biozönosen verschiedener Fließgewässertypen wurde ein geeignetes statistisches Verfahren entwickelt, das die uneinheitlichen Probenahmemethoden und Bestimmungsniveaus ausgleichen sollte. Die üblichen statistischen Verfahren wie Clusteranalysen, Faktorenanalysen und Kanonische Korrespondenzanalysen kamen nicht in Betracht, weil hierfür homogenes Datenmaterial vorausgesetzt wird. Häufigkeiten konnten ebenfalls aufgrund der Daten-Inhomogenitäten nicht berücksichtigt werden. Stattdessen fiel die Entscheidung auf einen einfachen Vergleich typologischer Referenzlisten. Dabei wurden für die Fließgewässertypen Referenzlisten mit Arten 25% Präsenz und mit Arten 10% Präsenz erstellt, die dann miteinander verglichen wurden.

#### 3.6.1.1 Referenzlisten

Ein Taxon wurde in die Referenzliste 25% Präsenz eines Fließgewässertyps aufgenommen, wenn es in dem entsprechenden Fließgewässertyp mit einer Stetigkeit von mindestens 25% auftritt. Seltener auftretende Taxa wurden anhand des Schwellenwertes von 25% herausgefiltert. Die heterogene Datenlage erforderte einen relativ niedrigen Schwellenwert.

Der Ähnlichkeitsvergleich von zwei Biozönosen erfolgt über den Vergleich der Referenztaxalisten. Hierbei wird die Referenzliste 25% Präsenz eines Fließgewässertyps mit der Referenzliste 10% Präsenz des anderen Fließgewässertyps verglichen. Die Referenzliste 10% Präsenz wird analog der Referenzliste 25% Präsenz erstellt. Sie enthält diejenigen Taxa, die mit einer Stetigkeit von mindestens 10% auftreten. Pro Vergleich von zwei Fließgewässertypen ergeben sich zwei Ähnlichkeitswerte.

#### **Warum wird eine Referenzliste 25% Präsenz mit einer Referenzliste 10% verglichen?**

Für die Unterscheidung von Fließgewässertypen sind diejenigen Taxa besonders aussagekräftig, die in einem Fließgewässertyp mit relativ hoher Präsenz vorkommen ( $\geq 25\%$ ) und gleichzeitig im anderen Fließgewässertyp nur selten auftreten ( $< 10\%$  Präsenz). Taxa, die in allen Fließgewässertypen vorkommen (Präsenz  $> 10\%$ ), eignen sich weniger für die Differenzierung von Fließgewässertypen.

### 3.6.1.2 Berechnung der Ähnlichkeit von Biozöosen

Für den Vergleich von zwei Fließgewässertypen werden die Ähnlichkeitswerte wie folgt berechnet:

**Formeln:**

$$\text{Ähnlichkeit}_{2,1} = n_{10\%,2} / n_{25\%,1} * 100\%$$

$n_{25\%,1}$  = Anzahl der Referenztaxa 25% Präsenz in Fließgewässertyp 1

$n_{10\%,2}$  = Anzahl der Referenztaxa 25% Präsenz in Fließgewässertyp 1, die in Fließgewässertyp 2 vorkommen, dh. in der Referenztaxaliste 10% Präsenz von Fließgewässertyp 2 enthalten sind

$$\text{Ähnlichkeit}_{1,2} = n_{10\%,1} / n_{25\%,2} * 100\%$$

$n_{25\%,2}$  = Anzahl der Referenztaxa 25% Präsenz in Fließgewässertyp 2

$n_{10\%,1}$  = Anzahl der Referenztaxa 25% Präsenz in Fließgewässertyp 2, die in Fließgewässertyp 1 vorkommen, dh. in der Referenztaxaliste 10% Präsenz von Fließgewässertyp 1 enthalten sind

Eine hohe Ähnlichkeit (Ähnlichkeitswert > 75%) ergibt sich, wenn die meisten Taxa der Referenzliste 25% Präsenz eines Fließgewässertyps auch in der Referenzliste 10% Präsenz des anderen Fließgewässertyps enthalten sind. Umgekehrt errechnet sich eine geringe Ähnlichkeit (Ähnlichkeitswert < 25%), wenn die meisten Taxa der Referenzliste 25% Präsenz eines Fließgewässertyps in der Referenzliste 10% Präsenz des anderen Fließgewässertyps nicht enthalten sind.

#### Berechnungsbeispiel

Ausschnitt aus zwei fiktiven Referenzlisten:

Präsenz	Fließgewässertyp 1	Fließgewässertyp 2
Taxon 1	24%	28%
Taxon 2	27%	22%
Taxon 3	15%	35%
Taxon 4	5%	30%
Taxon 5	30%	8%

Die Anzahl der Referenztaxa 25% Präsenz in Fließgewässertyp 1 ( $n_{25\%,1}$ ) beträgt 2 (Taxon 2 und Taxon 5). In Fließgewässertyp 2 ( $n_{25\%,2}$ ) beträgt die Anzahl der Referenztaxa 25% Präsenz 3 (Taxon 1, Taxon 3 und Taxon 4). Zwei Referenztaxa 25% Präsenz aus Fließgewässertyp 2 kommen in Fließgewässertyp 1 vor ( $n_{10\%,1}$ ) (Taxon 1 und Taxon 3) und ein Referenztaxon 25% Präsenz aus Fließgewässertyp 1 kommt in Fließgewässertyp 2 vor ( $n_{10\%,2}$ ) (Taxon 2).

$$\text{Ähnlichkeit}_{2,1} = n_{10\%,2} / n_{25\%,1} * 100\% = 1 / 2 * 100\% = 50\%$$

$$\text{Ähnlichkeit}_{1,2} = n_{10\%,1} / n_{25\%,2} * 100\% = 2 / 3 * 100\% = 66\%$$

Die Ähnlichkeiten mehrerer Fließgewässertypen werden in Form einer Matrix dargestellt. Diese Matrix ist nicht symmetrisch, da pro Fließgewässerpaar zwei Ähnlichkeitswerte berechnet werden.

### 3.6.2 Darstellung von Einzelwerten in Form von Boxplots

Für eine anschauliche zusammenfassende synoptische Darstellung einer großen Zahl von biologischen Daten eignet sich das graphisch-statistische Verfahren der sogenannten Boxplots in besonderer Weise. Die statistische und graphische Aufbereitung der Daten mittels Boxplots wurde mit STATISTICA (1995, S. 2390 f) durchgeführt.

Die Boxplots sind folgendermaßen zu interpretieren:

Das zentrale Rechteck (Box) umfasst 50% aller Werte. Die untere (in Abbildung 3.4 die linke) Begrenzungslinie der Box (Q1) markiert den 25% Perzentilwert, die obere (Q3) den 75% Perzentilwert. Die aus den Boxen herausragenden Linien stellen den gesamten Messwertbereich dar mit Ausnahme der durch „o“ (Ausreißer) und/oder „\*“ (extreme Ausreißer) markierten Werte. Die Querlinie innerhalb der Boxen (M) stellt den Medianwert dar, der durch seine Lage innerhalb der Box außerdem die Schiefe der Verteilung anzeigt.

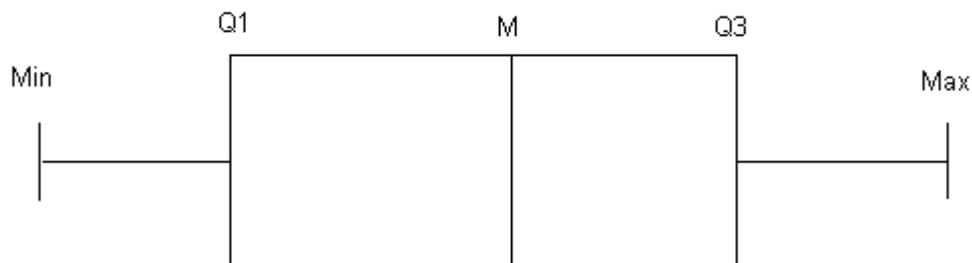


Abbildung 3.4: Muster eines Boxplot

### 3.6.3 Diversitätsindizes

Die EU-WRRL schreibt vor, dass die Vielfalt (= Diversität) der aquatischen Lebensgemeinschaft in die ökologische Fließgewässerbewertung einfließt. Am sinnvollsten ist es, hierfür eine festgelegte Spannweite der Diversität als Referenzzustand zu definieren und die Abweichung von diesem Zustand graduell zu klassifizieren und als Zusatzbewertung in Form eines Index in die Gesamtbewertung mit ein zu beziehen. Im Forschungsvorhaben wurden zwei Indizes geprüft, die als Zusatzbewertungsfaktoren in Frage kommen könnten.

#### 3.6.3.1 Diversitätsindex nach Shannon-Weaver

Der Diversitätsindex nach Shannon-Weaver ist einer der am häufigsten angewandten Indizes und hängt maßgeblich von der Artenzahl und der Gleichverteilung der vorhandenen Individuen/Häufigkeitsklassen ab (SHANNON & WEAVER 1963).

Er berechnet sich wie folgt:

$\text{Diversitätsindex}_{\text{Shannon-Weaver}} = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} * \ln \frac{n_i}{N}$	<p><math>n_i</math> = Anzahl bzw. Häufigkeitsklasse des Taxons <math>i</math>  <math>N</math> = Gesamtzahl der Individuen/Häufigkeitsklassen  <math>s</math> = Gesamtzahl der Taxa</p>
--	--

Der Diversitätsindex nach Shannon-Weaver setzt ein einheitliches Bestimmungsniveau der Taxa voraus, da die Ergebnisse ansonsten stark verfälscht werden können.

#### 3.6.3.2 Diversitätsindex nach Organismengruppen

Eine weitere Möglichkeit für die Beurteilung der Artenvielfalt einer Fließwasserbiozönose ist die Anwendung des im Rahmen des Projektes eigens entwickelten Diversitätsindex nach Organismengruppen. Bei diesem Index wird das Bestimmungsniveau der Probenlisten herabgesetzt, indem Taxa zu Organismengruppen - zumeist Familien – zusammengefasst werden. So werden die jeweiligen Proben auf das einheitliche Niveau von Tiergruppen gebracht. Ein fiktiv hoher Diversitätsindex durch eine detaillierte Bestimmung wird dadurch ausgeschlossen. Die Häufigkeiten werden beim Diversitätsindex nach Organismengruppen im Unterschied zu dem nach Shannon-Weaver nicht berücksichtigt. Zur Berechnung des Diversitätsindex<sub>Organismengruppen</sub> liegt eine Liste mit 40 Organismengruppen<sup>3</sup> vor (Tabelle 3 in Anhang I), die für alle Fließgewässertypen verwendet wird.

Der Index wird wie folgt berechnet:

$\text{Diversitätsindex}_{\text{Organismengruppen}} = \frac{\text{Anzahl der Organismen gruppen der Probe}}{\text{Maximale Anzahl an Organismen gruppen}}$
--

<sup>3</sup> Die Grundlage der ausgewählten Organismengruppen entstammt dem IBGN, einem französischen Verfahren zur Bestimmung der Gewässergüte

Der Diversitätsindex<sub>Organismengruppen</sub> liegt zwischen 0 und 1, wobei 1 die höchstmögliche Diversität wiedergibt.

## 3.7 Fließgewässerlandschaften und Fließgewässertypen

### 3.7.1 Geomorphologische Grundtypen

Bei der systematischen Einteilung von Fließgewässergrundtypen werden die längszonale und die gewässertypologische Gliederung hervorgehoben.

Fließgewässer haben untereinander, vor allem im längszonalen Aufbau vergleichbare physiographische und biologische Merkmale, von denen die kleineren Gewässer regional sehr unterschiedlich ausgeprägt sind. Diese sind Produkt der spezifischen naturräumlichen Ausstattung ihres Einzugsgebietes, also sehr eng mit der Landschaft verbunden, die sie durchströmen (Fließgewässerlandschaften). Deshalb sind die kleinen Fließgewässer, die Bäche, von den großen, den Flüssen, grundsätzlich zu unterscheiden, die relativ unabhängig vom umgebenden Gelände eigene Landschaften und Formen entwickeln (BRIEM 1998).

Aufbauend auf die Vorgehensweise der „Forschungsgruppe Fließgewässer“ in Baden-Württemberg zur Differenzierung der deutschen Fließgewässerlandschaften und den daraus abgeleiteten Fließgewässertypen, wurde das Projekt „Geomorphologische Typisierung der Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland“ initiiert (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER 1994, BRIEM 2000). Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Karte erstellt, aus der die wesentlichen Grundzüge der vom Substrat und Relief her gestalteten Haupt-Fließgewässerlandschaften (der geologischen Grundtypen) mit den dazugehörigen Typen abgelesen werden können (BRIEM 2000). Für Deutschland gibt es ca. 25 flächenmäßig und geologisch bedeutsame Fließgewässerlandschaften, die als Voraussetzung für einen gewässertypologischen Ansatz dienen können.

SCHMEDTJE ET AL. (Stand 11/2000) haben auf Grundlage dieser Karte die 20 wichtigsten biozönotisch relevanten Fließgewässertypen herausgearbeitet, die die Kriterien von System B der EU-Wasserrahmenrichtlinie erfüllen (EG-WRRL 2000). Das Ergebnis ist in der Tabelle 3.6 dargelegt und umfasst, nach den drei Ökoregionen aufgegliedert, 16 Fließgewässerlandschaften mit insgesamt 18 geomorphologischen Grundtypen und 4 verschiedenen Gewässergrößenordnungen. Den geomorphologischen Grundtypen werden die geochemischen Eigenschaften silikatisch (s), karbonatisch (k) oder organisch (o) zugeordnet.

Tabelle 3.6: Fließgewässertypen Deutschlands modifiziert nach Schmedtje, Sommerhäuser, Braukmann, Briem, Haase & Hering, Stand 22.11.2000

Fließgewässerlandschaft*	potenzieller Fließgewässertyp		potenzieller biozönotischer Typ			
	geomorphologischer Grundtyp**		,Längszonierung'***			
			Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
<b>Ökoregion 4: Alpen, Höhe &gt; 800 m</b>						
Kalkalpen	(1) Kiesgeprägte, geschiebereiche FG der Kalkalpen	K	Typ a	b	1	
<b>Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 - 800 m</b>						
<b>Alpenvorland</b>						
Tertiäres Hügelland, Flussterrassen und Altmoränen	(2) Stein- und kiesgeprägte FG des tertiären Hügellandes, der Flussterrassen und Altmoränen	S	Typ 2			
Jungmoränen	(3) Kiesgeprägte FG der Jungmoränen	K	Typ 3			
Auen (über 300 m Breite)	(4) Kies- und sandgeprägte FG mit breiten Auen (z.B. Iller, Lech, Isar)	K		Typ a	b	4
<b>Mittelgebirge</b>						
Buntsandstein	(5) Sand- und steingeprägte FG des Buntsandsteins	S	Typ a	5		
Grundgebirge (Gneis, Granit, Schiefer)	(6) Stein- und blockgeprägte FG des Grundgebirges	S	b		Typ 9 a	
Vulkangebiete	(7) Stein- und kiesgeprägte FG der Vulkangebiete	S	c		b	
Lössbeeinflusste Regionen, Keuper	(8) Ton-, sand- oder kiesgeprägte FG der Löss- und Keupergebiete	K	Typ 6		c	
Kalkgebiete (Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kreide, Devon)	(9) Kies- und steingeprägte FG der nicht verkarsteten Kalkgebiete	K	Typ 7		d	
	(10) Kies- und steingeprägte FG der Karstgebiete	K	Typ 8		e	
Auen (über 300 m Breite)	(11) Kiesgeprägte FG mit breiten Auen (u.a. Hoch- und Oberrhein, bayer. Donau, Untermain)	K			Typ a	b 10
<b>Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe &lt; 200 m</b>						
Sander und sandige Bereiche der Moränen und Flussterrassen	(12) Organisch geprägte FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	O	Typ 11		Typ 12	
	(13) Sandgeprägte, altglaziale FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	S	Typ 13			
	(14) Sandgeprägte, jung- und altglaziale FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	K	Typ 14		Typ a	b 15
Kiesige Bereiche der Moränen, Flussterrassen, Verwitterungsgebiete	(15) Kiesgeprägte FG der Moränen, Flussterrassen und Verwitterungsgebiete	K	Typ 16		Typ 17	
Lössregion (Börden)	(16) Löss-lehmgeprägte FG der Börden	K	Typ 18			
Auen (über 300 m)	(17) Kies-, sand- und z.T. organisch geprägte Niederungs-FG	K	Typ 19			
	(18) Sand- und kiesgeprägte FG mit breiten Auen (u.a. Unterläufe der Elbe, Weser, Oder, Rhein)	K			Typ a	b 20

\* Fließgewässerlandschaften nach BRIEM, z.T. zusammengefasst, \*\* unter Berücksichtigung von System B, WRRL

\*\*\* Bach = EZG ca. 10-100 km<sup>2</sup>, Kl. Fluss = EZG > ca. 100-1.000 km<sup>2</sup>, Gr. Fluss = EZG > ca. 1.000-10.000 km<sup>2</sup>,

Strom = EZG > ca. 10.000 km<sup>2</sup>

O = organisch, S = silikatisch, K = karbonatisch (nach WRRL)

### 3.7.2 Projektbezogene Zusammenfassung der Fließgewässertypen

Aufgrund der Datenlage war es erforderlich, die unter Kap. 3.7.1 genannten Fließgewässertypen für die Auswertungen zusammenzufassen (Tabelle 3.7). 16 der 20 Typen konnten mit den vorliegenden Daten berücksichtigt werden, wobei die begrenzte Anzahl der Proben dazu führte, dass, wie aus Tabelle 3.7 hervorgeht, mehrere Fließgewässertypen nach SCHMEDTJE ET AL. (2000) zu einer Kategorie vereinigt wurden.

Folgende Typen wurden zusammengefasst:

- Bäche und kleine Flüsse des tertiären Hügellandes, der Flussterrassen, der Alt- und Jungmoränen des Alpenvorlandes
- Bäche der Sander und sandigen Bereiche, kiesige Bereiche der Moränen, Flussterrassen und Verwitterungsgebiete sowie Börden und Auen des Norddeutschen Tieflandes
- Kleine und große Flüsse der Sander und sandigen Bereiche und kiesige Bereiche der Moränen, Flussterrassen und Verwitterungsgebiete des Norddeutschen Tieflandes.

Für die nachfolgenden Auswertungen blieben 8 Typen übrig, die in Tabelle 3.7 grau unterlegt sind. Insbesondere im Alpenvorland und im Norddeutschen Tiefland wurden viele Typen zu einem Typ zusammengefasst, weil die Gewässer nach der Karte (BRIEM 2000) keiner der Gewässerlandschaften eindeutig zuzuordnen waren bzw. in eng benachbarten oder dicht verzahnten Fließgewässerlandschaften keine Trennung möglich war. Wenn die biologischen Daten nicht ausreichten, um Referenztaxalisten ableiten zu können, wurden ebenfalls mehrere Typen, sofern diese ähnlich waren, vereinigt. Die großen Fließgewässer, Auen über 300 m Breite (Typ 10 und 20, s. Spalte 1, Tabelle 3.7) fallen unter die Gewässer, die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz bearbeitet wurden (vgl. Kap. 2.3).

Tabelle 3.7: Zusammenfassung der Fließgewässertypen

Typ Schmedtje et al. (2000)	Fließgewässertyp	Auswertungstypen (Abkürzung)	Anzahl der Proben
Typ 1	Kiesgeprägte geschiebereiche Fließgewässer der Alpen	Alpen_ka	17
Typ 2 und 3	Kleine Fließgewässer des Alpenvorlandes	kl_AV	28
Typ 4	Kies- und sandgeprägte Fließgewässer mit breiten Auen (Alpenvorland) Die Zuordnung nach der Karte war nicht möglich bzw. es waren zu wenig Daten vorhanden	-	-
Typ 5	Kleine Fließgewässer des Mittelgebirges (Granit, Gneis, Schiefer, Rotliegendes, Buntsandstein, Vulkanite)	kl_MG_si	304
Typ 6	Kleine Fließgewässer des Mittelgebirges (Löss u. Keuper)	kl_MG_LK	37
Typ 7	Kleine Fließgewässer des Mittelgebirges (Kalklandschaften: Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kreide, Devon - permanente Gewässer)	kl_MG_ka	42
Typ 8	Kies- und steingepägte Fließgewässer der Karstgebiete Hierunter fallen temporäre Gewässer, zu denen keine Daten vorliegen	-	-
Typ 9	Mittelgroße Fließgewässer der Mittelgebirge	mg_MG	199
Typ 10	Kiesgeprägte Fließgewässer mit breiten Auen (Mittelgebirge) Große Flüsse und Ströme entfallen, s. Daten BfG, Dr. Schöll	-	-
Typ 11, 13, 14, 16, 18, 19	Kleine Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	kl_NT	59
Typ 12,15,17	Mittelgroße Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	mg_NT	54
Typ 20	Sand- und kiesgeprägte Fließgew. mit breiten Auen (Nord. Tiefland) Große Flüsse und Ströme entfallen, s. Daten BfG, Dr. Schöll	-	-

Da bei den Stammdaten keine Einzugsgebietsgrößen angegeben waren, wurden die Fließgewässertypen projektbezogen über die Quellentfernung der Größe des Einzugsgebietes zugeordnet (Tabelle 3.8).

Tabelle 3.8: Zuordnung der Quellentfernung zu den Einzugsgebietsgrößen

Einzugsgebietsgröße	Quellentfernung	Bezeichnung
10-100 km <sup>2</sup>	4-20 km	Bach bzw. kleines Fließgewässer
100-1000 km <sup>2</sup>	21-100 km	Kleiner Fluss bzw. mittelgroßes Fließgewässer
> 1000 km <sup>2</sup>	Wurden hier nicht berücksichtigt, s. Daten BfG, Schöll	Großer Fluss und Strom

### 3.7.3 Fließgewässerzonen

Fließgewässer sind, sofern sie im Bergland entspringen, im Längsverlauf natürlicherweise in drei Zonen und sechs Unterzonen entsprechend der Fischzonen gegliedert:

- Quellbereich, das **Krenal**, in dem die Wassertemperatur im Jahresverlauf relativ gleichbleibt.
- Bachoberlauf, das **Rhithral**, in dem die Wassertemperatur im Jahresverlauf 20°C nicht überschreitet. Es ist der sommerkalte, steinig-kiesige Fließgewässerabschnitt.

Unterzonen:

- ?? Epirhithral obere Zone (= obere Forellenregion)
- ?? Metarhithral mittlere Zone (= untere Forellenregion)
- ?? Hyporhithral untere Zone (= Äschenregion)
- Tieflandfluss, das **Potamal**, in dem die Wassertemperatur im Jahresverlauf stark schwankt und 20°C überschreiten kann. Es ist der sommerwarme, sandig-schlammige Abschnitt eines Fließgewässers.

Unterzonen:

- ?? Epipotamal obere Zone (= Barbenregion)
- ?? Metapotamal mittlere Zone (= Brachsenregion)
- ?? Hypopotamal untere Zone (= Kaulbarsch-Flunder-Region)

Die Arten des Makrozoobenthos besiedeln im Längsverlauf zonenspezifisch ihren Lebensraum und integrieren die ökologisch relevanten Parameter, wie z.B. Temperatur, Sauerstoffgehalt, Gefälle und Substrat eines Gewässerabschnitts. Aus diesem Grunde ist die entsprechende Längszone des Baches oder Flusses vorrangig und wird in der vorliegenden Arbeit als Leitaspekt der Zuordnung des Untersuchungsgewässers verwendet (vgl. 3.7.1).

Die Gewässertypologie nach BRIEM 2000 spielt in den vorgeschlagenen Verfahrensansätzen I und II (Kapitel 5.1) eine untergeordnete Rolle.

## 3.8 Modellgebiete

Um das vorgeschlagene Bewertungsverfahren anzuwenden und zu erproben, wurden mehrere Modellgebiete ausgewählt.

Die Kriterien für die Auswahl der Gebiete waren:

- Hohe Qualität der vorliegenden Daten
- Quantitativ ausreichendes Datenmaterial
- Hohes systematisches Niveau der biologischen Erhebungen
- Gute Ortskenntnisse der Untersuchungsgewässer
- Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Fließgewässertypen und Gewässergütezuständen
- Gut abgrenzbare Referenzabschnitte und degradierte Bereiche

Da in Baden-Württemberg ein Großteil aller für Deutschland relevanter Fließgewässerlandschaften und -typen vorkommen und in der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg umfangreiches Datenmaterial vorhanden ist, wurden die Modellgebieten auf Baden-Württemberg projektbezogen festgelegt. Dadurch konnte außerdem das Problem der bundesweiten Heterogenität der Datenbasis für die Durchführung des Projektes gemindert

werden. Das Datenmaterial, das nach einer für Baden-Württemberg verbindlichen Arbeitsanleitung (LfU 1992) erhoben wurde und aufgrund der projektbezogenen Fragestellung über das Niveau der Gewässergüteeerhebung hinausging, wurde für die folgenden Modellgebiete zu Datenpaketen zusammengestellt (vgl. Kapitel 3.2):

- LAWA 2000: Gesamtübersicht Baden-Württemberg (Gewässergüteeerhebung für die Länderearbeitsgemeinschaft Wasser; Probenahmen aus der Zeit April 1998 bis November 2000 des biologischen Gewässerüberwachungsnetzes des Landes Baden-Württemberg)
- Flussgebiet Elz-Dreisam im Bereich Freiburg (Süd-Baden)
- Flussgebiet Kraichbach-Leimbach im Norden von Karlsruhe (Nord-Baden)

Die Merkmale zur Typisierung der ausgewählten Gebiete waren die Zuordnung zur Ökoregion nach ILLIES (1967), die Fließgewässerlängszonen (vgl. 3.7.3), die Höhenlage in m ü. NN, das Mittlere Talgefälle in %, die Quellentfernung in km und die Fließgewässerlandschaften bzw. -typen nach BRIEM (2000).

Zur **Erprobung der Verfahrensvorschläge** (vgl. Kap. 5.3) wurden die Daten aus der **Gesamtübersicht Baden-Württemberg (LAWA 2000)** und die der beiden **Flussgebiete Elz-Dreisam und Kraichbach-Leimbach** verwendet.

Die beiden Flussgebiete wurden wie folgt charakterisiert:

Tabelle 3.9: Kurzcharakteristik der zwei Flussgebiete in Baden-Württemberg

	<b>Flussgebiet Elz-Dreisam</b>	<b>Flussgebiet Kraichbach-Leimbach</b>
<b>Lage</b>	Kalkarme Fließgewässer im Bereich Freiburg	Kalkreiche Fließgewässer im Norden von Karlsruhe
<b>Fließgewässerlandschaft</b>	Gneis und Granit des Südschwarzwaldes	Keuper-Muschelkalk
<b>Größe des Einzugsgebiets</b>	ca. 1.400 km <sup>2</sup>	ca. 580 km <sup>2</sup>
<b>Einzugsgebiet</b>	Südlicher Oberrhein	Nördlicher Oberrhein
<b>Saprobielle Belastung</b>	Gewässer wenig belastet, Gewässergüte I und II in den Oberläufen große Bereiche durch Großkläranlage Breisgauer Bucht abwasserfrei	Stark belastete Gewässerabschnitte Verbesserung der saprobiellen Situation in den letzten Jahren durch Kläranlagenausbau Im Durchschnitt Güteklasse II
<b>Strukturgüte<sup>4</sup></b>	Gewässeroberläufe naturnah bis wenig strukturell beeinträchtigt; Klasse 1 und 2 überwiegt Gewässerunterläufe ausgebaut; Klasse 3 (naturfern) überwiegt	Viele Gewässer stark degradiert Klasse: 3 (naturfern) überwiegt

Die Abbildung 3.5 bis Abbildung 3.8 vermitteln ein Bild der Gewässerläufe.

---

<sup>4</sup> Strukturgütebeurteilung nach Übersichtskartierung BW (1994)

## Modellgebiet Elz-Dreisam (anthropogen z.T. wenig belastet)



Abbildung 3.5: Elzoberlauf unterhalb von Elzach



Abbildung 3.6: Ausgebauter Elzunterlauf oberhalb von Riegel

## Modellgebiet Kraichbach-Leimbach (anthropogen stark beeinträchtigt)



Abbildung 3.7: Oberlauf des Kraichbachs



Abbildung 3.8: Ausgebauter Kraichbachunterlauf

## 4 Methodische Vorarbeiten

### 4.1 Probenahmen und Beprobungsfrequenz

Bei der Daten-Gesamtbilanz stellte sich heraus, dass vorrangig kleine und mittelgroße, durchwatbare Rhithralgewässer in den Bundesländern beprobt wurden, so dass sich die Auswertungen auf diese Gewässertypen konzentrierten. So war gewährleistet, dass das Bewertungsverfahren plausibilisiert und statistisch abgesichert werden konnte.

Die Gruppe der Steinfliegen (Plecoptera), die zur Beurteilung der Wasserqualität sehr wichtig ist, wurde ausgewählt, um Auswertungen zur Beprobungsfrequenz und zu den Wiederfindungsraten bei mehreren Probenahmen im Jahr durchzuführen.

Um herauszufinden, wie viele Probenahmen zur Erfassung des Artenspektrums einer Biozönose erforderlich sind, wurden drei elementare, in Fließgewässern vorkommende Insektengruppen (Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen) aus den Daten der Bundesländer herausgefiltert und einzelnen Fließgewässerlandschaften zugeordnet.

Eine zentrale Frage insbesondere unter dem Aspekt des Aufwandes ist: Wie oft müssen Probenahmen im Jahresverlauf wiederholt werden, um eine aquatische Biozönose hinreichend gut zu beschreiben?

Hierzu wurden geeignete Daten hinsichtlich der Häufigkeit der Probenahme anhand der Wiederfindungsraten von Steinfliegen zu unterschiedlichen Jahreszeiten ausgewertet. Aus den vorhandenen biologischen Daten wurden die Steinfliegen, die zumeist einen guten ökologischen Fließgewässerzustand indizieren, ausgewählt, um diesen Sachverhalt zu untersuchen. Hierbei wurde ausschließlich der qualitative Aspekt (= Anzahl der Steinfliegentaxa, keine Häufigkeiten) berücksichtigt.

Die Abbildung 4.1, Abbildung 4.2 und Abbildung 4.3 geben die aus 38 Probestellen<sup>1</sup> ermittelten mittleren Plecoptera-Taxazahlen im Verhältnis zur Beprobungsfrequenz wider. Es wurden alle Probestellen ausgewählt, die sowohl im Frühjahr als auch im Herbst mindestens zweimal beprobt wurden. Die Säule „Übereinstimmung“ beschreibt die Taxa, die sowohl in der ersten als auch in der zweiten Frühjahrs- bzw. Herbstprobe präsent sind.

---

<sup>1</sup> Datengrundlage: Teilmenge der durch die Bundesländer bereitgestellten Daten (vgl. Anlage 5 Anhang I)

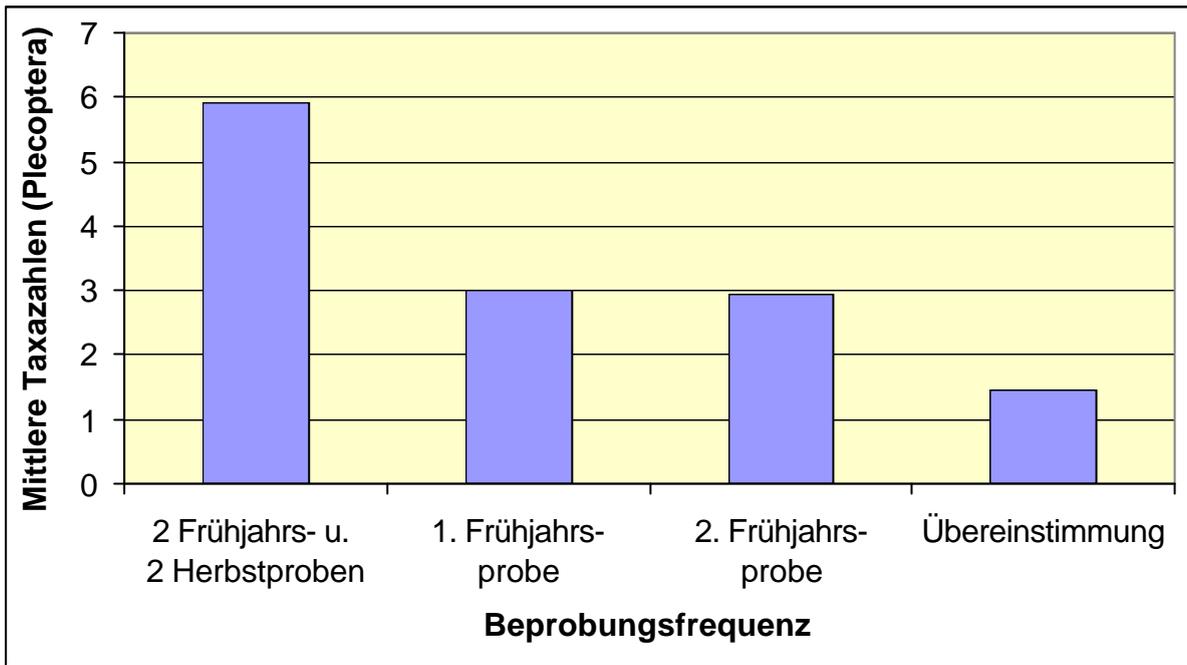


Abbildung 4.1: Beprobungsfrequenz und mittlere Plecoptera-Taxazahl (Frühjahrsprobenahmen)

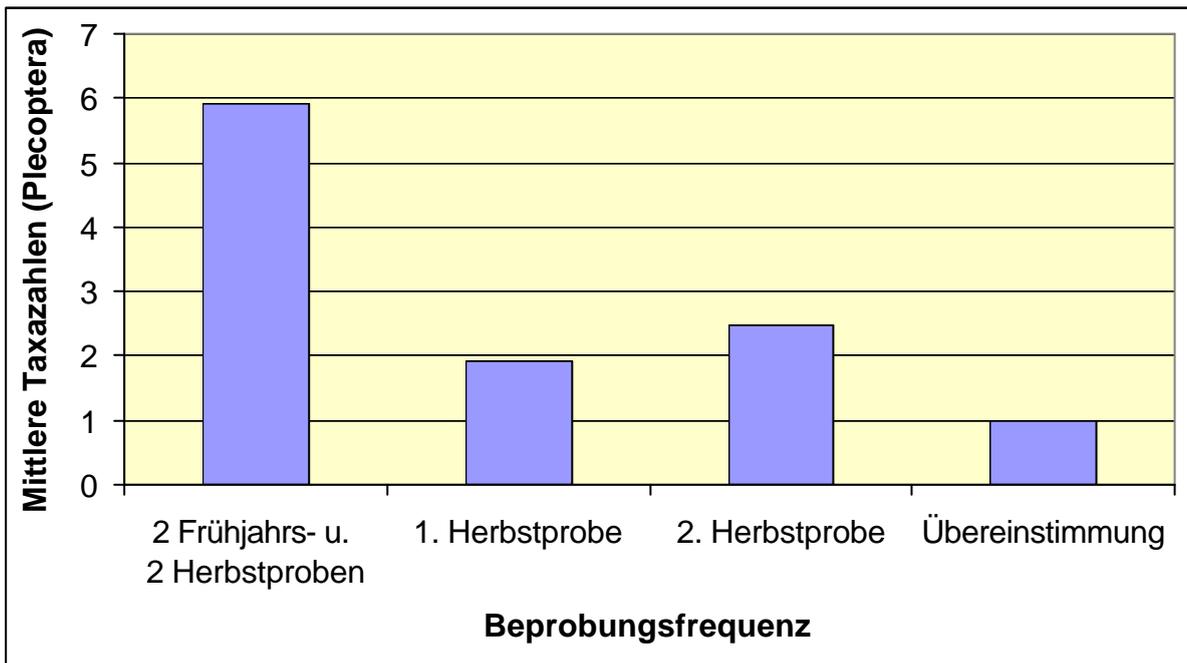


Abbildung 4.2: Beprobungsfrequenz und mittlere Plecoptera-Taxazahl (Herbstprobenahmen)

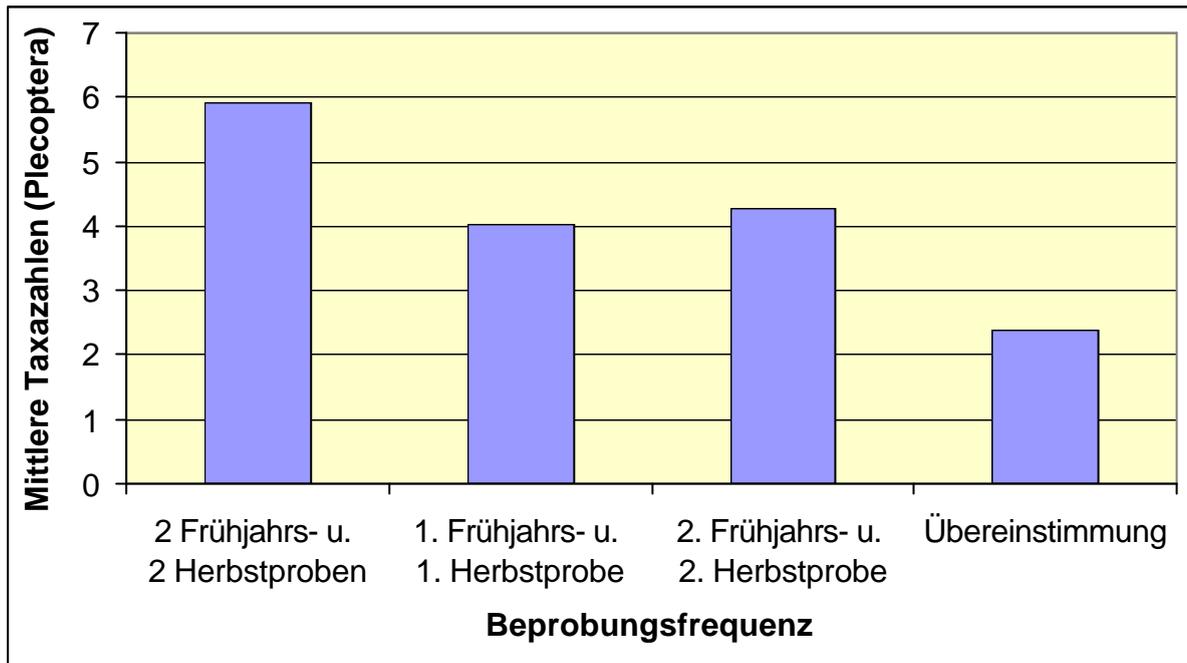


Abbildung 4.3: Beprobungsfrequenz und mittlere Plecoptera-Taxazahl (Frühjahrs- und Herbstprobenahmen)

Die Wiederfindungsrate der Steinfliegen in einer Frühjahrsprobe im Vergleich zu zwei Frühjahrs- und zwei Herbstproben beträgt nur ca. 50%, d.h. maximal die Hälfte der an einer Probestelle vorkommenden Steinfliegen wird mit einer Frühjahrsprobe erfasst. Vergleicht man außerdem zwei Frühjahrsproben miteinander, so zeigt sich, dass nur ca. 50% der in verschiedenen Frühjahrsproben ermittelten Taxa übereinstimmen (Abbildung 4.1).

Die Wiederfindungsrate in Herbstproben ist im Vergleich zu den Frühjahrsproben noch schlechter, sie liegt unter 50% (Abbildung 4.2).

Abbildung 4.3 beschreibt wieviel Taxa sowohl in der ersten als auch in der zweiten Frühjahrs- und Herbstprobe vorkommen. Werden jeweils eine Frühjahrs- und eine Herbstprobe zusammengefasst, so ist die Wiederfindungsrate insgesamt höher als bei nur einer Frühjahrs- bzw. Herbstprobe. Beim Vergleich der Probenpaare miteinander ergibt sich jedoch ebenfalls nur eine Übereinstimmung von etwas über 50%.

Daraus folgt, dass Probenahmen mehrmals im Jahr (bevorzugt im Frühjahr und Herbst) erfolgen müssen, um ein möglichst vollständiges Bild der Biozönose aufzeigen zu können.

Referenzbiozönosen werden auf der Basis von nur einer Frühjahrs- bzw. einer Frühjahrs- und einer Herbstprobe nicht hinreichend charakterisiert. Ob zu einer repräsentativen Beschreibung der Leitbildbiozönosen die Daten von zwei Frühjahrs- und zwei Herbstproben ausreichen, müsste noch mittels Langzeituntersuchungen geprüft werden. **Da die Länder nur in seltenen Fällen Daten in diesem Umfang zur Verfügung stellen konnten, liegt derzeit kein ausreichendes Datenmaterial vor, um Leitbildbiozönosen zu beschreiben und repräsentative Leitbilder formulieren zu können.**

Abbildung 4.4, Abbildung 4.5 und Abbildung 4.6 zeigen die mittleren Steinfliegen-Taxazahlen an 444 Probestellen aufgeteilt nach Jahreszeit der Beprobungen. Es wurden alle Probestel-

len ausgewählt, die sowohl im Frühjahr als auch im Herbst mindestens einmal beprobt wurden (Abbildung 4.4) und getrennt nach Höhenbereichen (Abbildung 4.5) bzw. Bundesländern (Abbildung 4.6) ausgewertet.

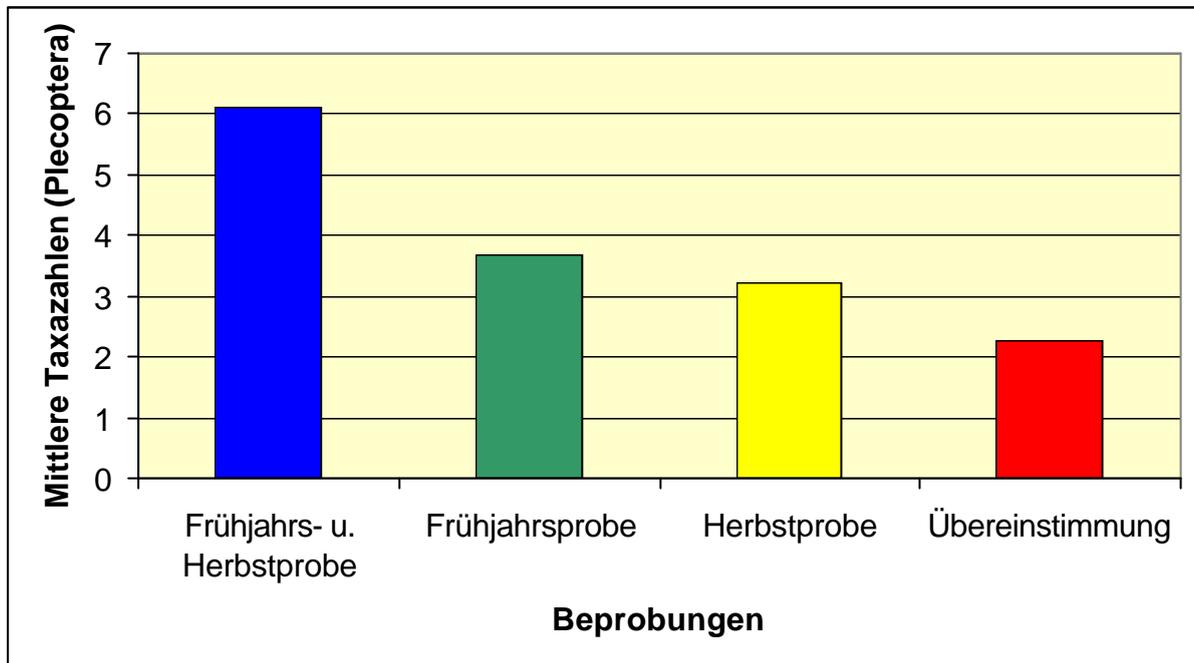


Abbildung 4.4: Beprobungen nach Jahreszeiten und mittlere Plecoptera-Taxazahlen

Frühjahrs- und Herbstprobenahmen unterscheiden sich signifikant in der qualitativen Artenzusammensetzung, im Frühjahr kommen andere Arten als im Herbst vor. Weniger als 50% der Taxa sind sowohl im Frühjahr als auch im Herbst anzutreffen (Abbildung 4.4).

Die Auswertung der Daten nach der Höhenlage in Abbildung 4.5 zeigt, dass die Anzahl der Plecoptera vom Berg- ins Tiefland im Mittel abnimmt. Im Frühjahr sind in Höhen über 400 m mehr Arten zu finden als im Herbst. Es ergibt sich zudem, dass – und das trifft für alle Höhenlagen zu – im Frühjahr andere Taxa vorhanden sind als im Herbst. Es lassen sich somit typische Frühjahrs- und Herbstarten unterscheiden.

Werden die gleichen Daten nach ihrer Herkunft (Bundesländer) ausgewertet (Abbildung 4.6) zeigt sich, dass Plecoptera in den vom Mittelgebirge geprägten Bundesländern am häufigsten vorkommen. Die höchste Taxazahl wurde in Baden-Württemberg gefolgt von Bayern und Sachsen nachgewiesen. Es gibt zudem nur wenige Arten, die sowohl im Frühjahr als auch im Herbst vorkommen.

Es lässt sich insgesamt feststellen, dass mehrere Probenahmen im Jahresverlauf erforderlich sind, um das Artenspektrum einer Untersuchungsstelle zu erfassen und dass das Vorkommen bestimmter Arten jahreszeitenabhängig ist.

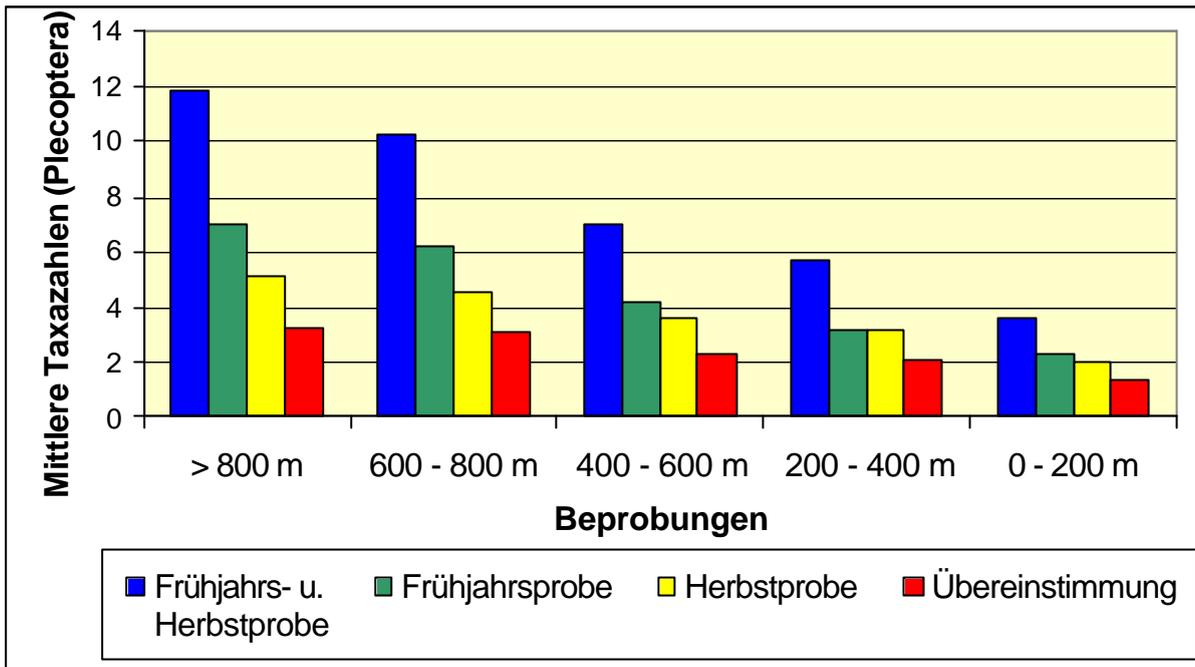


Abbildung 4.5: Beprobungen nach Jahreszeiten und mittlere Plecoptera-Taxazahlen getrennt nach Höhenbereichen

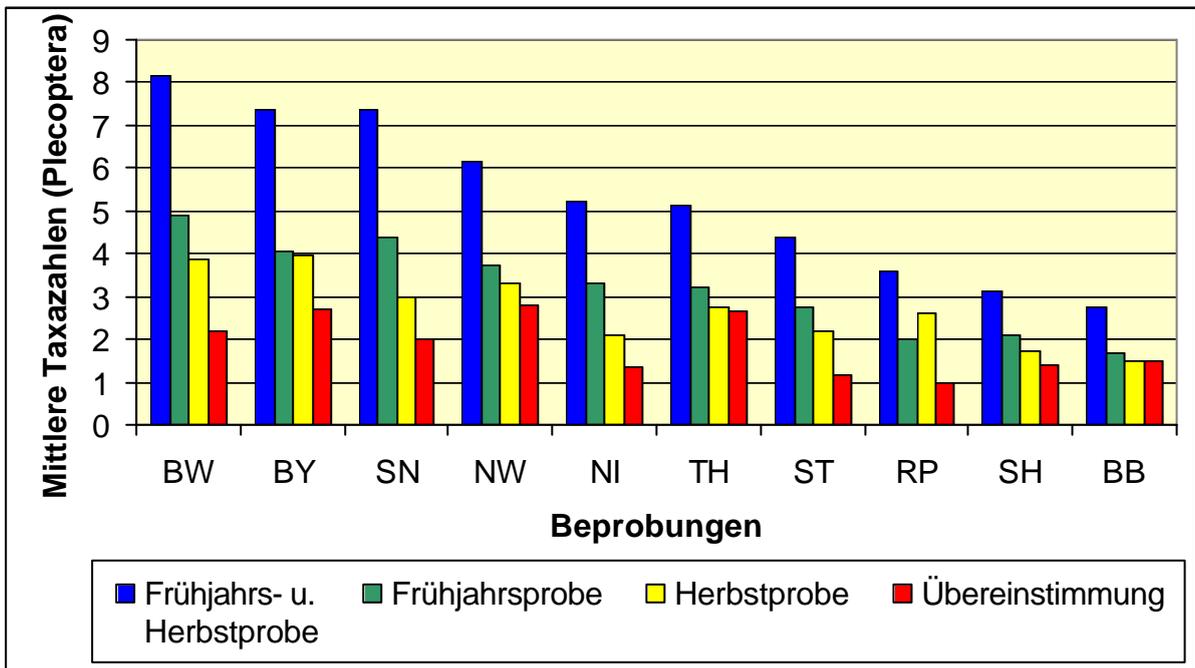


Abbildung 4.6: Beprobungen nach Jahreszeiten und mittlere Plecoptera-Taxazahlen getrennt nach Bundesländern

## 4.2 Das Artenspektrum

Die Auswertungen mittels Wiederfindungsraten (Abbildung 4.1 bis Abbildung 4.6) haben gezeigt, dass es nicht möglich ist, eine Biozönose mit wenigen Proben ausreichend qualitativ zu erfassen.

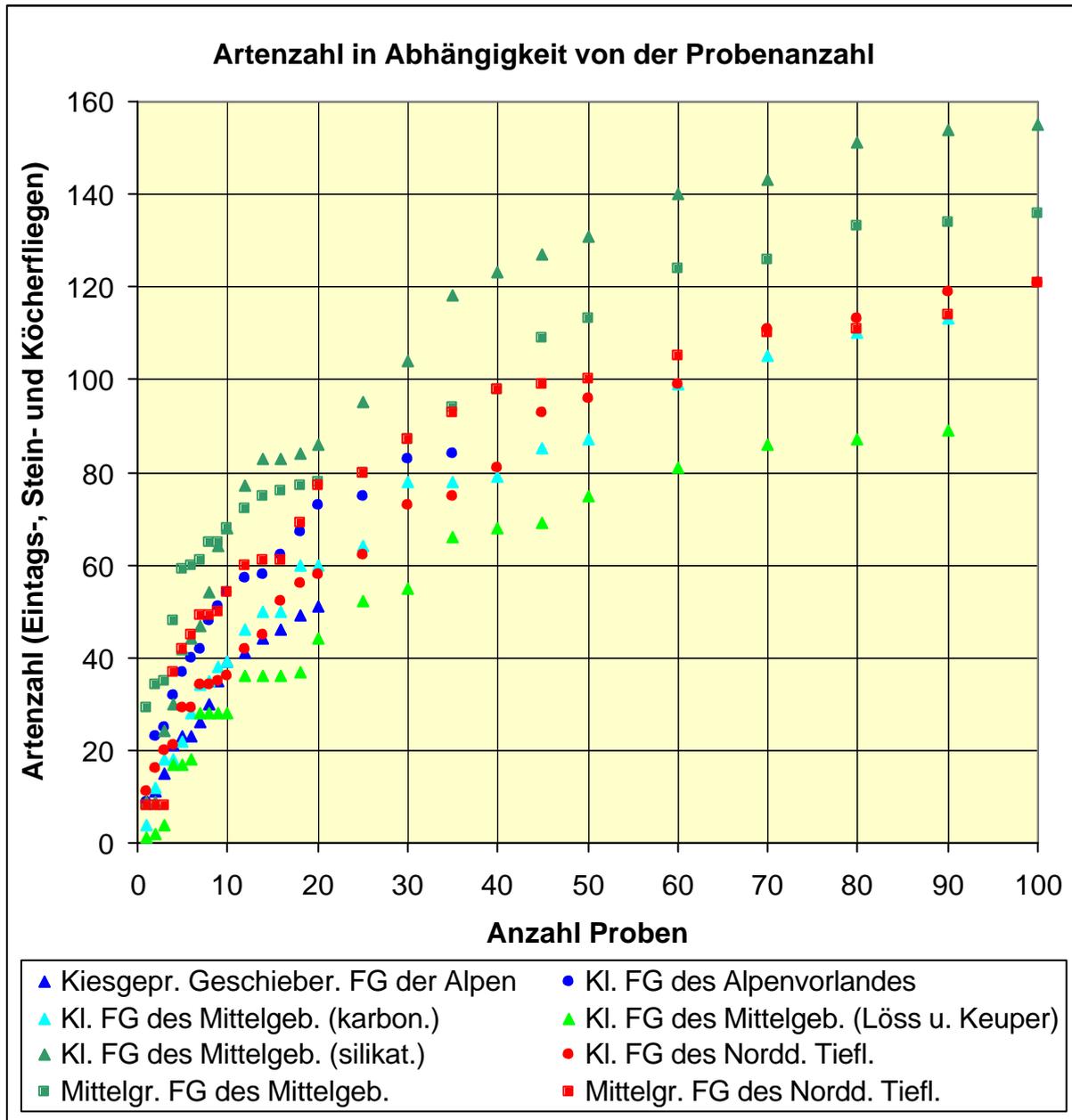


Abbildung 4.7: Anzahl der Proben in Korrelation zur Artenzahl von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen

Im weiteren stellte sich die Frage, wieviel Proben erforderlich sind, um ein vollständiges Artenspektrum einer Biozönose zu ermitteln. Hierzu wurde die Anzahl der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten nach Fließgewässertypen zusammengefasst und in Korrelation zur Pro-

benzahl dargestellt (Abbildung 4.7)<sup>2</sup>. Dabei wurden nur Arten berücksichtigt, die entweder einen Saprobienindex oder einen Ökologie-Wert (s. Kap. Ergebnisse 5.1.1.1) besitzen.

Die Artenzahl nimmt auch oberhalb von ca. 80 Proben noch zu. So steigt die Artenzahl für die Fließgewässertypen „Kleine silikatische Fließgewässer des Mittelgebirges“ und „Mittelgroße Fließgewässer des Mittelgebirges“ auf über 200 Arten an (siehe Tabelle 7 in Anhang I). Die höchsten Artenzahlen werden in den Gewässertypen „Kleine silikatische Fließgewässer des Mittelgebirges“ und „Mittelgroße Fließgewässer des Mittelgebirges“ gefunden. „Kleine Fließgewässer des Mittelgebirges (Löss u. Keuper)“ weisen die geringste Artenzahl auf.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass mind. ca. 60 – 90 Proben pro Fließgewässertyp erforderlich sind, um das Artenspektrum annähernd umfassend wiederzugeben.

### 4.3 Längszonale Verteilung der Arten

Die Arten der Fließgewässerbiozönose weisen eine typische Verteilung im Längsverlauf auf (Illies 1961). Um einen Überblick über die längszonale Artenverteilung der Daten zu bekommen, wurden die Arten in den Proben der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflands nach ihrer längszonalen Präferenz ausgewertet. Die Präferenzen der jeweiligen Fließgewässerslängszone wurde mit Hilfe autökologischer Tabellen ermittelt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, BUNDESMINISTERIUM F. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT ÖSTERREICH 1995).

Für jede Fließgewässerzone – zunächst mit Unterzonen und dann zusammengefasst in die drei Hauptzonen - wurde eine Liste der typischen Arten<sup>3</sup> erstellt (siehe Tabelle 8 und Tabelle 9 in Anhang I) und deren Anzahl über der Quellentfernung dargestellt.

Abbildung 4.8 zeigt die längszonale Verteilung typischer Arten - sortiert nach Quellentfernungsklassen - auf die Unterzonen für die geologischen Formationen Granit, Gneis, Schiefer und Buntsandstein des kalkarmen Mittelgebirges. Abbildung 4.9 präsentiert dasselbe für das Altmoränen- und Jungmoränenland des Norddeutschen Tieflandes.

---

<sup>2</sup> Es ist anzumerken, dass die Daten nur eingeschränkt vergleichbar sind, weil die der Darstellung zugrundeliegenden Taxalisten methodisch unterschiedlich erhoben wurden und das Bestimmungsniveau der Taxa uneinheitlich ist.

<sup>3</sup> Als typisch gelten Arten, die anhand autökologischer Angaben eine deutliche Präferenz für eine Längszone aufweisen (mindestens 6 von 10 Punkten für eine Zone).

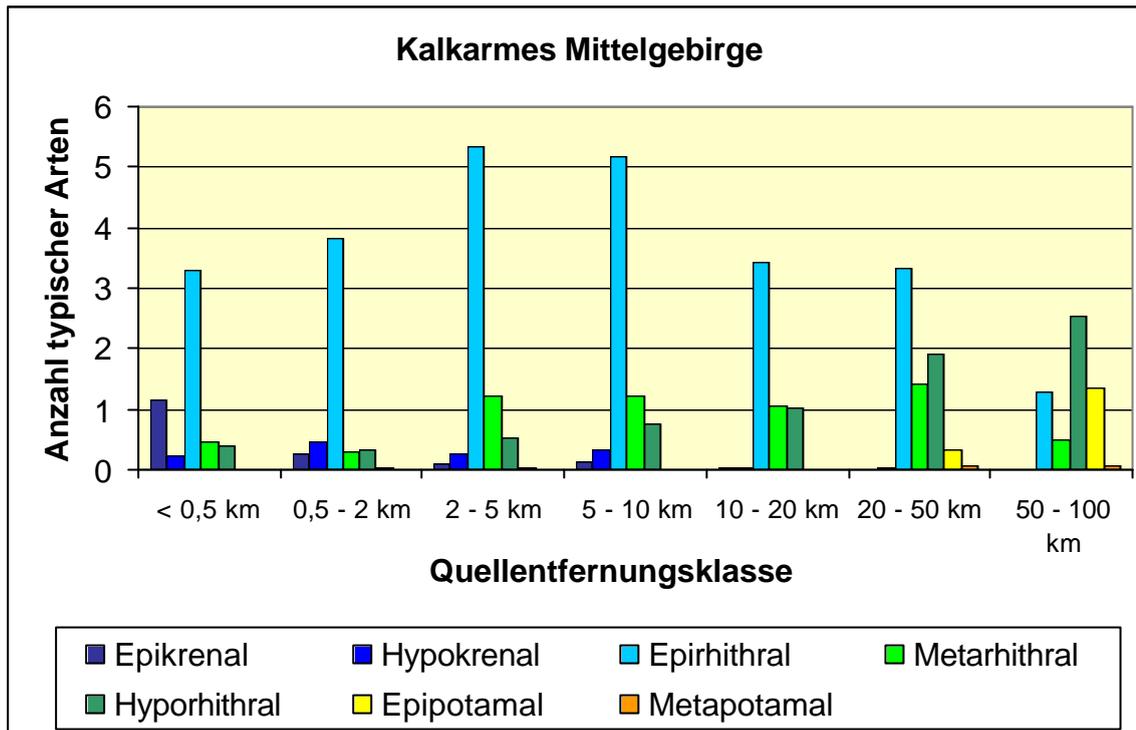


Abbildung 4.8: Anzahl der für die Fließgewässerzonen typischen Arten für das Mittelgebirge (Granit, Gneis, Schiefer, Buntsandstein) - sortiert nach Quellentfernungen

Im Mittelgebirge dominieren die Epirhithralarten, erst mit zunehmender Entfernung von der Quelle (> 50 km) geht ihre Anzahl zurück und wird durch Arten des Hyporhithrals ersetzt. Gleichzeitig nehmen die Potamalartern zu. Die längszonale Verteilung typischer Rhithralarten ist im Mittelgebirge deutlicher sichtbar als im Norddeutschen Tiefland. Gemäß der im Mittelgebirge vorherrschenden höheren Fließgeschwindigkeit ist die Zahl der Rhithralarten im kalkarmen Mittelgebirge höher als im Norddeutschen Tiefland. Trotzdem ist zu erkennen, dass an fast allen Probestellen sowohl im Mittelgebirge als auch im Norddeutschen Tiefland die Rhithralarten (Epi-, Meta- und Hyporhithralarten) dominieren. Die Anzahl typischer Epirhithralarten ist im kalkarmen Mittelgebirge ca. 3 mal größer als im Norddeutschen Tiefland. Typische Arten des Epi- und Metapotamals finden sich im Norddeutschen Tiefland ab einer Quellentfernung von 10 km, im kalkarmen Mittelgebirge treten lediglich Epipotamalartern ab einer Quellentfernung von 50 km in Erscheinung.

Abbildung 4.10 und Abbildung 4.11 fassen die Ergebnisse nach den Fließgewässer-Hauptzonen zusammen. Sortiert nach Quellentfernungsklassen wurde – wie oben - die Anzahl der Arten im Krenal, Rhithral und Potamal für das kalkarme Mittelgebirge (Granit, Gneis, Schiefer und Buntsandstein) sowie für das Norddeutsche Tiefland graphisch aufgetragen. Die Anzahl der in den Hauptzonen gefundenen typischer Arten ist im Vergleich zu den Unterzonen deutlich höher, da auch die Gesamtanzahl der für die Hauptzonen typischen Arten höher ist (z.B. 375 Arten für Rhithral, 72 Arten für Epirhithral).

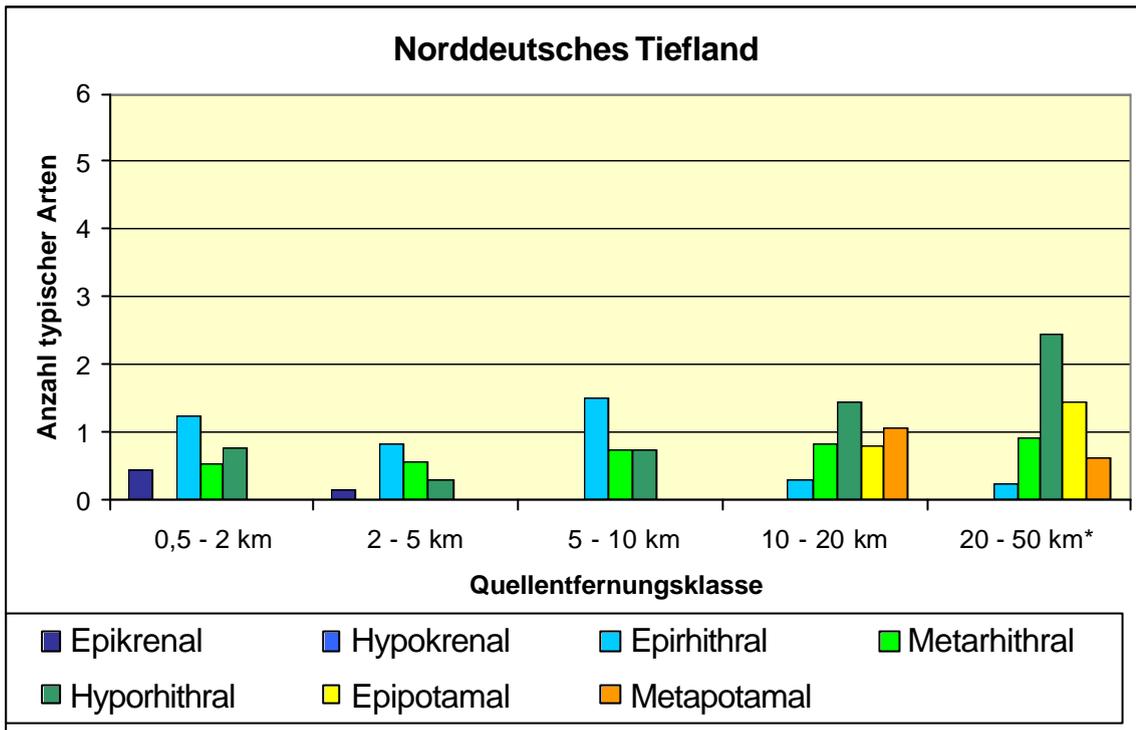


Abbildung 4.9: Anzahl der für eine Fließgewässerzone typischen Arten für das Norddeutsche Tiefland - sortiert nach Quellentfernungen (\* = Mischproben)

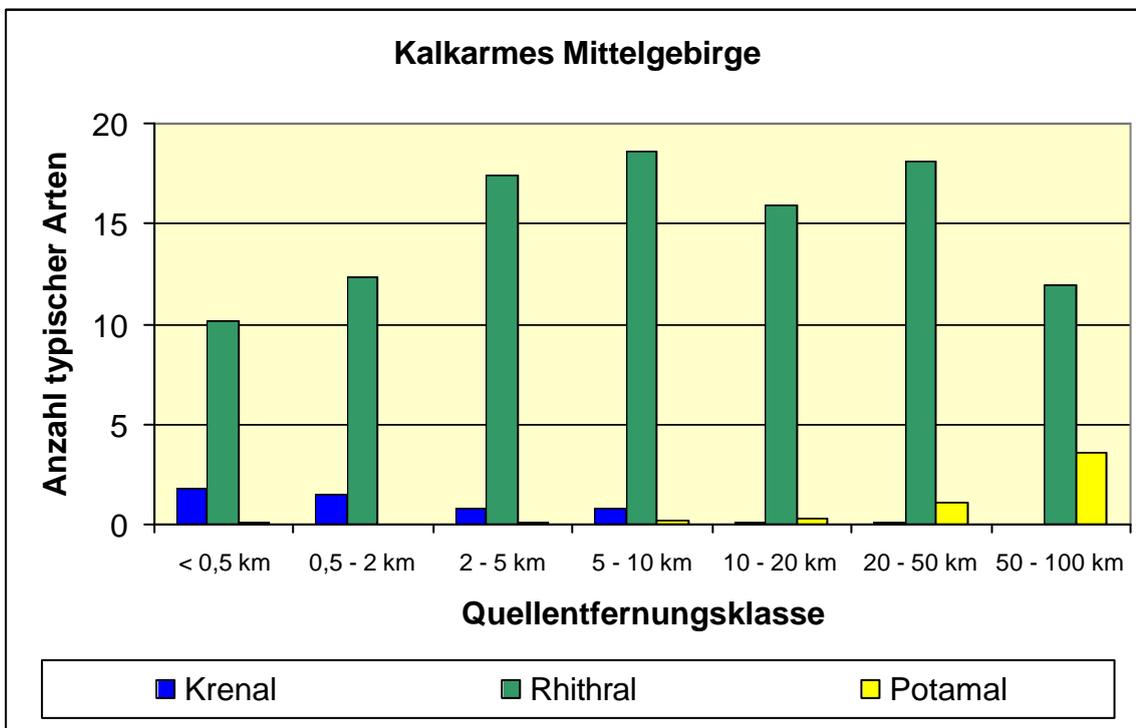


Abbildung 4.10: Anzahl der Krenal-, Rhithral- und Potamalartern im Mittelgebirge (Granit, Gneis, Schiefer, Buntsandstein) - sortiert nach Quellentfernungsklassen

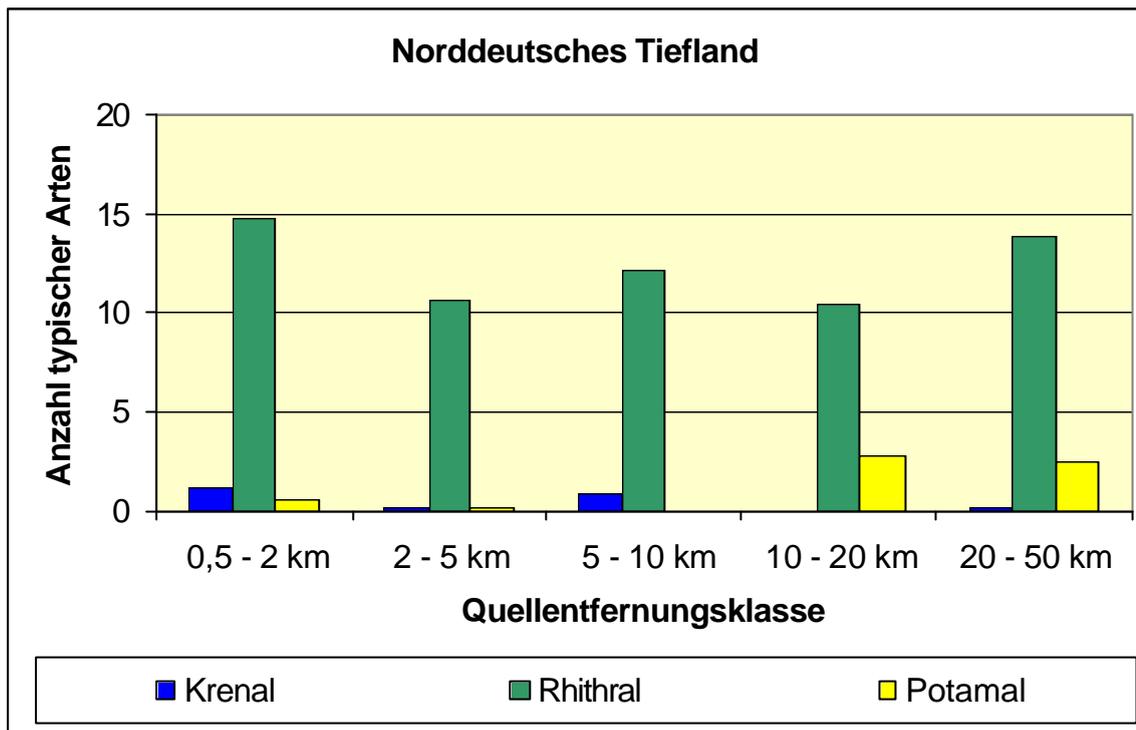


Abbildung 4.11: Anzahl der Krenal-, Rhithral- und Potamalarten im Norddeutschen Tiefland - sortiert nach Quellentfernungsklassen

In den ausgewählten geologischen Formationen Granit, Gneis, Schiefer und Buntsandstein des deutschen Mittelgebirges und im Norddeutschen Tiefland dominieren die Rhithralarten. Bei Quellentfernungen von 0 bis 2 km ist ein leicht erhöhter Anteil von Krenalarten zu verzeichnen. Potamalarten nehmen anteilig ab 20 km unterhalb der Quelle zu. Diese Dominanz von Rhithralarten zeigt eindeutig den Schwerpunkt der vorhandenen Daten und begrenzt gleichzeitig die Möglichkeiten der Auswertung auf kleine und mittelgroße Rhithralgewässer. Die Lebensgemeinschaften der anderen Fließgewässerzonen Krenal und Potamal sind bei den verfügbaren Daten unterrepräsentiert.

**Die vorliegenden Ergebnisse lieferten die Grundlage für das weitere Vorgehen:**

- **Im 1. Schritt der Verfahrensentwicklung wurden zunächst, in Anlehnung an die vorhandenen bundesweiten Daten, schwerpunktmäßig die Rhithralabschnitte der Fließgewässer behandelt (vgl. Kap. 5.1.1.2).**
- **Mit erweiterter Datenlage wurde auch die Zone des Potamals in die Überlegungen miteinbezogen (vgl. Kap. 5.1.1.3).**

## 4.4 Taxonomische Grundlagen

Aufgrund der Tatsache, dass es für Deutschland noch kein einheitliches Verfahren zur ökologischen Bewertung der Fließgewässer gibt, besteht derzeit keine Taxaliste, die verbindlich vorgibt, welche Arten, Gattungen und Familien beim Makrozoobenthos bestimmt werden müssen.

Um eine Taxaliste für das hier zu entwickelnde Verfahren zu haben, wurde ein Arbeitsexemplar benötigt, das in der Datenbank von Anfang an für die Auswertungen und statistischen Methoden zur Verfügung stand und möglichst vollständig und fachlich abgesichert war. Aus zweckmäßigen Gründen wurde die Taxaliste des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft ausgewählt, die fließgewässerrelevanten Tiergruppen herausgefiltert und in die Datenbank übernommen (BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996). Die in der Datenbank extrahierte Liste enthält nunmehr 1605 Taxa aus 31 systematischen Gruppen. Des weiteren war es ein Aufgabenbereich dieses Forschungsprojektes, eine Taxaliste zu entwerfen, die zukünftig als Grundlage für die Fließgewässerbewertung benutzt werden kann.

### 4.4.1 Taxalisten

Der Vorschlag für eine operative Taxaliste wurde als Gemeinschaftsarbeit verschiedener Experten erarbeitet und wird im Anhang als gesondertes zusammenhängendes Kapitel einschließlich der wichtigsten Bestimmungsliteratur behandelt (s. Anhang III).

Für die **Entwicklung und Erprobung der Bewertungsverfahren** wurde die **Artenliste des BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) als Grundlage benutzt**. Hieraus wurden die Taxa der relevanten Makrozoobenthosgruppen herausgefiltert und in die Datenbank übernommen.

### 4.4.2 Schlüsselarten

Bei Arten, die eine ökologische Schlüsselfunktion übernehmen, handelt es sich um Organismen, die hohe Ansprüche an die Ungestörtheit ihrer Umwelt stellen. Die hier ausgewählten Schlüsselarten haben einen besonders hohen Zeigerwert für die ökologische Qualität des Lebensraumes „Rhithral“.

Die Schlüsselarten für das Rhithral wurden nach folgenden Kriterien ausgewiesen:

- Typische Rhithralarten der Roten-Liste Deutschlands (anhand der Zonierungspunkte<sup>4</sup> wurde überprüft, ob die Art typisch für das Rhithral ist).
- Bindung an die Strömung (in der Bayernliste: RB = rheobiont und RP = rheophil)

---

<sup>4</sup> Entnommen aus: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) und BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT ÖSTERREICH (1995)

- Typische Hyporhithralart (z.B. *Perla burmeisteriana*), weil das Hyporhithral durch anthropogene Veränderungen besonders gefährdet ist (in der Bayernliste: Hyporhithralpunkte 7, 6, 5; letztere nur, wenn 5 die höchste Punktzahl aller vergebenen Punkte ist).

Berücksichtigt wurden die Organismengruppen Wasserkäfer (Coleoptera) und Larven der Eintagsfliegen (Ephemeroptera), der Steinfliegen (Plecoptera), der Köcherfliegen (Trichoptera) sowie der Libellen (Odonata).

Schlüsselarten können in Form einer Zusatzbewertung in das Bewertungsverfahren einfließen und dienen als Aufwertungsfaktor bei der Vergabe der Ökologie-Werte (ECO-Werte, vgl. Kap. 5.1.1.1).

Die Liste der ausgewählten 73 Schlüsselindikatoren für das Rhithral befindet sich in Tabelle 12 in Anhang I.

### 4.4.3 Unterschiedliche Bestimmungsniveaus

Zu untersuchen war, wie sich unterschiedliche Bestimmungsniveaus beim Makrozoobenthos auf den Rhithrontypieindex (RTI)<sup>5</sup> und den Saprobienindex (SI) auswirken. Hierzu wurden vergleichende Betrachtungen zwischen Art-, Gattungs- und Familienniveau vorgenommen.

Für die Auswertungen wurden ca. 1800 Proben berücksichtigt. Pro Probe musste für mindestens 7 Arten ein entsprechender Index vorliegen. Bei Betrachtung des Gattungs- und Familienniveaus wurden Mittelwerte aus den Indizes der zugehörigen Arten gebildet. Um den Einfluss des Bestimmungsniveaus deutlicher herauszuheben, wurden bei der Berechnung des Index auf Art- bzw. Gattungsniveau nur Arten respektive Gattungen berücksichtigt. Gattungen und Familien, die einen eigenen Index haben (z.B. *Tubifex* spp, Tubificidae) wurden nicht in die Berechnung miteinbezogen. Der Saprobienindex wurde anhand der erweiterten Bayernliste berechnet.

#### Auswertungen zum Saprobienindex (SI)

Die Gegenüberstellung der berechneten SI-Werte auf Gattungs- und Artniveau in Abbildung 4.12 zeigt eine deutliche systematische Abweichung bei relativ geringer Streuung (Streuungsmaß<sup>6</sup> = 0,062). Bei niedrigen Saprobienindizes ist der aus Gattungen berechnete Wert höher als der aus den Arten berechnete Wert. Bei höheren Saprobienindices kehrt sich dieser Trend um. Die Ursache hierfür ist folgende: Der Saprobienindex einer Gattung wurde als Mittelwert der Saprobienindices der Arten berechnet. Sind in einer Probe überwiegend Arten mit niedrigen bzw. hohen Saprobienindices enthalten, so führt dies zu einem niedrigen bzw. hohen Saprobienindex der Probe, sofern der Saprobienindex auf Artniveau berechnet wird. Berücksichtigt man die gleichen Arten als Gattungen, so tritt eine Nvellierung ein. Arten mit

<sup>5</sup> Der Rhithrontypieindex (RTI) wurde im vorliegenden Forschungsprojekt im Rahmen eines indikativen Bewertungsverfahrens entwickelt. Details zum RTI finden sich im Kap. 5.1.1.2.

<sup>6</sup> Das Streuungsmaß wird als Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung, bezogen auf die Trendlinie, berechnet.

einem niedrigen Saprobienindex bekommen als Gattung einen für die Berechnung des Saprobienindex höheren relevanten Wert zugewiesen (z.B. *Baetis alpinus* hat SI von 1,0, *Baetis* spp. hat SI von 1,7). Andererseits bekommen Arten mit einem hohen SI als Gattung für die Berechnung einen niedrigeren Saprobienindex zugewiesen (z.B. *Dugesia tigrina* hat SI von 2,5; *Dugesia* spp. hat SI von 2,0).

Analog der Berechnung eines Saprobienindex mit Gattungen wurde auch ein Saprobienindex auf Familienniveau berechnet (Abbildung 4.13). Wie bei der Beziehung Saprobienindex Artniveau/Gattungsniveau nivelliert sich der Saprobienindex bei Berechnung auf Familienniveau noch stärker im Vergleich zu dem mit Gattungen berechneten Wert. Die Abweichungen sind größer und die Werte weiter gestreut (Streuungsmaß = 0,077).

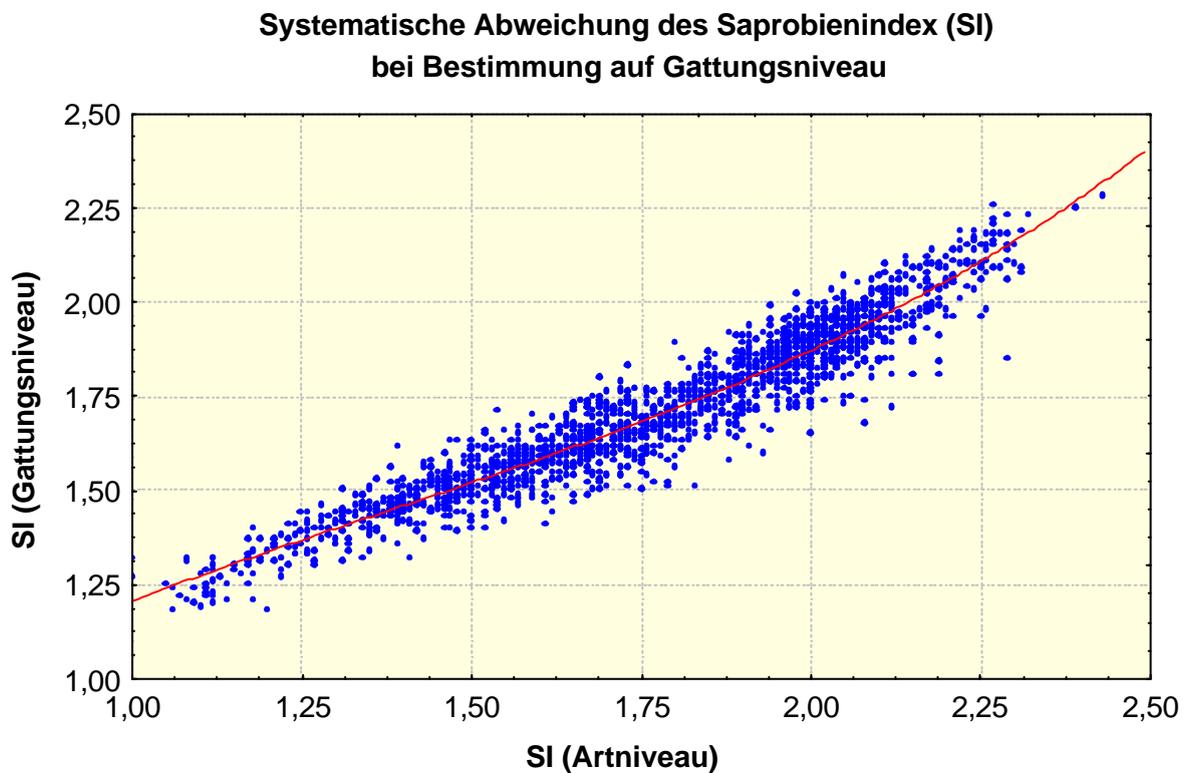


Abbildung 4.12: Saprobienindex (SI) ermittelt auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Gattungsniveau

### Systematische Abweichung des Saprobienindex (SI) bei Bestimmung auf Familienniveau

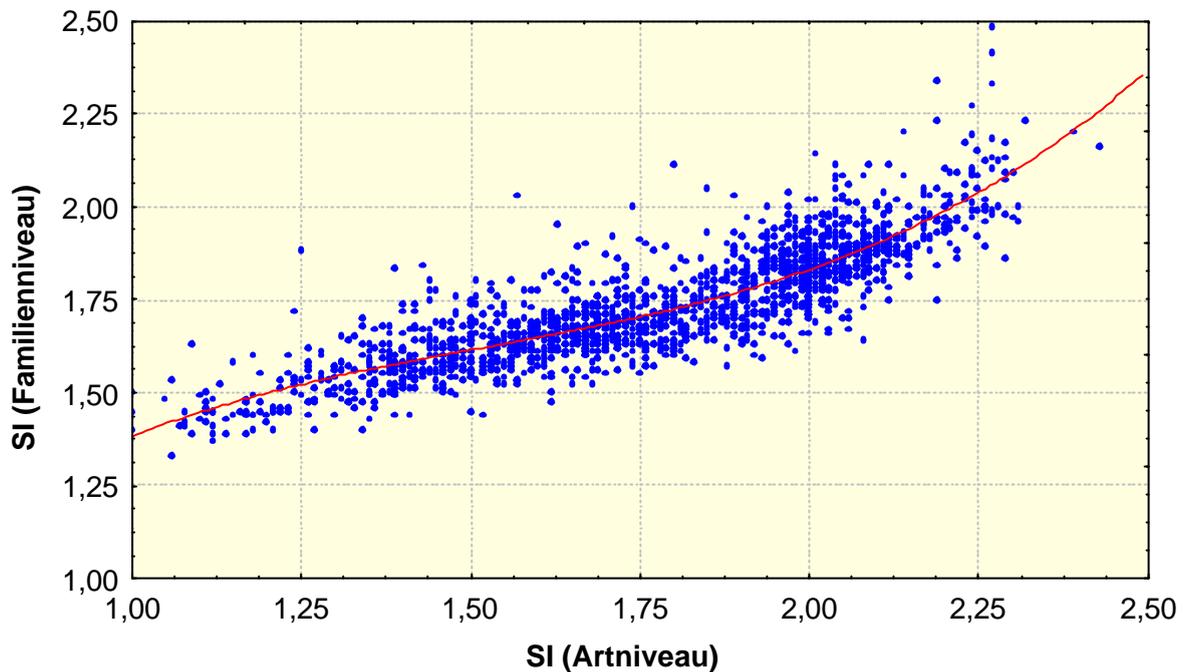


Abbildung 4.13: Saprobienindex (SI) auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Familieniveau

Die Trendlinien für den SI berechnet auf Art-, Gattungs- und Familienniveau sind in Abbildung 4.14 zusammengefasst. Die Gerade, die die vollständige Übereinstimmung repräsentiert, dient als Orientierung für die Abweichung. Die durch die Bestimmung auf höherem Niveau eintretende Nivellierung ist anhand der Abweichung deutlich erkennbar. So weicht der SI nahe von 1 auf Gattungsniveau um ca. +0,2 SI-Einheiten und auf Familienniveau um ca. +0,4 SI-Einheiten systematisch ab. Im Bereich von SI größer 2 beträgt die systematische Abweichung beim Gattungsniveau ca. -0,15 SI-Einheiten, beim Familienniveau ca. -0,2 SI-Einheiten.

Da die Streubreite relativ gering ist, bleibt zu prüfen, ob eine Berechnung des SI auf Gattungsniveau ausreichend ist (Abbildung 4.12). Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Kurve insgesamt flacher verläuft, und es deshalb schwieriger wird, die einzelnen Klassen abzugrenzen.

In Abbildung 4.15, Abbildung 4.16 und Abbildung 4.17 sind die Beziehungen zwischen dem Rhithrontypieindex (RTI) auf Gattungs- bzw. Familienniveau zu dem auf Artniveau dargestellt.

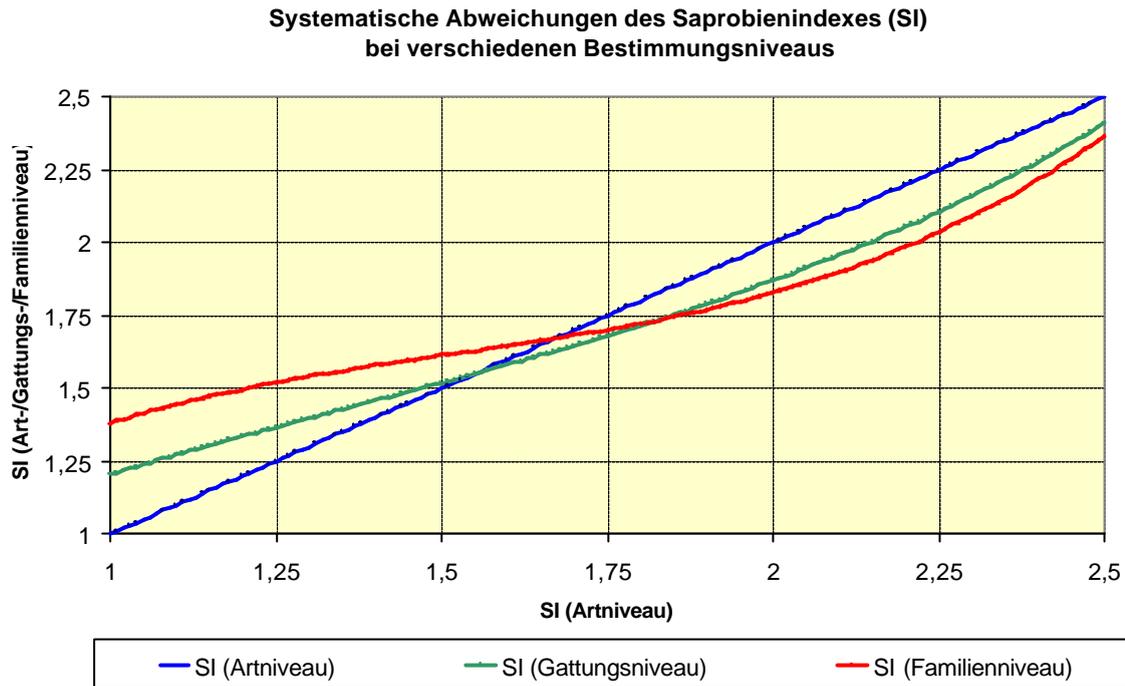


Abbildung 4.14: Trendlinien des Saprobienindex (SI) bei Berücksichtigung des Art-, Gattungs- und Familienniveaus

Ebenso wie beim Saprobienindex tritt hier eine Veränderung der Ergebnisse ein, wenn das Bestimmungsniveau sinkt. Sowohl die Streuung als auch die systematische Abweichung der Werte ist im Vergleich zu denen des Saprobienindex erheblich größer (Abbildung 4.15 und Abbildung 4.16) (Streuungsmaß = 1,22). Das Streuungsmaß beträgt bei der Berechnung auf Gattungsniveau 1,22, bei der Berechnung auf Familienniveau 1,04.

Abbildung 4.17 veranschaulicht die große systematische Abweichung der Rhithrontypieindizes, wenn mit Gattungen bzw. Familien gerechnet wurde. Der Rhithrontypieindex, der mit Arten berechnet wurde, stellt die Orientierungsgrade dar. Die Abweichungen nehmen mit geringerem Bestimmungsniveau deutlich zu, d.h. die auf Familienniveau berechneten Rhithrontypieindizes zeigen die ungenauesten Ergebnisse an. Die hier auftretenden Abweichungen sind größer als die beim Saprobienindex nachgewiesenen.

Die größere Streuung und höhere systematische Abweichung wird durch den breiteren Schwankungsbereich der ECO-Werte innerhalb der Gattungen bzw. Familien verursacht (z.B. ECO-Wert *Baetis gemellus* = 5, *Baetis tricolor* = 0 und *Baetis* spp. = 3,25).

**Systematische Abweichung des Rhithrontypeindex (RTI)  
bei Bestimmung auf Gattungsniveau**

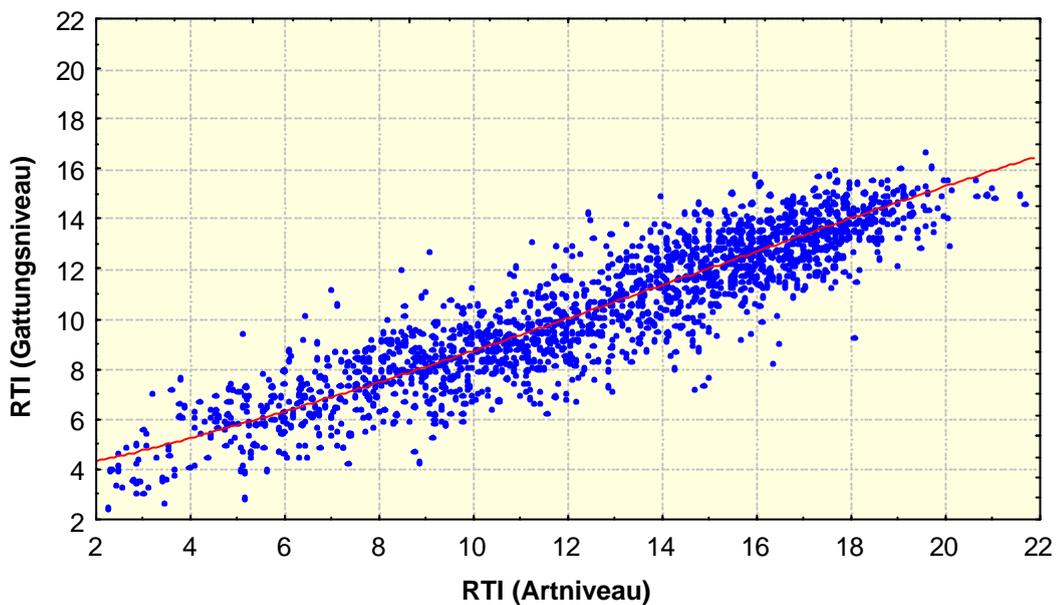


Abbildung 4.15: Rhithrontypeindex (RTI) auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Gattungsniveau

**Systematische Abweichung des Rhithrontypeindex (RTI)  
bei Bestimmung auf Familienniveau**

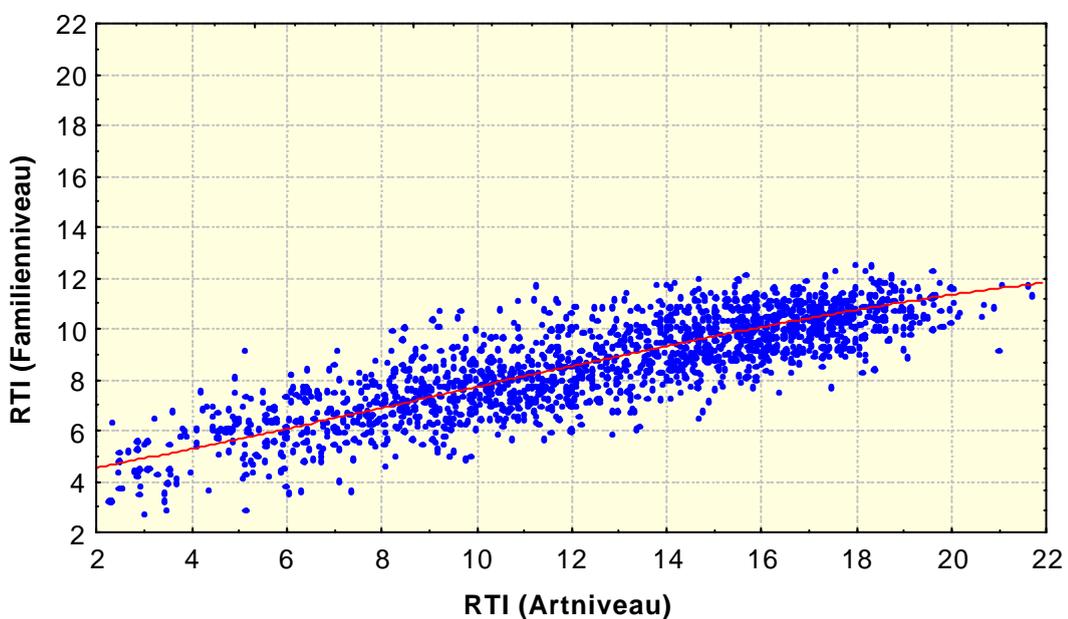


Abbildung 4.16: Rhithrontypeindex (RTI) auf Artniveau im Verhältnis zu dem auf Familienniveau

### Systematische Abweichungen des Rhithrontypindex (RTI) bei verschiedenen Bestimmungsniveaus

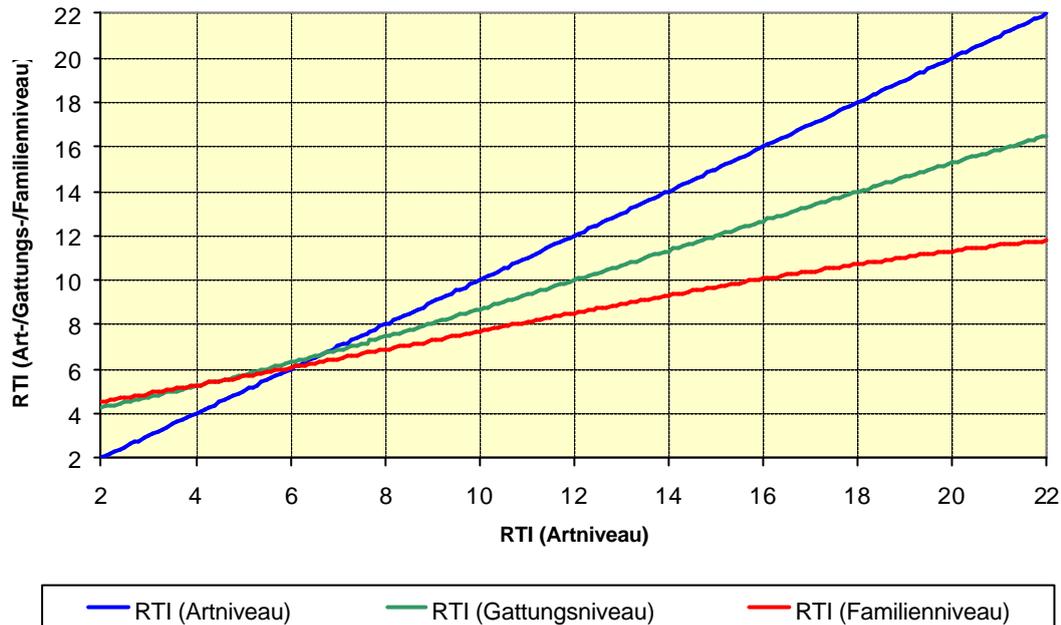


Abbildung 4.17: Trendlinien des Rhithrontypindex (RTI) bei Berücksichtigung des Art-, Gattungs- und Familienniveaus

Am Beispiel des Rhithrontypindex, der sich weniger „robust“ als der Saprobienindex verhält, wird die Problematik des Bestimmungsniveaus sichtbar. Sind innerhalb einer Gattung bzw. Familie Arten mit verschiedenen ökologischen Ansprüchen vorhanden, so führt eine Bestimmung auf Gattungs- bzw. Familienniveau zu einer Veränderung des Ergebnisses. Im Extremfall kann dies dazu führen, dass sehr unterschiedliche Proben verschiedene Arten aber gleiche Gattungen bzw. Familien enthalten und durch die Bewertung auf niedrigerem systematischen Niveau ähnlich bewertet werden. Dies ist dann der Fall, wenn in einer Probe überwiegend die „guten“ Arten und in einer anderen Probe überwiegend die „schlechten“ Arten einer Gattung bzw. Familie enthalten sind. Besonders bei kurzen Taxalisten mit einer geringen Anzahl von Taxa, die einen Index besitzen, ist eine Fehlbewertung wahrscheinlich. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse zu den unterschiedliche Bestimmungsniveaus empfiehlt es sich, sofern möglich, Arten zu bestimmen. Eine Berechnung des Saprobienindex auf Gattungsniveau könnte gegebenenfalls ausreichen, da die Streubreite gering ist. Zur Überprüfung sind jedoch weitere Auswertungen mit umfangreichen und vergleichbaren Datensätzen erforderlich.

Bei Familien, zu denen Arten mit sehr unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen gehören, ist es sicherlich nicht sinnvoll, nur bis zum Familienniveau zu bestimmen. Die Aussage über einen ökologischen Zustand wäre dadurch nicht mehr möglich. Die Auswertungen zum Familienniveau zeigen außerdem, dass der systematische Fehler und die Streuung zu groß ist.

## 4.5 Bewertungsmethoden

### 4.5.1 Bestehende Fließgewässerbewertung

Die angewandten derzeitigen Bewertungsverfahren, mit denen hier gearbeitet wurde und die als Grundlage der Verfahrensentwicklung dienen, sind:

- Das Saprobien-System nach DIN 38410 und die „Erweiterte Taxaliste“ des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1992)
- Strukturgütebewertungen (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1994 und LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1999).

Die Saprobien- und Strukturgütebewertung lieferten die Basis für die Einstufung in Referenzgewässer und degradierte Gewässer (vgl. Kap. 3.2).

### 4.5.2 Fließgewässertypen und Saprobienindex

Anhand der Daten der Referenzgewässer wurde untersucht, inwiefern der Saprobienindex (SI) typspezifisch unterschiedliche Werte ergibt.

#### Welche Referenzwerte der Indizes ergeben sich für die Fließgewässertypen?

Die Bandbreite der SI's innerhalb der Fließgewässertypen ist in Abbildung 4.18 dargestellt. Die kiesgeprägten geschiebereichen Fließgewässer der Alpen (Alpen\_ka) weisen sehr niedrige SI's zwischen 1,2 und 1,6 auf, die Saprobienindizes der Fließgewässertypen des Mittelgebirges liegen zwischen 1,2 und 2,1. Die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes zeigen mit 1,8 bis 2,3 die höchsten SI's, was mit der natürlicherweise höheren Saprobie von langsam fließenden Potamalgewässern in Verbindung zu bringen ist. Die SI's der naturnahen Referenzgewässer im Norddeutschen Tiefland liegen durchschnittlich um 0,4 Einheiten unter denen des Mittelgebirges.

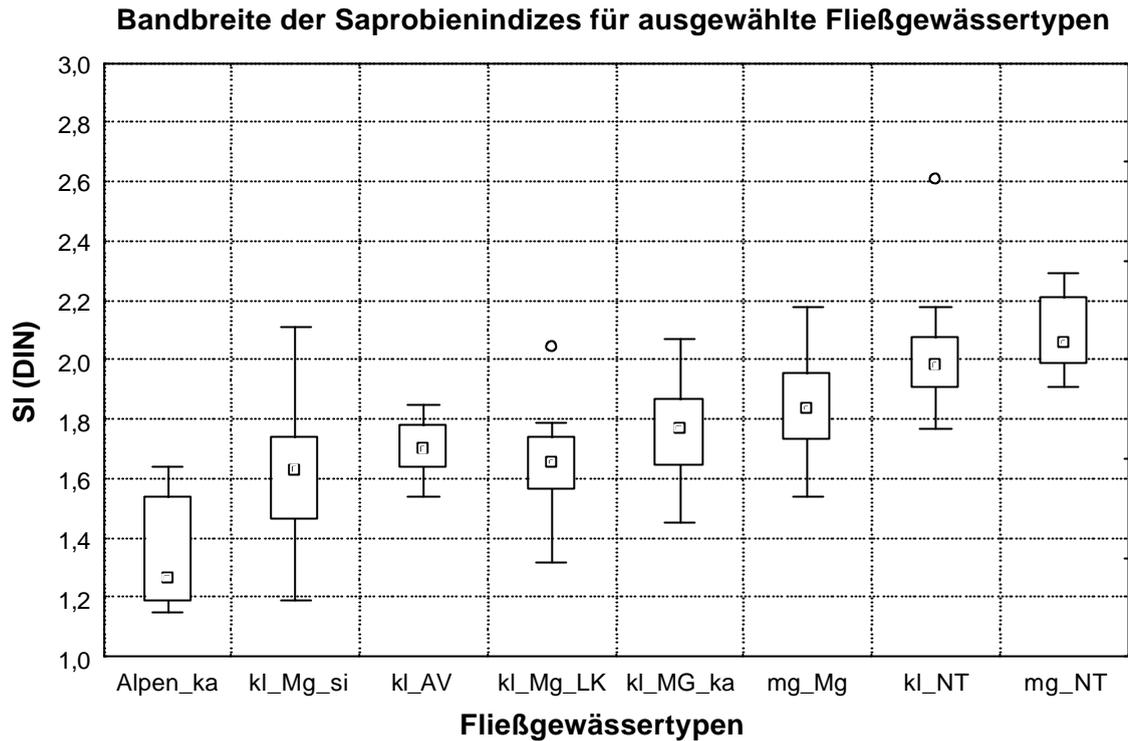


Abbildung 4.18: Die Saprobienindizes der Fließgewässertypen.

**Die Auswertungen lieferten die Grundlage für das weitere Vorgehen:**

- **Ökoregional bedingte Verschiebung der Klassengrenzen (vgl. Kap. 5.1.2.1)**
- **Entwicklung von Leitgrößen zur Abgrenzung der Fließgewässerzonen (vgl. Kap. 5.1.1.3.1)**
- **Besondere Betrachtungen bei der Gewässerbewertung des Norddeutschen Tieflandes (vgl. Kap. 5.2.2.1.2 und 5.3.2.3)**

### 4.5.3 Diversität ausgewählter Biozönosen

#### Diversitätsindex nach Shannon-Weaver

Naturnahe und degradierte Gewässer wurden anhand der Diversitätsindizes nach Shannon-Weaver miteinander verglichen, für naturnahe Referenzgewässer ergibt sich mit 3,2 ein höherer Diversitätsindex als für degradierte Gewässer (2,9), der Unterschied beträgt 10% (Abbildung 4.19).

(Datenbasis: naturnahe und degradierte Gewässer der BRD)

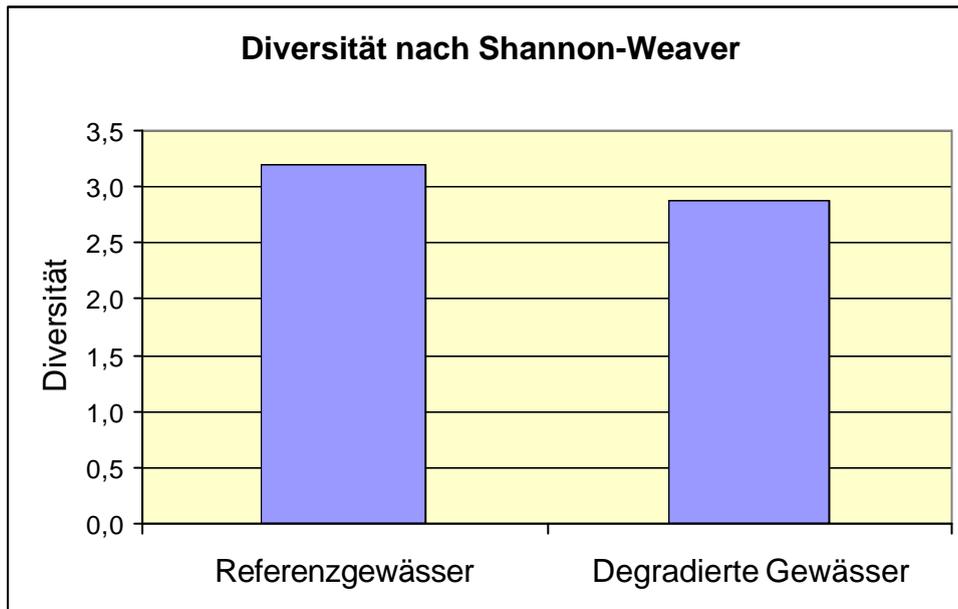


Abbildung 4.19: Diversitätsindex nach Shannon-Weaver für Referenz- und degradierte Gewässer

Die mittleren Diversitätsindizes von Referenz- und degradierten Gewässern entsprechen sich sowohl im Rhithral als auch im Potamal (Abbildung 4.20).

Die Streuungen der Diversitätsindizes nach Shannon-Weaver sind in Abbildung 4.21 dargestellt. Für die Rhithral-Referenzgewässer liegen die Indizes zwischen 2 und 4,5, für die degradierten zwischen 2,2 und 3,8. Diese hohe Streuung, die vermutlich auf die heterogenen Daten zurückzuführen ist, erschwert eine korrekte Bewertung über den Diversitätsindex nach Shannon-Weaver. Da dieser Diversitätsindex sowohl mit zunehmender Artenzahl als auch mit zunehmender Gleichverteilung der vorhandenen Individuen bzw. Häufigkeitsklassen ansteigt, führt ein hohes Bestimmungs-niveau zu einem hohen Diversitätsindex. Der Diversitätsindex nach Shannon-Weaver ergibt aus diesem Grund bei dem sehr heterogenen Datenmaterial des UBA-Projektes nur sehr bedingt vergleichbare Ergebnisse.

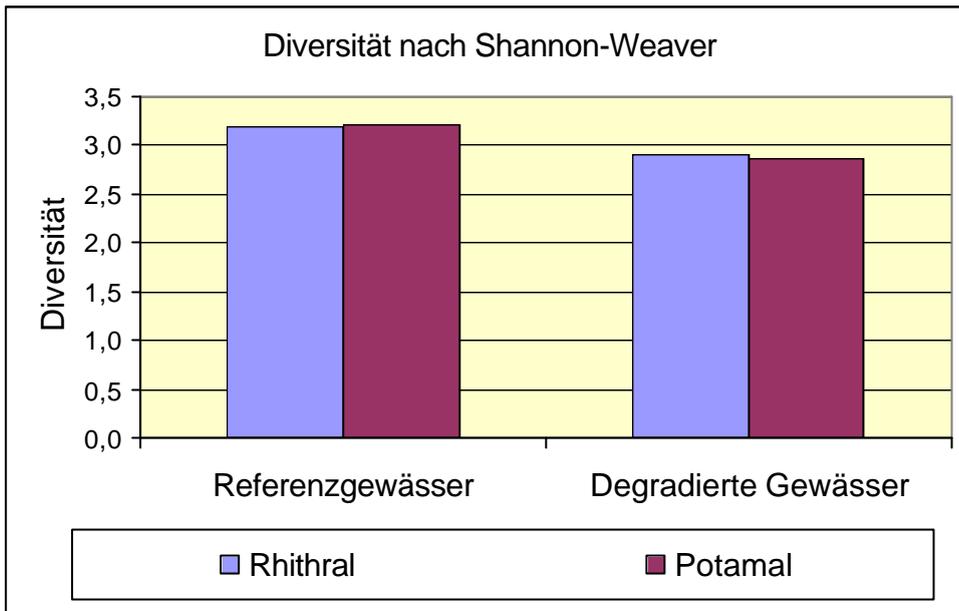


Abbildung 4.20: Diversitätsindex nach Shannon-Weaver für Rhithral- und Potamalgewässer (Referenz- und degradierte Gewässer)

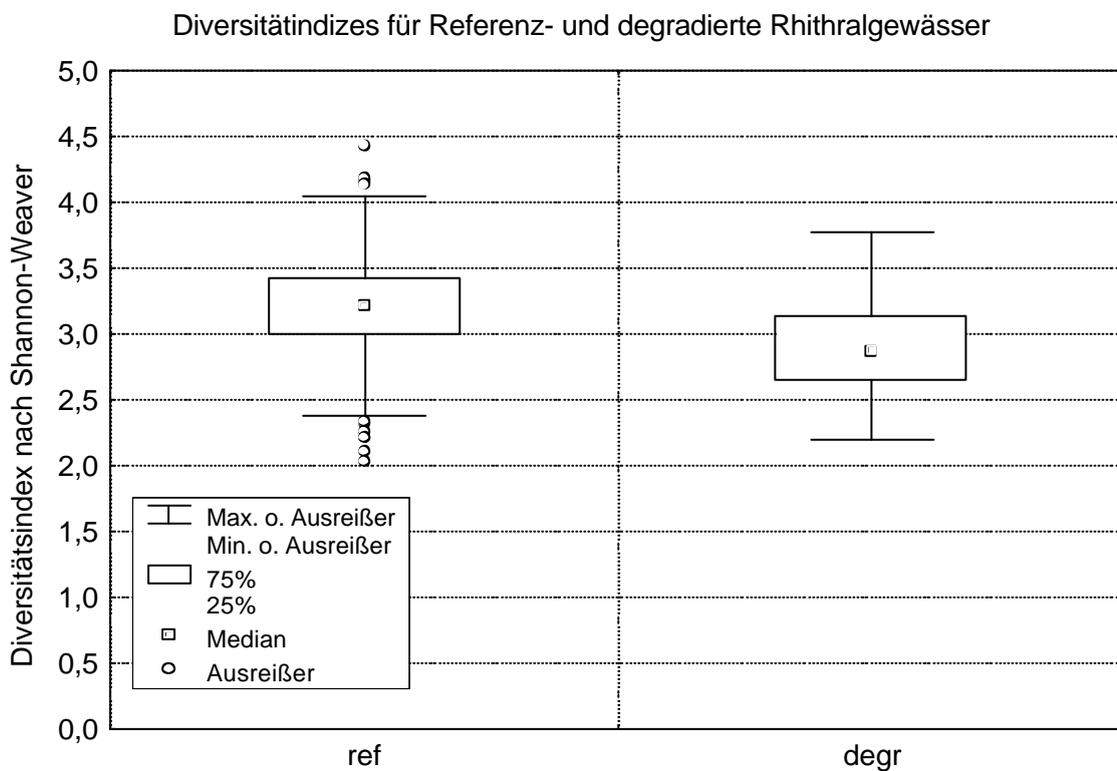


Abbildung 4.21: Streuung der Diversitätsindizes nach Shannon-Weaver für Referenz- und degradierte Rhithralgewässer

### Diversitätsindex nach Organismengruppen

Naturnahe Referenzgewässer zeigen einen mittleren Diversitätsindex<sub>Organismengruppen</sub> von 0,45, degradierte Gewässer einen von 0,36, d.h. sie liegen um 20% unterhalb des Mittelwertes der naturnahen Gewässer (Abbildung 4.22).

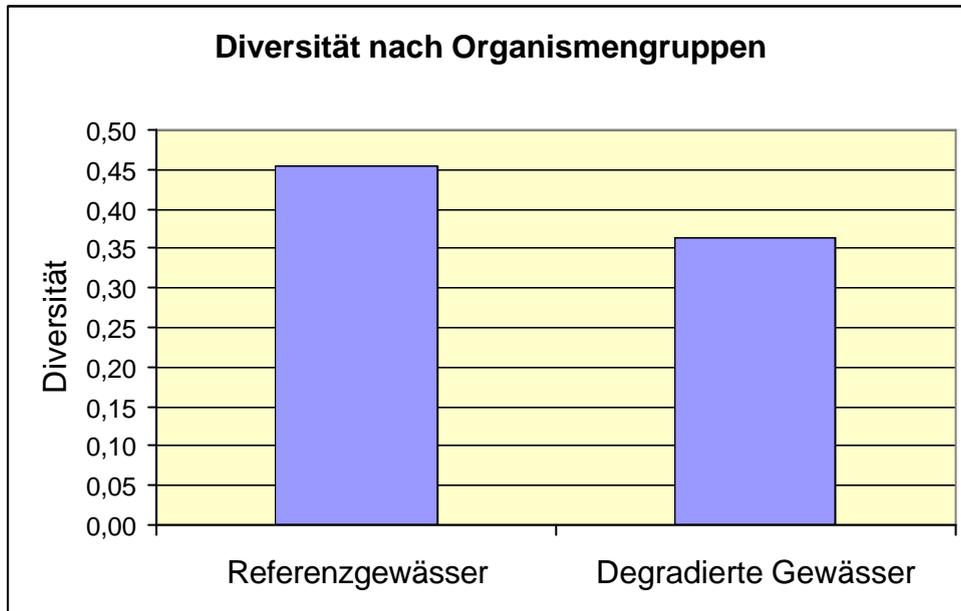


Abbildung 4.22: Diversitätsindex<sub>Organismengruppen</sub> für Referenz- und degradierte Gewässer

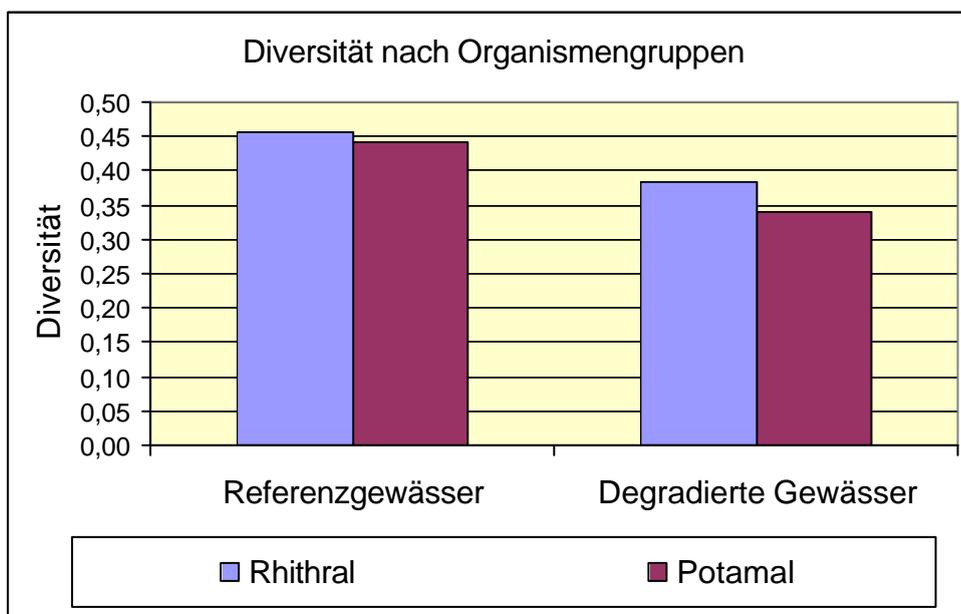


Abbildung 4.23: Diversitätsindex<sub>Organismengruppen</sub> für Rhithral- und Potamalgewässer (Referenz- und degradierte Gewässer)

Abbildung 4.23 zeigt vergleichend die Diversitätsindizes von naturnahen und degradierten Rhithral- und Potamalgewässern. Im Gegensatz zum Diversitätsindex nach Shannon-Weaver ist der mittlere Diversitätsindex bei den degradierten Gewässern des Potamals um 10% niedriger als bei den Referenzgewässern des Potamals.

Die Streuung der Diversitätsindizes<sub>Organismengruppen</sub> von Referenz- und degradierten Rhithralgewässern ist in Abbildung 4.24 dargestellt. Die sehr breit gestreuten Werte (0,2 bis 0,8 bei Referenzgewässern und 0,2 bis 0,65 bei degradierten Gewässern) erlauben ebenso wenig wie beim Diversitätsindex nach Shannon-Weaver eine korrekte Bewertung naturnaher und degradierter Rhithralgewässer über einen Diversitätsindex.

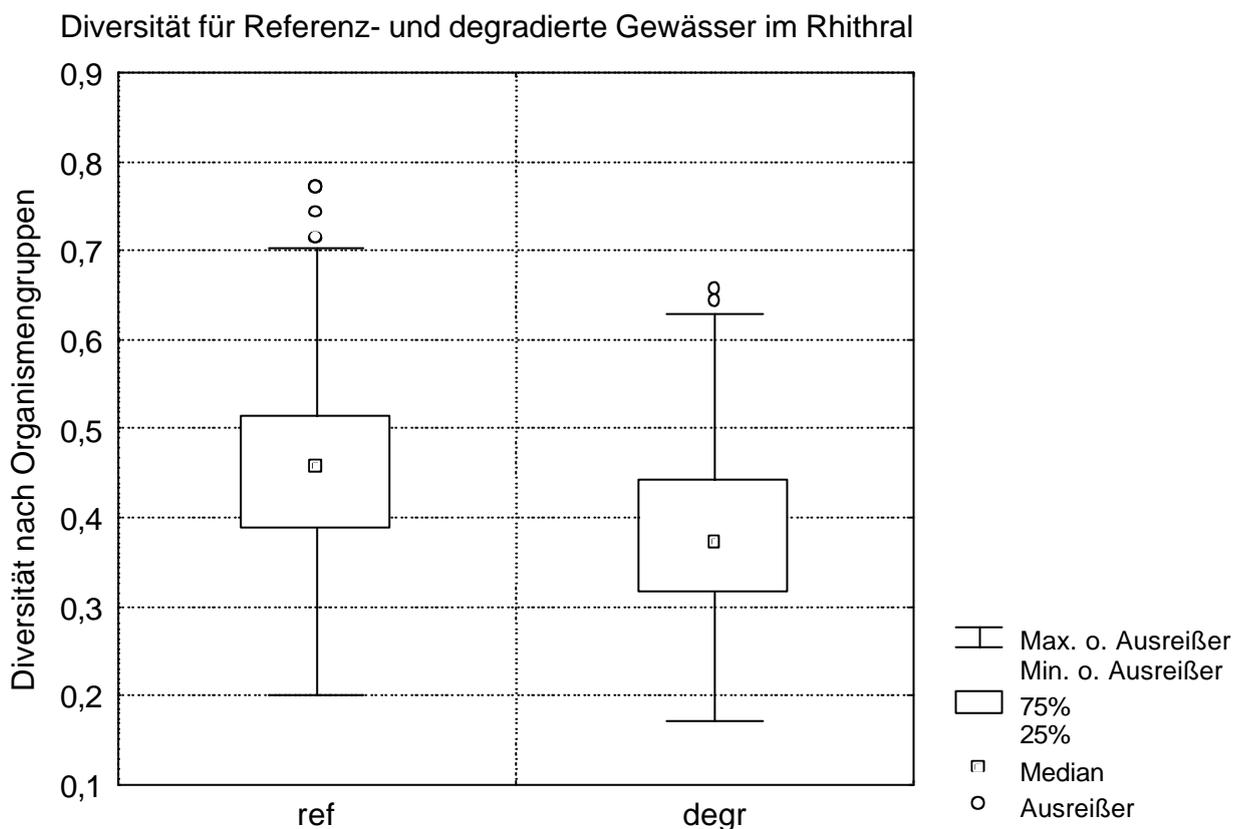


Abbildung 4.24: Streuung des Diversitätsindex<sub>Organismengruppen</sub> für Referenz- und degradierte Rhithralgewässer

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Verfahrensansätze ökologischer Fließgewässerbewertungen

Im Forschungsvorhaben wurden vier Verfahrensansätze für die biozönotische Fließgewässerbewertung konzipiert.

Zwei dieser Verfahren (**Verfahrensansatz I und II**) sind bis zur Anwendungsreife entwickelt und mit umfangreichem Datenmaterial getestet worden. Aufgrund des engen Zeitrahmens und der großen Datenheterogenität sowie der Präferenz der projektbegleitenden LAWA-Arbeitsgruppe wurden die **Verfahrensansätze I und II** im Projektverlauf weiterentwickelt und anhand der vorliegenden Daten erprobt.

**Verfahrensansatz III und IV** konnten aus Zeitgründen und aufgrund der Datenheterogenität im Rahmen des Projektes nicht weiter verfolgt werden. Sie zeigen weitere Möglichkeiten der ökologischen Fließgewässerbewertung auf und sollen als Denkansätze betrachtet werden.

Der **Verfahrensansatz I** stellt ein indikatives Bewertungssystem mit zonenspezifischen Indizes dar, bei dem die Taxa der wichtigsten Gruppen der Fließgewässerfauna einen Index erhalten, der aus Literaturangaben abgeleitet wird (Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft 1996 und Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft - FAA Österreich - 1995). Ähnlich dem Saprobienindex werden die Indexeinzelwerte anhand einer Formel verrechnet. Vergleichbare Indexverfahren wurden zur Bewertung von großen Fließgewässern und von Tieflandbächen entwickelt (Schöll, F. & Haybach, A. 2000; Mehl, D. & Thiele, V. 1995).

Beim **Verfahrensansatz II** wird der Einfluss der Belastung mit organischen Stoffen in die ökologische Bewertung miteinbezogen. Der Saprobienindex wird über zwei Varianten mit dem im Verfahrensansatz I beschriebenen ökologischen Index kombiniert und als Multimetrischer Index bezeichnet.

Die Ergebnisse der beiden gemäß **Verfahrensansatz I und II** ermittelten Bewertungsindizes werden entsprechend der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in fünf ökologische Klassen eingestuft.

Der **Verfahrensansatz III** ist eine kombinierte Methode, bei der Referenzbiozönosen (Leitbilder) mit untersuchten Gewässerbiozönosen fließgewässertypbezogen verglichen werden.

Ökologisch hochindikative Arten (Schlüsselindikatoren) und schutzwürdige Arten (Rote-Liste-Arten) sowie die referenzbezogene Artenvielfalt werden hier über ein Bonus- bzw. Malussystem berücksichtigt.

Im **Verfahrensansatz IV** wird ein ökologischer Qualitätsindex berechnet, der Referenzdaten analysiert und eine strukturbezogene, typenspezifische Einstufung der Taxa vornimmt (Indexwert) und diese mit der Belastungsindikation (Saprobienindex) in Form einer Matrix kombiniert. Aus der so gebildeten Matrix für ausgewählte Taxa wird ein Zahlenwert zwischen 1 und 5 ermittelt und bewertet.

Die Abbildung 5.1 gibt eine Übersicht über die vier Verfahrensansätze.

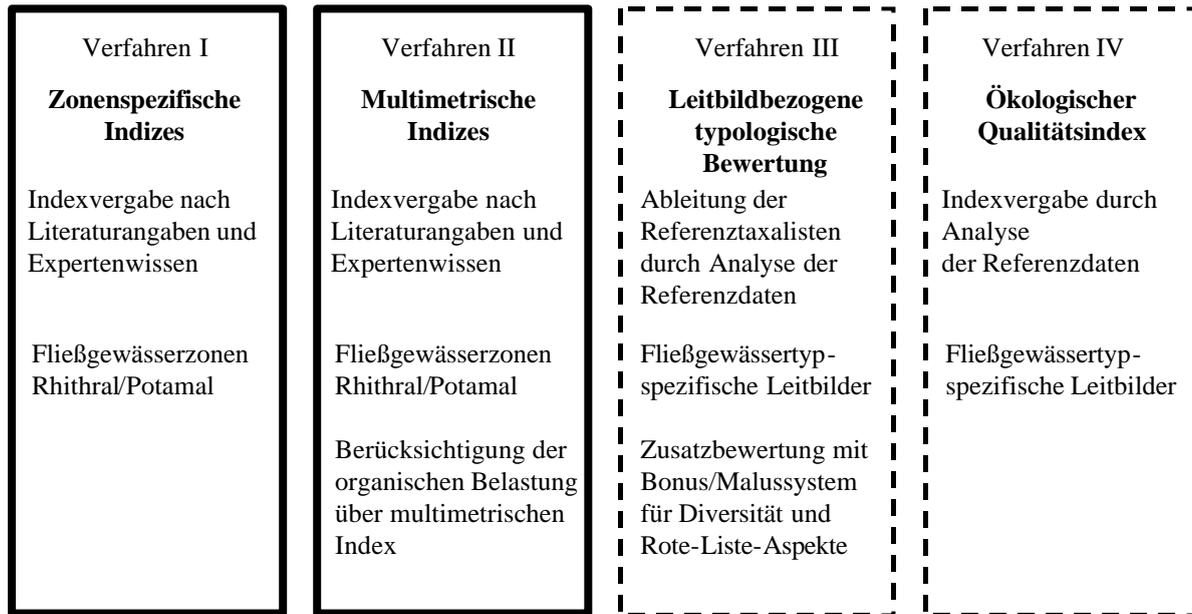


Abbildung 5.1: Übersicht über die vier Verfahrensansätze

Die Gründe warum die Verfahrensansätze I und II bevorzugt wurden, lagen für die Projektbearbeiter und die begleitende LAWA-Arbeitsgruppe auch darin, dass die Auswertung des Datenmaterials mit den sogenannten Struktogrammen keinen Zusammenhang zwischen Gewässertyp und Artenvorkommen erkennen ließen (vgl. Struktogramm in Anlage 12 Anhang I). Es bestanden allenfalls – anhand des vorliegenden Datenmaterials – Zusammenhänge auf ökoregionaler Ebene. Danach hatten die auf herkömmliche Indizes nach vorliegenden ökologische Literaturangaben beruhende Verfahren mehr Aussicht auf Erfolg als die komplexen Ansätze von Verfahren III und IV.

### 5.1.1 Zonenspezifische Indizes - Verfahrensansatz I

Bei diesem Bewertungsansatz werden Indizes verwendet, die durch verschiedene biozönotische Faktoren bestimmt werden. Die im Forschungsvorhaben entwickelten – speziell auf die Anforderungen der EU-WRRL abgestimmten – Bewertungsindizes werden mit ihrem Entwicklungsweg - sofern zum Verständnis nötig - schrittweise dargestellt.

Die Grundlage der Bewertungsindizes ist das spezifische Vorkommen der aquatischen Biozönose in den Fließgewässerlängszonen, wobei für die Bewertung ausschließlich das Rhithral und das Potamal betrachtet werden (vgl. Kap. 3.7.3).

Im Laufe der indikativen Verfahrensentwicklung wurde überprüft, inwieweit weitere Faktoren wie die Habitatpräferenz, der Einfluss organischer Belastungen und die Ökoregionen in die Bewertung mit einfließen können.

Die Grundstrukturen und die mathematischen Umsetzungen der Indizes werden im folgenden dargestellt.

Voraussetzung für die Berechnung jedes Index sind Ökologie-Werte (ECO-Werte), die einem Taxon gemäß seiner ökologischen Wertigkeit zugeordnet werden.

### 5.1.1.1 Ökologie-Werte (ECO-Werte)

Die Arten eines Fließgewässers nischen sich gemäß ihrer ökologischen Ansprüche im Längsverlauf von der Quelle bis zur Mündung - zumindest im Bergland - in einem bestimmten Muster ein. Sie reagieren somit auf eine Vielzahl abiotischer (Temperatur, Sauerstoffgehalt, Strömung, Sedimentbeschaffenheit, Gefälle) und biotischer Faktoren (Nahrungsangebot und Konkurrenz). Diese Ansprüche an ihre Umwelt haben dazu geführt, dass die verschiedenen Tiergruppen, die sich hinter dem Begriff des Makrozoobenthos verbergen, besonders gut für eine ökologische Bewertung eignen.

#### Bewertungsbasis: Fließgewässerlängszonen

In dem hier entwickelten Indexverfahren werden mit Hilfe abgesicherter Literaturangaben ökologische Indikationen – zunächst für das **Rhithral** - festgelegt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996; BUNDESMINISTERIUM F. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT ÖSTERREICH 1995). In einem fünfstufigem System erhalten Arten und andere systematische Einheiten, die in einer offenen Artenliste vereinigt werden, Ökologiewerte (ECO-Werte, vgl. Tabelle 5.1). Die Grundlage der Artenliste ist die des Bayrischen Landesamtes unter Ausschluss nichtrelevanter Organismengruppen (s. Datenbank Tabelle Taxaliste\_UBA). Einige Artengruppen und Gattungen wurden zusätzlich aufgenommen (vgl. Kap. 4.4.1). Das Leitbild dieses Ansatzes sind die typischen Arten der Fließgewässerlängszonen.

Tabelle 5.1: Fünfstufiges Verfahren: (gemäß EU-Rahmenrichtlinie):

ECO-Wert	Indikationswert	Zonierungs-Punkte Rhithral
5	Hoch	10-9
4		8-7
3		6-5
2		4-3
1	Gering	2-1
0 <sup>1</sup>	Kein	0

Arten, die schwerpunktmäßig im **Rhithral** vorkommen, erhalten entsprechend hohe ECO-Werte. Sofern es möglich ist, werden auch ECO-Werte für Gattungen, abgeleitet aus ECO-Werten der Arten (Bildung des Mittelwertes aus den Einzelwerten), vergeben. Hierbei wurde anhand entsprechender Literaturrecherchen überprüft, ob eine Gattungsbewertung fachlich vertretbar ist.

<sup>1</sup> Arten, die keine Zonierungs-Punkte im Rhithral aufweisen, aber mindestens 8 Krenal- oder Potamalpunkte haben oder mindestens 1 Potamalpunkt und die Summe Potamal- plus Litoralpunkte größer gleich 8 ist, erhalten den ECO-Wert 0.

### Weitere Kriterien

Die aus den Zonierungspunkten abgeleiteten formalen ECO-Werte mit Beträgen zwischen 1 und 5 wurden auf- bzw. abgewertet, sofern die Arten bestimmte Kriterien erfüllten (Tabelle 5.2). Arten, die den höchsten Wert von 5 haben, konnten nicht aufgewertet und Arten mit dem Wert 1 nicht abgewertet werden.

Tabelle 5.2: Kriterien zur Auf- und Abwertung bei der Vergabe von ECO-Werten

Aufwertung um einen Punkt	Abwertung um einen Punkt
- Schlüsselarten (Ausnahme: belastungstolerante Schlüsselarten mit einem Saprobienindex von >1,8)	- Limnophile Arten (limnobiont = LB und limnophil = LP in Autökologie-Liste),
- Stenöke Arten (Arten, die enge Ansprüche an ihre Umwelt stellen)	- Euryöke Arten = Ubiquisten (Wert in allen 10 Zonen jeweils 1)
- Arten mit geographischer Restriktion	- Neozoen
- Gefährdete rhithrobionte Arten (Rote-Liste-Arten des Rhithrals)	
- Arten mit langen Entwicklungszyklen, z.B. <i>Gomphus</i> -Arten	

Die Bilanz der bearbeiteten Organismen ergibt, dass von den 1068 Arten, die einen ECO-Wert haben, 55 Arten auf- und 73 Arten abgewertet wurden.

Der Ökologie-Wert der hieraus resultiert, wird als **ECO-Wert-Rhithral** bezeichnet.

### Sondersituation bei der Bewertung des Potamals

Bei der Bewertung des **Potamals** erhielten die Arten die ECO-Werte aus der Berechnung des Potamontypieindex (vgl. BfG 2001).

Eine Erweiterung der Artenliste und eine Überarbeitung der ECO-Werte für Potamalarten insbesondere kleiner und mittelgroßer Potamalgewässer bleibt zukünftigen Forschungsprojekten vorbehalten.

Der Ökologie-Wert des Potamals wird als **ECO-Wert-Potamal** bezeichnet.

### Überprüfung weiterer Bewertungsfaktoren

Es wurde geprüft, ob die **Habitatpräferenz** der Arten miteinbezogen werden kann. Da jedoch Steine und große Blöcke außer in schnellströmenden Bergbächen auch in verbauten Gewässern vorkommen, wurde von einer Aufwertung substratspezifischer Arten Abstand genommen. Die Zonierungspunkte drücken bereits die Artspezifität für das Rhithral und damit auch die bevorzugten Substratlebensräume der Organismen aus. Strömungsgeschwindigkeit und Gefälle wiederum korrelieren mit der Korngrößenverteilung in Fließgewässern, so dass über die Zonierung abiotische Faktoren bereits weitreichend einbezogen werden.

## Bewertung von Stressfaktoren

Zur Bewertung der organischen Belastung wurde der nach Ökoregionen gewichtete Saprobienindex herangezogen (vgl. Kap.5.1.2.1). Zusätzlich wurden die Güteklassen entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie von 7 auf 5 Klassen zusammengefasst (vgl. Tabelle 5.11, Tabelle 5.3).

Für die Berechnung der Indizes mit den Indikatorwerten der Taxa (= Ökologie-Werte) stehen grundsätzlich verschiedene Formeln zur Auswahl. Die verschiedenen, in die Formeln eingesetzten Ökologie-Werte der Taxa verändern jeweils das Ergebnis des Index und bewerten das Rhithral (**ECO-Wert-Rhithral**) oder das Potamal (**ECO-Wert-Potamal**). Bezieht man die saprobielle Belastung mit ein, wird der **ECO-Wert-Matrix** (vgl. Kap. 5.1.2.1) verwendet.

Im Forschungsvorhaben wurde auf zwei bereits in der Literatur beschriebene Formeln zurückgegriffen.

### 5.1.1.2 Rhithrontypieindex (RTI)

Der Rhithrontypieindex wird nach folgender Formel berechnet (vgl. auch Standorttypie-Index nach MEHL & THIELE, 1995 und Potamontypie-Index nach SCHÖLL & HAYBACH, BFG 2001):

$RTI = \frac{\sum_{i=1}^n ECO_i^2}{n}$	RTI = Rhithrontypieindex
	n = Anzahl der Arten
	ECO <sub>i</sub> = Ökologie-Wert des Taxons i

Bei dieser Berechnungsmethode fließen Arten, die nur in geringer Anzahl in einer Probe vorkommen, gleichberechtigt mit den Arten hoher Individuendichte in den berechneten Index ein. Zudem werden „wertvolle“ Arten mit hohen ECO-Werten durch die Quadrierung mehr gewichtet. Dies berücksichtigt auch, dass „wertvolle“ Arten in der Regel eine hohe Biomasse aber geringe Häufigkeiten besitzen.

Die Spannweite des Rhithrontypieindex reicht von 1 bis 25. In der Praxis treten in der Regel Ergebnisse von 5 bis 18 auf.

### 5.1.1.3 Benthosindex (BI)

Der Benthosindex bezieht die Häufigkeiten der Taxa mit ein und ermöglicht die Bewertung von Rhithral- und Potamalgewässern. Er stellt eine Erweiterung des Rhithrontypieindex dar.

Mit dem hier vorgestellten Verfahren ist es möglich, Rhithral- und Potamalgewässer zu unterscheiden und mit einem entsprechenden Benthosindex-Rhithral (BI\_R) bzw. Benthosindex-Potamal (BI-P) zu bewerten.

Der Benthosindex wird nach folgender, von der Berechnung des Saprobienindex abgeleiteten Formel berechnet:

$BI = \frac{\sum_{i=1}^n ECO_i * H_i}{\sum_{i=1}^n H_i}$	BI = Benthosindex ECO <sub>i</sub> = Indikationswert des Taxons (ECO-Wert) H <sub>i</sub> = Häufigkeitsklasse des Taxons i n = Anzahl der Taxa mit ECO-Wert
--	--

Die Spannweite des Benthosindex reicht von 1 bis 5. In der Praxis treten in der Regel Ergebnisse von 1,5 bis 4 auf.

### Benthosindex für das Rhithral (BI-R) und das Potamal (BI-P)

Die Taxa erhalten je nach Fließgewässerzone einen entsprechenden Ökologie-Wert (ECO-Wert, vgl. Kap. 5.1.1.1), so dass es – wie oben erwähnt - einen ECO-Wert-Rhithral und einen ECO-Wert-Potamal gibt. Demgemäß werden Benthosindex-Rhithral (BI-R) und Benthosindex-Potamal (BI-P) unterschieden.

Um Rhithral- und Potamalgewässer gegeneinander abgrenzen zu können, wurden Leitgrößen ausgewiesen, die zuverlässig eine Zuordnung in eine der beiden Fließgewässerzonen ermöglichen und damit die ökologische Bewertung gewässertypgerecht erlauben.

Die Leitgrößen, die über die Bewertung mit dem Benthosindex-Rhithral (BI-R) oder dem Benthosindex-Potamal (BI-P) entscheiden, sind:

- **Mittleres Talgefälle**
- **Verhältnis der Summen von Potamal- zu Rhithralpunkten (= Längszonierungsindex)**

Die genannten Leitgrößen wurden aus **Daten der Referenzgewässer** abgeleitet. Die Herleitung der Leitgrößen und das Entscheidungsschema, welche Fließgewässerzone vorliegt und welche ECO-Werte in die Formel eingesetzt werden, wird im nachfolgenden Kapitel erläutert. Die Berechnung in der Datenbank ist vor diesem Hintergrund entsprechend programmiert.

### 5.1.1.3.1 Leitgrößen zur Ermittlung der Längszonen

#### Mittleres Talgefälle und Längszonierungsindex

Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft innerhalb eines Fließgewässers verändert sich bekanntlich von der Quelle bis zur Mündung. Bei einer an der Längszonierung orientierten Gewässerbewertung werden physiographische Leitgrößen benötigt, die prägnant die Einordnung der Zone des zu bewertenden Gewässerabschnittes erlauben.

Als charakteristische physiographische Faktoren wurden zunächst die Höhenlage, das mittlere Talgefälle und die Entfernung der Probestelle von der Quelle bezüglich des Benthosindex für das Rhithral (BI-R) näher untersucht.

Aus der Datenlage geht hervor, dass Rhithralabschnitte in allen Höhenlagen vorkommen, im Bergland jedoch dominieren und der Anteil mit der Höhenlage zunimmt. Wertet man Gewässer

aller Höhenlagen aus, entsteht eine deutliche Korrelation zwischen der Höhenlage und dem Benthosindex (BI-R), die den Zusammenhang zwischen Höhenlage und mittlerem Talgefälle überdeckt.

Um festzustellen, welche Beziehungen zwischen BI-R und mittlerem Talgefälle vorliegen, wurden deshalb Gewässer zwischen 100 und 300 m Höhe ausgewertet.

In Abbildung 5.2, Abbildung 5.3 und Abbildung 5.4 sind die Beziehungen zwischen dem BI-R und der Höhenlage, dem mittleren Talgefälle bzw. der Quellentfernung dargestellt.

Im Bereich von 100 – 300 m besteht zwischen der Höhenlage und dem BI-R nur eine sehr schwache Korrelation ( $R^2 = \text{ca. } 0,05$ ), während das Talgefälle mit dem BI-R gut korreliert ( $R^2 = \text{ca. } 0,6$ ) (Abbildung 5.3). So weisen fast alle Probestellen mit einem Talgefälle von größer als 1% einen BI-R größer 3 auf. Für den Talgefällebereich von 0,3 bis 1% streut der BI-R zwischen ca. 2 und 3,5. Ab einem Talgefälle von kleiner ca. 0,3% liegt der BI-R immer unter 3. Das bedeutet, dass das mittlere Talgefälle als Leitgröße für die Abgrenzung zwischen Rhithral und Potamal dienen kann.

Quellentfernung und BI-R dagegen korrelieren nur schwach ( $R^2 = 0,2$ ) (Abbildung 5.4). Die Streuung der Werte zeigt, dass die untersuchten Gewässer unabhängig von der Quellentfernung Rhithralcharakter haben. Daraus folgt, dass die Quellentfernung als Leitparameter nicht geeignet ist.

In stark modifizierten Fließgewässern, wie z.B. aufgestauten Bächen und Flüssen, spiegelt das mittlere Talgefälle die Strömungsverhältnisse nicht richtig wider, da korrekter Weise die Wasserspiegellage als Leitgröße betrachtet werden muss.

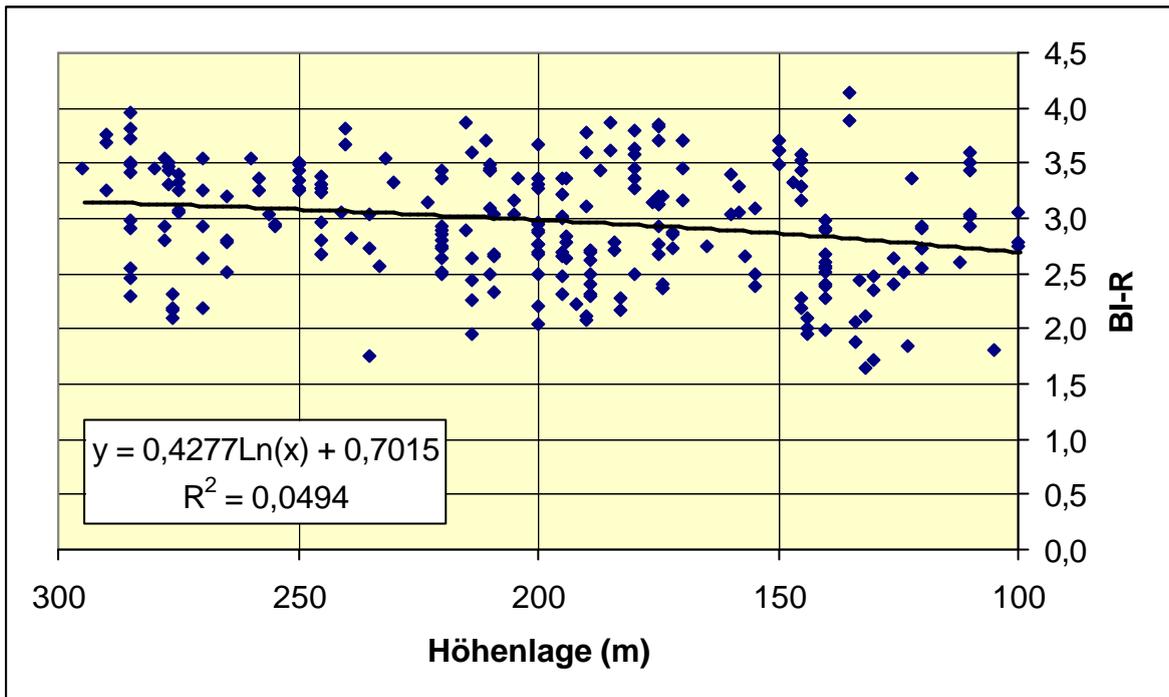


Abbildung 5.2: Beziehung zwischen Benthosindex-Rhithral (B-I-R) und Höhenlage (Höhenbereich 100 bis 300 m).

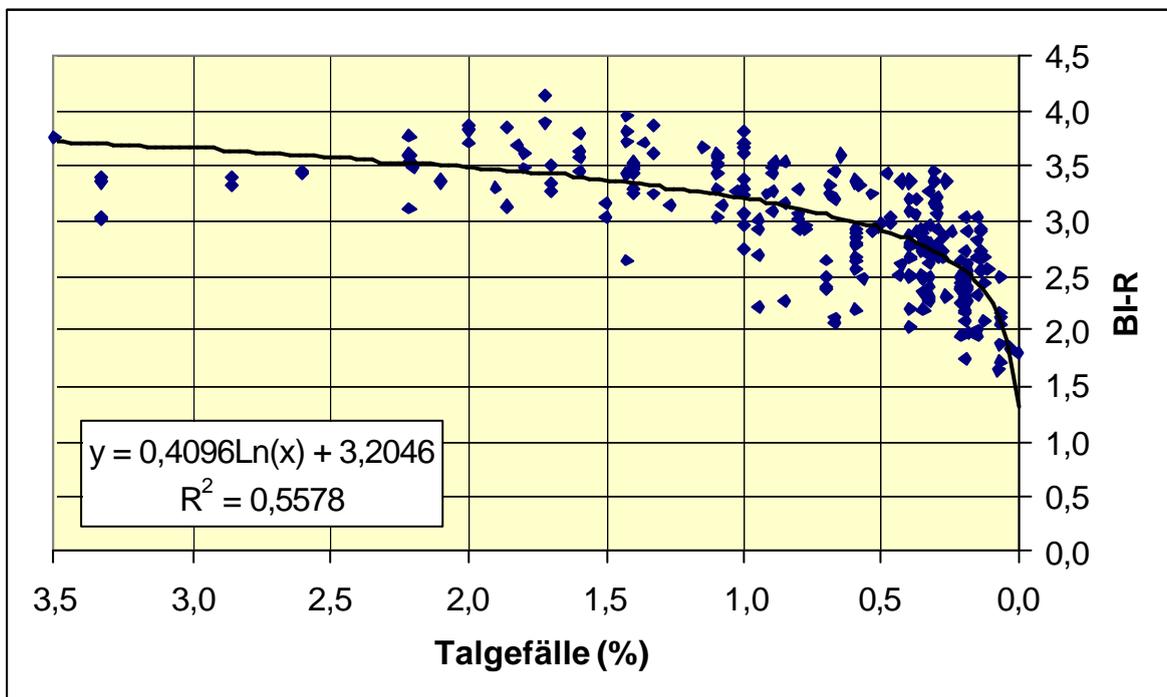


Abbildung 5.3: Beziehung zwischen Benthosindex-Rhithral (B-I-R) und mittlerem Talgefälle (Höhenbereich 100 bis 300 m)

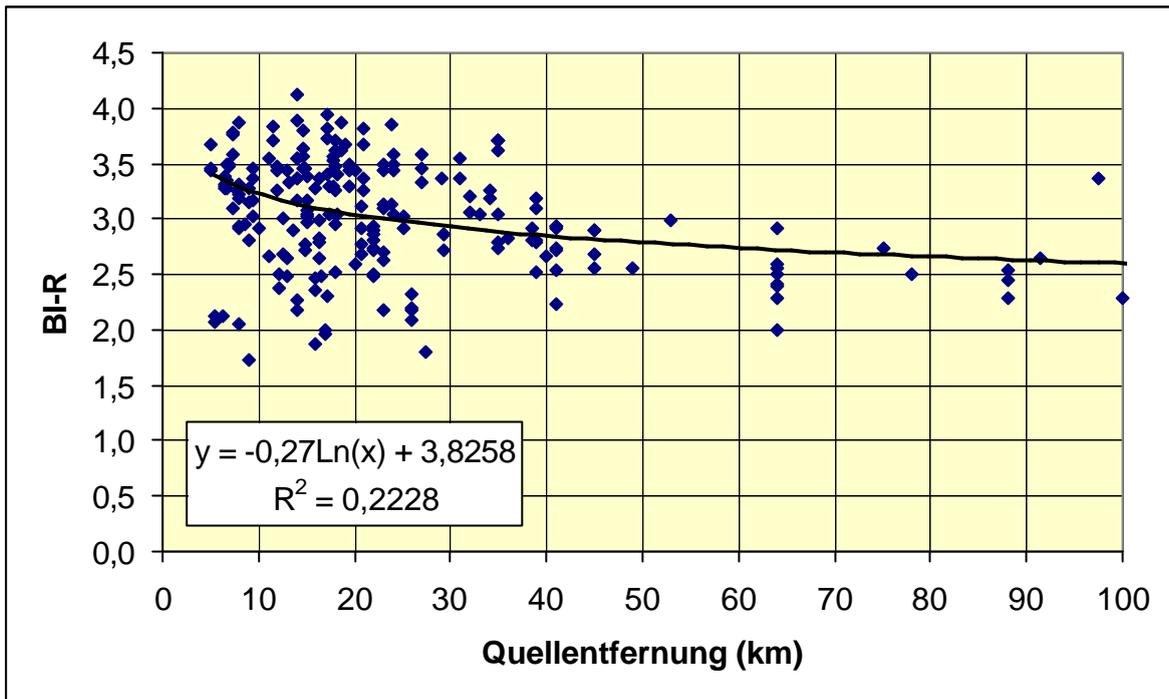


Abbildung 5.4: Beziehung zwischen Benthosindex-Rhithral (B-I-R) und Quellentfernung. (Höhenbereich 100 bis 300 m)

Wie die Auswertungen ergaben (Abbildung 5.2 bis Abbildung 5.4), kann das Mittlere Talgefälle als Hauptkriterium bei der Bestimmung der zonalen Zuordnung fungieren. Fließgewässer mit einem Mittleren Talgefälle von  $>0,5\%$  können grundsätzlich als Rhithralgewässer eingestuft werden. Ist das Mittlere Talgefälle  $<0,5\%$  entscheidet der sogenannte Längszonierungsindex, ob es sich um ein Rhithral- oder Potamalgewässer handelt.

### Längszonierungsindex

Die längszonale Zuordnung eines Gewässerabschnittes kann neben chemisch-physikalischen Parametern (z.B. der Temperatur) an der Zusammensetzung der Biozönose abgelesen werden. Grundlage hierfür sind die autökologischen Angaben zu den Arten, die in Form von Zonierungspunkten die Präferenz für eine entsprechende Längszone wiedergeben (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996). Das Verhältnis dieser Punkte zueinander wird als biozönotischer Längszonierungsindex (LZI) bezeichnet:

$$\text{Längszonierungsindex LZI} = \frac{\text{Summe Potamalpunkte}}{\text{Summe Rhithralpunkte}}$$

Mit dem Längszonierungsindex lässt sich eine Zuordnung der Untersuchungsstelle zur Gewässerzone Rhithral bzw. Potamal vornehmen. Wenn der Längszonierungsindex, der sich aus einer Probenliste ergibt,  $\geq 0,5$  beträgt, wird der Untersuchungsabschnitt dem Potamal zugeordnet. Bei einem Längszonierungsindex von  $< 0,5$  handelt es sich um ein Rhithralgewässer.

Zur Ermittlung des Schwellenwertes von 0,5 beim Längszonierungsindex wurden **ausschließlich** Daten der **Referenzgewässer** verwendet, so dass eine korrekte Trennung von naturnahen Rhithral- und Potamalgewässern als Grundlage gewährleistet ist. Die Ermittlung des Schwellenwertes ist im Anhang beschrieben.

Abbildung 5.5 stellt den Zusammenhang des Mittleren Talgefälles und des Längszonierungsindex dar. Die farbigen Felder geben wieder, welcher Index für die Bewertung des untersuchten Gewässerabschnitts unter welchen Bedingungen angewandt wird.

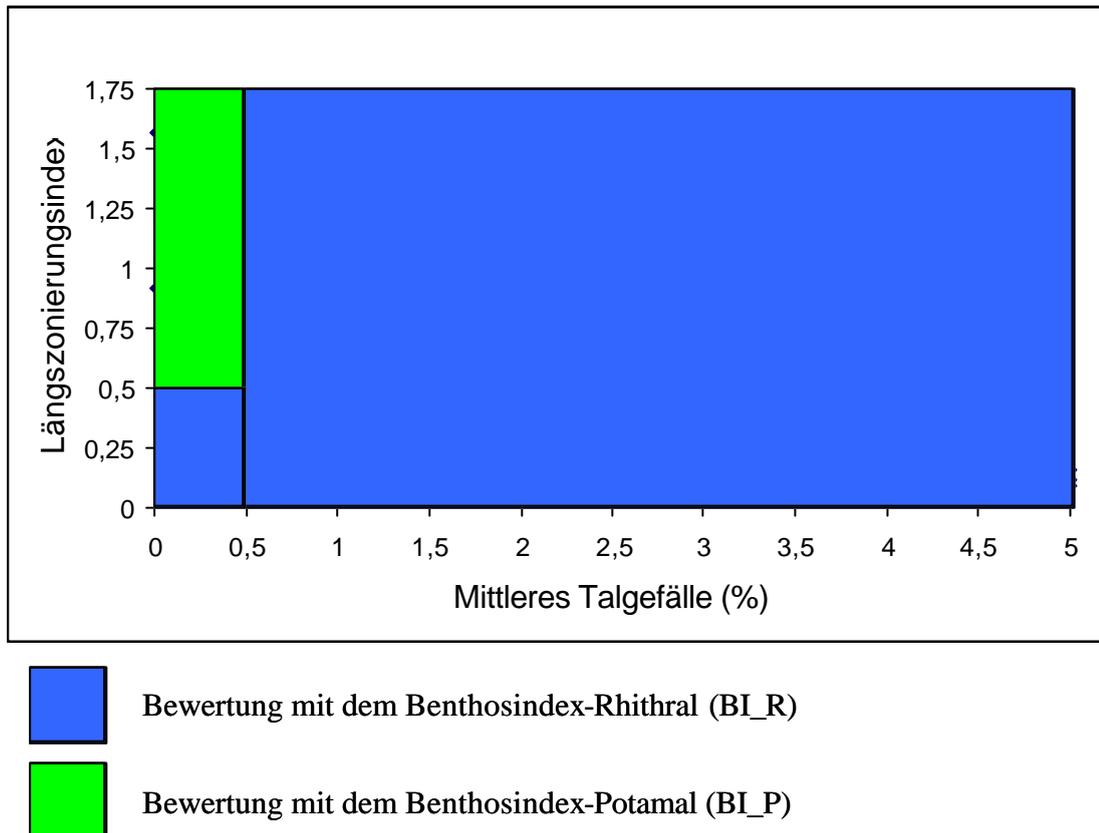


Abbildung 5.5: Mittleres Talgefälle in Relation zum Längszonierungsindex  
Bewertung mit dem Benthosindex

### 5.1.1.3.2 Entscheidungsschema für die zonale Zuordnung

Ob eine Bewertung mit dem Benthosindex-Rhithral oder Benthosindex-Potamal durchgeführt wird, wird, wie oben erläutert, aus den beiden Leitgrößen „Mittleres Talgefälle“ und „Längszonierungsindex“ ermittelt. Die Abbildung 5.6 stellt den Entscheidungsweg dar, wann eine Bewertung des Rhithrals (BI-R) bzw. des Potamals (BI-P) vorgenommen wird.

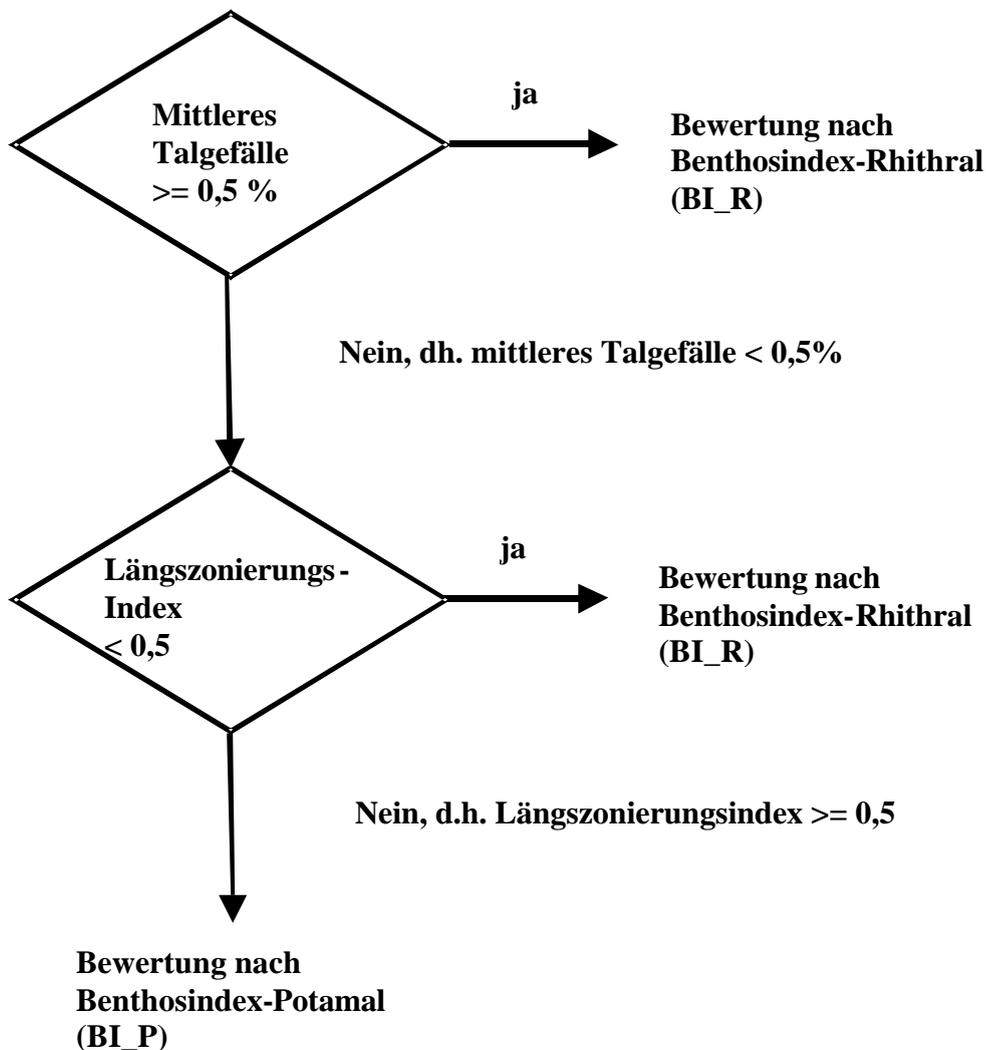


Abbildung 5.6: Entscheidungsschema für die Bewertung mit dem Benthosindex

Die beiden Leitgrößen ermöglichen eine klare formelle Abgrenzung zwischen den Fließgewässerzonen Rhithral und Potamal. Diese Unterscheidung ermöglicht einerseits die Differenzierung in die beiden Hauptfließgewässerzonen und andererseits wird hierdurch die unterschiedliche Anwendung der Ökologie-Werte verdeutlicht (vgl. Kap. 5.1.2.1).

## 5.1.2 Multimetrische Indizes – Verfahrensansatz II

Multimetrische Indizes im Sinne des Verfahrensansatzes II beziehen die organische Belastung über den Saprobienindex auf zwei unterschiedliche Weisen in die ökologische Fließgewässerbewertung mit ein:

- 1) Bei der ersten Möglichkeit werden die Längszonierungspunkte und der Saprobienindex eines Taxons über eine Matrix miteinander kombiniert, so dass die Verknüpfung von ökologischer und saprobieller Bewertung bereits auf Artniveau stattfindet. Die so entstehenden Ökologie-Werte werden in die jeweilige Bewertungsformel eingesetzt, so dass die ökologische und saprobielle Indikation bereits im Ergebnis des berechneten Index enthalten ist (vgl. Kap. 5.1.1.1).
- 2) Alternativ wird eine Untersuchungsstelle anhand des Benthosindex und des Saprobienindex getrennt bewertet. Das jeweils erzielte Ergebnis wird in Form der ökologischen Klassen in einer Matrix miteinander kombiniert, aus der dann die abschließende Bewertung einer Zustandsklasse hervorgeht.

### 5.1.2.1 Multimetrischer Index auf Artniveau

Der Multimetrische Index auf Artniveau ist ein modifizierter Rhithrontypieindex, der mit über eine Matrix ermittelten Ökologie-Werten (ECO-Wert-Matrix, vgl. Kap. 5.1.1.1) berechnet wird.

Anhand des 10-Punkte-Systems der Längszonierung in der Autökologieliste (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996) wird die Zugehörigkeit einer Art zum Rhithral (= Rhithrontypie) ermittelt. Als Indikation der Belastung wird der Saprobienindex des Taxons herangezogen, wobei eine Skalerverschiebung nach Ökoregionen vorgenommen wurde (Tabelle 5.3).

Indem die modifizierten Güteklassen bzw. der Saprobienindex<sup>2</sup> nach Ökoregionen und die Längszonierungspunkte miteinander kombiniert wurden, entsteht eine Matrix, aus der der Ökologie-Wert einer Art (ECO-Wert-Matrix) hervorgeht (Tabelle 5.3).

Jedes Taxon der offenen Artenliste erhält – sofern ein Saprobienindex und Längszonierungspunkte vorhanden sind - einen ECO-Matrix-Wert. Den höchsten ECO-Wert-Matrix von 5 bekommen Taxa, die für das Rhithral einen sehr hohen Indikationswert besitzen und einer guten Güteklasse (I, I-II, II) angehören. Ein ECO-Wert-Matrix von 1 gibt eine geringe Zugehörigkeit zum Rhithral und eine schlechte Güteklasse (III, III-IV, IV) wieder.

Jedes Taxon erhält, ökoregional bedingt, drei ECO-Werte-Matrix.

---

<sup>2</sup> Beim Saprobienindex der Art wird zuerst der DIN-Index (SW\_DIN), dann der Bayern-Index (SW\_BY) und zuletzt der Braukmann-Index (SW\_Brauk) verwendet (s. Tabelle Indikatorwerte in der Datenbank Bio\_Proben\_Gesamt).

Tabelle 5.3: Matrix aus Saprobienindex, ökoregional skaliert und Rhithrontypie (Artniveau)

Saprobienindex (s) des Taxons			Güteklassen	Rhithrontypie (max. 10 Punkte)					
Norddeutsches Tiefland NT	Deutsches Mittelgebirge DM	Alpenraum A		10-9	8-7	6-5	4-3	2-1	0*
				ECO-Wert-Matrix des Taxons					
1,0-< 2,1	1,0-< 1,8	1,0-< 1,6	I u. I-II	5	5	4	4	3	3
2,1-< 2,6	1,8-< 2,3	1,6-< 2,1	II	5	4	4	3	3	2
2,6-< 3,0	2,3-< 2,7	2,1-< 2,5	II-III	4	3	3	3	2	1
3,0-< 3,4	2,7-< 3,2	2,5-< 3,0	III	3	3	2	2	1	1
3,4- 4,0	3,2- 4,0	3,0- 4,0	III-IV u. IV	2	2	1	1	1	1
Die Farben der Matrix stammen aus der Vorgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie: 5 = blau, 4 = grün, 3 = gelb, 2 = orange, 1 = rot									
* Arten, die keine Zonierungs-Punkte im Rhithral aufweisen, aber mindestens 8 Krenal- bzw. Potamalpunkte haben oder mindestens 1 Potamalpunkt und die Summe Potamal- plus Litoralpunkte größer gleich 8 ist, erhalten den ECO-Wert 0.									

Die so ermittelten Ökologie-Werte (ECO-Wert-Matrix) werden in die Formel für den Rhithrontypieindex (vgl. Kap. 5.1.1.2) eingesetzt und als Rhithrontypieindex-Matrix (RTI-Matrix) bezeichnet. Es sei nochmals betont, dass in diesem Ergebnis bereits die organische Belastung in Form des Saprobienindex einer Art enthalten ist.

Mit dieser Form der einbezogenen organischen Belastung in die ökologische Bewertung wurden exemplarisch Auswertungen mit Daten des Flussgebiets Elz-Dreisam (vgl. Kap. 5.2.2.1.2) und des Norddeutschen Tieflandes (Schleswig-Holsteins und Niedersachsen, vgl. 0) durchgeführt.

### 5.1.2.2 Multimetrischer Index auf Probenniveau

Der Multimetrische Index auf Probenniveau bezieht sich auf das Ergebnis einer Untersuchungsprobe und kombiniert den Benthosindex (BI) mit dem Saprobienindex (SI) in Form einer Matrix. Die vorherrschende Gewässerbelastung wird hier in die ökologische Bewertung mit einbezogen.

Es wurden drei verschiedene Kombinationsmöglichkeiten der Bewertung vorgeschlagen, wovon zwei (Matrix 2 und Matrix 3) an den Gewässern des Modellgebietes Baden-Württemberg ausprobiert wurden (vgl. Kap. 5.3.1.1). Ortskundige Experten plausibilisierten die Ergebnisse und danach fiel die Entscheidung darauf, weitere Auswertungen nur noch mit Matrix 3 durchzuführen (vgl. Kap. 5.3.1.2 und 5.3.2).

#### Multimetrischer Index - Matrix 1

Bei der Kombination gemäß Matrix 1 (Tabelle 5.4) dominiert der Saprobienindex die Bewertung, d.h. der saprobielle Zustand der Probestelle führt die ökologische Gesamtbewertung an und beurteilt die Gewässer „zu gut.“ Dieses Ungleichgewicht zugunsten der Gewässergüte sollte vermieden werden, so dass der Vorschlag verworfen wurde.

Tabelle 5.4: Multimetrischer Index nach Matrix 1

		Benthosindex BI-R/BI-P				
Saprobienindex SI	Klasse	1	2	3	4	5
	1	1	1	2	2	3
	2	2	2	2	3	3
	3	3	3	3	3	4
	4	4	4	4	4	5
	5	5	5	5	5	5

Multimetrischer Index - Matrix 2

Die in Tabelle 5.5 dargelegte ökologische Gesamtbewertung aus Saprobienindex und Benthosindex wird vom Benthosindex angeführt. Mit dieser Methode gibt es „zu viele“ Gewässer, die die ökologische Zustandsklasse 1 erhalten, also mit sehr gut eingestuft werden. Der gute ökologische Gesamtzustand wird dadurch entsprechend bei weniger Probestellen erreicht.

Tabelle 5.5: Multimetrischer Index nach Matrix 2

		Benthosindex BI-R/BI-P				
Saprobienindex SI	Klasse	1	2	3	4	5
	1	1	1	2	3	3
	2	1	2	3	3	4
	3	2	3	3	4	4
	4	3	4	4	4	5
	5	4	5	5	5	5

Eine Bewertung anhand Matrix 2 wurde mit dem Datenpaket LAWA2000<sup>3</sup> durchgeführt, um das Ergebnis mit dem der Matrix 3 vergleichen zu können.

Multimetrischer Index - Matrix 3

Die Gesamtbewertung nach Matrix 3 (Tabelle 5.6) setzt einen strengen Maßstab für die ökologisch sehr guten Gewässer. Dies entspricht auch den Grundsätzen der ökologischen Gewässerbewertung, da hier nur Gewässer als sehr gut bewertet werden, die hinsichtlich Benthosindex und Saprobienindex mit sehr gut abschneiden.

Tabelle 5.6: Multimetrischer Index nach Matrix 3

		Benthosindex BI-R/BI-P				
Saprobienindex SI	Klasse	1	2	3	4	5
	1	1	2	2	3	3
	2	2	2	3	3	4
	3	2	3	3	4	4
	4	3	4	4	4	5
	5	4	5	5	5	5

<sup>3</sup> Hauptgewässerszüge in Baden-Württemberg, die regelmäßig bei der landesweiten Gewässergütebeurteilung für die Bundesgütekarte berücksichtigt werden (vgl. Kap. 3 .2).

Die Indexbewertung wurde mit Matrix 2 und 3 vergleichsweise für das Datenpaket LAWA2000 (s.o.) angewendet. Aus den Ergebnissen wurde eine Fortführung der Gesamtbewertung nur nach Matrix 3 für die übrigen Datenpakete (Flussgebiet Elz-Dreisam und Kraichbach-Leimbach, die Bundesländer) abgeleitet. Alle Auswertungen bezüglich des Multimetrischen Index werden somit mit Matrix 3 durchgeführt und nicht mehr gesondert nach den anderen Metrics differenziert.

Die den Metrics zugrundeliegenden Klassen entsprechen den 5 ökologischen Bewertungsklassen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (vgl. Kap. 5.1.3).

### 5.1.3 Ökologische Bewertungsklassen zu Verfahrensansatz I und II

Als Grundlage für die hier verwendeten ökologischen Zustandsklassen dient die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Mit Hilfe der Daten der Referenzgewässer wurden die Eckpunkte der Skalierung und die Grenzen ermittelt.

#### Saprobienindex (SI)

Beim Saprobienindex wurden die 7 Klassen der LAWA auf die 5 Klassen gemäß EU-WRRL, wie in Tabelle 5.7 dargestellt, zusammengefasst.

Tabelle 5.7: Übersicht über die Zusammenfassung der Klassen beim Saprobienindex

Klasse	Saprobieller Zustand	Farbe	Saprobienindex (DIN)	Güteklasse
1	Unbelastet bis gering belastet	Blau	1,0 – 1,79	I u. I-II
2	Mäßig belastet	Grün	1,8 – 2,29	II
3	Kritisch belastet	Gelb	2,3 – 2,69	II-III
4	Stark verschmutzt	Orange	2,7 – 3,19	III
5	Sehr stark bis übermäßig verschmutzt	Rot	3,2 – 4,0	III-IV u. IV

#### Rhithrontypieindex (RTI) und Multimetrischer Index auf Artniveau (RTI-Matrix)

Die Zuordnung der Rhithrontypieindex zu den ökologischen Zustandsklassen und die Skalierung (RTI- und RTI-Matrix) sind in Tabelle 5.8 dargestellt. Die Ableitung der Klassengrenzen wird im Anhang beschrieben (Anlage 11 in Anhang I).

Tabelle 5.8: Übersicht über die Bewertungsklassen beim Rhithrontypieindex

Ökologischer Zustand	Zu-	EU-Entsprechung	Rhithrontypieindex RTI	Rhithrontypieindex (RTI-Matrix)	Farbe
1		sehr gut	>14	> 20,3	Blau
2		gut	>8,5 – 14	>12,3 – 20,3	Grün
3		mäßig	>4,3 – 8,5	>6,3 – 12,3	Gelb
4		unbefriedigend	>1,6 – 4,3	>2,3 – 6,3	Orange
5		schlecht	<= 1,6	<= 2,3	Rot

## Benthosindex (BI)

Die Auswertungen haben gezeigt, dass die Referenzgewässer der Mittelgebirge und der Alpen eine hohe Ähnlichkeit der Benthosindizes besitzen, während die des Norddeutschen Tieflandes hiervon abweichen. Die Gewässer mit guter ökologischer Qualität erreichen im Mittelgebirge und in den Alpen BI-Werte von durchschnittlich 3,2, während im Norddeutschen Tiefland die besten Gewässer im Mittel nur BI-Werte von 2,9<sup>4</sup> aufweisen. Daraus hat sich eine unterschiedliche Skalierung für die Ökoregionen ergeben (vgl. Tabelle 5.9). Die Klasseneinteilung erfolgte nach den EQR-Werten der EU-WRRL und durch Multiplikation dieser Werte mit den niedrigsten Werten der Klasse 1 bei Mittelgebirge und Alpen bzw. beim Norddeutschen Tiefland. Um die EQR-Werte anzupassen, wurden die untersten Benthosindex-Werte genommen, die bei einer mit allen Referenzgewässern der Fließgewässertypen durchgeführten Auswertung ermittelt wurden.

Tabelle 5.9: Übersicht über die Bewertungsklassen beim Benthosindex

Klasse	Ökologischer Zustand	Farbe	EQR	Benthosindex BI-R/BI-P	
				Mittelgebirge/ Alpen	Norddeutsches Tiefland
1	Sehr gut	Blau	$\geq 0,95$	$\geq 3,00$	$\geq 2,80$
2	Gut	Grün	0,80 – 0,94	2,60 – 2,99	2,30 – 2,79
3	Mäßig	Gelb	0,60 – 0,79	1,90 – 2,59	1,70 – 2,29
4	Unbefriedigend	Orange	0,30 – 0,59	1,00 – 1,89	0,90 – 1,69
5	schlecht	Rot	$< 0,30$	$< 1,00$	$< 0,90$

## Multimetrischer Index auf Probenniveau

Beim Multimetrischen Index auf Probenniveau ist die kombinierte Bewertung in Form der ökologischen Zustandsklasse aus den im Kapitel 5.1.2.2 erläuterten Metrics ablesbar. Die Bewertungsklasse, der ökologische Zustand und die Farbe entsprechen denen des Benthosindex und sind Tabelle 5.9 zu entnehmen.

<sup>4</sup> Untersuchungen haben ergeben, dass im Norddeutschen Tiefland viele Gewässerabschnitte aufgrund des Artenvorkommens den Rhithralgewässern zuzuordnen sind, vgl. Kap. 4.3

## **5.1.4 Leitbildbezogene typologische Bewertung - Verfahrens- ansatz III**

Der hier vorgestellte Ansatz setzt sich aus mehreren Bewertungskriterien zusammen und legt die Faktoren für die Fließgewässertypologie fest. Die genannten Einzelaspekte, die aus der Praxis angewandter Fließgewässerbewertung bereits bekannt sind, werden zusammengeführt und weiterentwickelt.

Es werden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Vergleich naturnaher Referenzen mit der untersuchten Biozönose anhand der Ähnlichkeit von Präsenz ( $\ddot{A}_P$ ) und Taxahäufigkeiten ( $\ddot{A}_{HS}$ )
- Bewertung der Arten-/Gattungsqualität bezüglich des Stressfaktors „organische Belastung“ ( $B_{SI}$ )
- Zusatzbewertung mit Bonus-/Malusystem anhand der Schlüsselindikatoren und Rote-Liste-Arten sowie der Arten/Gattungsvielfalt (Diversität)

Zur Durchführung des Verfahrens werden Anforderungen an die Genauigkeit festgelegt. Die ökologische Gesamtbewertung wird aus der Summe der genannten Bewertungskriterien errechnet.

Die geomorphologische Einordnung der Probestellen erfolgt über die wichtigsten Faktoren zur Typisierung von Fließgewässern:

- Ökoregionen
- Höhenbereiche
- Gewässer-Chemismus
- Längszonierung
- Fließgewässerlandschaften nach BRIEM

Bedeutende Fließgewässertypen werden tabellarisch beispielhaft vorgestellt und Begriffe der Artenzuordnung als Grundlage der Referenztaxaliste werden erklärt.

### **5.1.4.1 Bewertungskriterien und Gesamtbewertung**

#### **5.1.4.1.1 Vergleich naturnaher Referenzen mit der untersuchten Biozönose**

Jedem Gewässertyp werden bestimmte dort charakteristisch vorkommende Arten/Gattungen zugeordnet. Hierdurch entsteht eine typspezifische Referenztaxaliste, die erweiterbar ist („offene Liste“).

Diese Referenztaxalisten können entweder mit Hilfe von in der Literatur festgehaltenem Expertenwissen und regionale Facharbeiten (z.B. Forschungsgruppe Fließgewässer 1994; Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 1999) oder aufgrund von Taxalisten der Referenzprobestellen erstellt werden.

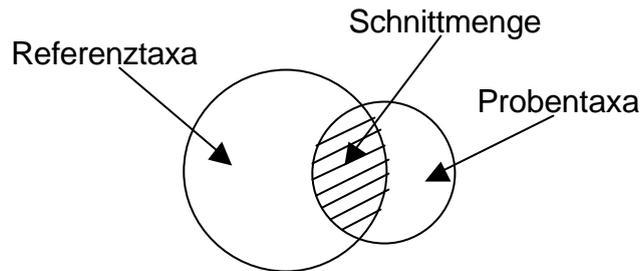
Im Rahmen des Projektes werden Referenztaxalisten für acht ausgewählte Fließgewässertypen angefertigt (vgl. Kap. 3.7.2).

## Ähnlichkeit der Präsenz (Ä<sub>p</sub>)

Die Bewertung der Ähnlichkeit einer Probe mit der Referenzliste wird aus dem Grad der Übereinstimmung ermittelt („Schnittmenge“).

Hier wird die Schnittmenge der Arten/Gattungen einer Probe, die mit denen der entsprechenden übereinstimmt, bewertet.

### Prinzipiskizze:



Hierzu wird der Anteil der Taxa in der Probe, der mit der Referenzliste übereinstimmt, berechnet. Der Grad der Übereinstimmung nimmt ab, wenn naturraumtypische Arten durch Neozoen verdrängt oder aufgrund von Degradationen durch Ubiquisten ersetzt werden. Für die Klassifikation der Ähnlichkeit werden die in Tabelle 5.10 vorgeschlagenen Prozentanteile<sup>5</sup> der übereinstimmenden Taxa in der Probe vorgeschlagen.

Tabelle 5.10: Klassifikation der Ähnlichkeit

Anteil der Probestaxa, die mit der Referenzliste übereinstimmen	Note	Ökologischer Zustand
> 95-100%	1	sehr gut
> 80 – 95%	2	gut
> 60 – 80%	3	mäßig
> 30 – 60%	4	unbefriedigend
0 - 30%	5	schlecht

Die Vorgehensweise ist grundsätzlich auch auf einmalige Beprobungen anwendbar, das Ergebnis wird aber bei häufigeren Probenahmen zuverlässiger.

Um das Vorgehen zu optimieren, sollte der Probenahmezeitraum klar definiert werden. Je nachdem ob man einen optimalen oder pessimalen biozönotischen Gewässerzustand erfassen will, sollte die Probenahme im Frühjahr (Februar bis Mai = optimal) oder im Herbst (September bis November = pessimal) erfolgen.

<sup>5</sup> Die Prozeuteilung entspricht den EQR-Werten aus dem Strategiepapier Braukmann & Pinter (1995)

### Ähnlichkeit der Taxahäufigkeiten ( $\ddot{A}_{HS}$ )

Die Einbeziehung der Häufigkeit ist erforderlich, weil die mengenmäßige Artverteilung bei der Biotopbewertung ebenso eine Rolle spielt wie die Artenqualität.

Zur Bewertung der Ähnlichkeit der Taxahäufigkeiten wird die Summe der Häufigkeitsklassen der Referenztaxa mit der der Taxa in der Probe verglichen und die Abweichung in Prozent bewertet.

Die prozentuale Ähnlichkeit der Taxahäufigkeiten ( $\ddot{A}_{HS}$ ) wird wie folgt berechnet:

$\ddot{A}_{HS} = \frac{\sum_{j=1}^k HK_j}{\sum_{i=1}^n HK_i} * 100$	<p><math>\ddot{A}_{HS}</math> = Ähnlichkeit der Taxahäufigkeiten in Prozent</p> <p><math>HK_j</math> = Häufigkeitsklasse des Taxons j (aus Referenztaxaliste)</p> <p><math>HK_i</math> = Häufigkeitsklasse des Taxons i (alle Taxa)</p> <p>k = Übereinstimmende Anzahl der Taxa</p> <p>n = Gesamtzahl der Taxa in der untersuchten Probe</p>
---	--

Analog der Tabelle 5.10 erhalten die ermittelten Ähnlichkeiten eine Note des 5-stufigen Systems, die als Ähnlichkeit der Taxahäufigkeiten (=  $\ddot{A}_{HS}$ ) in die Gesamtbewertung einfließt.

#### Berechnungsbeispiel

	Taxon	Häufigkeitsklasse der Taxa in der Probe
Taxa aus Referenzliste	Taxon 1	HK 1
	Taxon 2	HK 1
Taxa nicht in Referenzliste	Taxon 3	HK 3 z.B. Ubiquisten
	Taxon 4	HK 3 z.B. Ubiquisten
Ergebnis		$\ddot{A}_{HS} = \frac{2}{8} * 100 = 25\%$

Die Ähnlichkeit der untersuchten Probestelle zur Referenz beträgt 25%. Hätte man nur die Präsenz bewertet, wäre die Ähnlichkeit 50%.

Bei dieser Methode ist es von Vorteil, dass die Häufigkeit der Taxa nur für die Untersuchungsstelle nicht jedoch in der Referenzliste angegeben sein muss.

### 5.1.4.1.2 Bewertung der Qualität von Arten bzw. Gattungen

Die Qualität der Arten bzw. Gattungen wird unter Einbeziehung des Stressfaktors „organische Belastung“ leitbildbezogen bewertet.

#### Einbeziehung organischer Belastung ( $B_{SI}$ )

Die Bewertung der Arten bzw. Gattungen bezüglich ihrer Empfindlichkeit gegenüber organischer Belastung erfolgt mit Hilfe des Saprobienindex.

Als Arbeitshypothese erfolgte im Rahmen des Projektes eine Anpassung nach Ökoregionen. Diese orientierte sich an Arbeiten von Braukmann (1997). Die Skala der Saprobienindizes wird so verschoben, daß sich von den Alpen bis zum Flachland eine ökoregional angepasste Güteklasseneinteilung ergibt. Damit wird z.B. die naturgemäß schlechtere Gewässergüte organischer Gewässer des Flachlandes in das Bewertungssystem miteinbezogen (Tabelle 5.11). Das derzeitige Bewertungssystem müsste allerdings hierbei gewässertypspezifisch verändert werden<sup>6</sup>.

Tabelle 5.11: Skalenverschiebung des Saprobienindex nach Ökoregionen

Saprobienindex			Güteklasse
Alpenraum	Deutsches Mittelgebirge	Norddeutsches Tiefland	
1,0-< 1,3	1,0-< 1,5	1,0-< 1,7	I
1,3-< 1,6	1,5-< 1,8	1,7-< 2,1	I-II
1,6-< 2,1	1,8-< 2,3	2,2-< 2,6	II
2,1-< 2,5	2,3-< 2,7	2,6-< 3,0	II-III
2,5-< 3,0	2,7-< 3,2	3,0-< 3,4	III
3,0-< 3,3	3,2-< 3,5	3,4-< 3,8	III-IV
3,3- 4,0	3,5- 4,0	3,8- 4,0	IV

### 5.1.4.1.3 Zusatzbewertung mit Bonus- bzw. Malussystem

Insbesondere dort, wo der Gesamtbefund im Grenzbereich zu einer anderen Bewertungsklasse liegt, kann eine Auf- bzw. Abwertung über das Bonus/Malussystem zur klaren Entscheidung für eine Klasse führen.

#### Schlüsselindikatoren und Rote-Liste-Arten

Schlüsselindikatoren sind Organismen, die einen besonders hohen Zeigerwert für die ökologische Qualität ihres Lebensraumes besitzen.

Das Vorkommen von seltenen bzw. gefährdeten Arten (= Rote-Liste-Arten) gibt Hinweise, ob der Lebensraum intakt ist. Als begleitender Bewertungsfaktor werden sie durch die Vergabe eines **Bonus** berücksichtigt.

#### Diversität (Arten- oder Gattungsvielfalt)

Anhand eines Diversitätsindex (z.B. nach Shannon-Weaver) wird die Vielfalt der Arten, Gattungen oder höherer systematischer Einheiten berechnet und bewertet:

$H_s = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i$	<p><math>H_s</math> = Diversitätsindex nach Shannon-Weaver  <math>n</math> = Gesamtzahl der Arten  <math>P_i</math> = Häufigkeit des Taxons <math>i</math> im Verhältnis zur Gesamtindividuenzahl aller Taxa (Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der Art <math>i</math>)</p>
---	--

<sup>6</sup> Inzwischen erfolgt durch Universität Essen „UBA-Projekt: Leitbildbezogene Saprobienindizes“.

Den Fließgewässertypen der Referenzen wird ein Diversitätsindex in Form eines Sollwertes mit Schwankungsbreite zugeordnet. Stimmt der berechnete Wert des Untersuchungsgewässers mit dem Sollzustand des Referenzgewässers überein, wird ein Bonus vergeben. Die Abweichung des Untersuchungsgewässers vom Sollzustand wird mit einem Malus versehen. Bonus bzw. Malus geht als Zusatzbewertung in die Gesamtbewertung mit ein.

Die Bewertung über einen Diversitätsindex erfordert ein definiertes Bestimmungsniveau.

#### 5.1.4.1.4 Gesamtbewertung der ökologischen Qualität

Die Gesamtbewertung ergibt sich aus einer Summenformel und der Zusatzbewertung über das Bonus/Malussystem. Über Gewichtungsfaktoren kann man den Schwerpunkt der Bewertung verschieben.

Die Summenformel der Gesamtbewertung lautet:

$B_{ges} = \ddot{A}_P \cdot F1 + \ddot{A}_{HS} \cdot F2 + Q_{AG} \cdot F3$	$B_{ges}$ = Gesamtnote der Bewertung $\ddot{A}_P$ = Note Ähnlichkeit der Präsenz $\ddot{A}_{HS}$ = Note Ähnlichkeit der Taxahäufigkeiten $Q_{AG}$ = Note Arten-/Gattungsqualität $F1, F2 \dots$ = Gewichtungsfaktoren
Die Gesamtbewertungsnote ist ein Wert zwischen 1 und 5 gemäß des 5stufigen Systems der EU-Wasserrahmenrichtlinie.	
Der jeweilige Gewichtungsfaktor erhält einen Wert zwischen 0 und 1. Die Summe der Gewichtungsfaktoren muß 1 ergeben. Der Gewichtungsfaktor wird abhängig von der ökologischen Zuverlässigkeit der Bewertung vergeben.	

Wenn der Gesamtbefund nicht eindeutig ist, kann man gegebenenfalls über das Bonus/Malussystem zu einer klaren Entscheidung für die Bewertungsklasse kommen.

Ein Bonus wird vergeben, indem Schlüsselindikatoren oder Rote-Liste-Arten der Probestelle aufwerten.

Die Arten- bzw. Gattungszahl oder der Diversitätsindex können durch Auf- bzw. Abwertung zu einem Bonus oder Malus führen.

#### Anforderung an die Genauigkeit des Verfahrens

Um die Bewertung einer Probestelle vornehmen zu können, werden Anforderungen an die Genauigkeit des Verfahrens in Form einer Mindestarten- bzw. Mindestgattungszahl pro Probe definiert.

## 5.1.5 Ökologischer Qualitätsindex - Verfahrensansatz IV

Bei diesem Verfahrensansatz wird mit einem ökologischen Qualitätsindex gearbeitet, der anhand einer Matrix ermittelt wird. Hierbei wird ein strukturbezogener typspezifischer Index pro Taxon vergeben und mit dem Saprobienindex des Taxons kombiniert. Aus der so entstehenden Matrix wird dann der „ökologische Qualitätsindex“ (Zahlenwert zwischen 5 und 1) abgeleitet, in den biozönotisch relevante abiotische Parameter ebenso einfließen wie die Belastung mit organischen Substanzen.

Die typspezifischen Indizes der Taxa werden anhand der Fließgewässerlandschaften (Briem 2000) durch statistische Analyse („Struktogramme“) unter Berücksichtigung weiterer relevanter abiotischer Parameter bestimmt, gruppiert, zusammengefasst und mit einem Wert zwischen 5 und 1 versehen.

### **Bewertung mit gewässertypspezifischen Indikatorwerten**

Bei der Ermittlung von gewässertypspezifischen ökologischen Indikatorwerten wird wie folgt vorgegangen:

Im ersten Schritt erfolgt für die ausgewählte Gebiete ein sukzessiver Vergleich der Taxa aus den biologischen Daten der Bundesländer.

Für die Fließgewässertypen (SCHMEDITJE ET AL. 2000) werden „ökologische Reihen“ entsprechend dem Grad ihrer hydromorphologischen und/oder geochemischen Ähnlichkeit aufgestellt. Der Grad der biologischen Ähnlichkeit dieser Gewässertypen wird durch die graphische Darstellung, in der die Stetigkeit und die mittlere Häufigkeitsklasse der Taxa miteinander kombiniert wird, ermittelt (siehe Abbildung 5.7). In einem solchen Struktogramm gruppieren sich beispielsweise die typischen Leit- und Charakterarten (-taxa) für kalkarme Buntsandsteinbäche links oben im Diagramm, während die typischen Arten kalkreicher Keuperbäche rechts unten angesiedelt sind. Auf diese Weise lässt sich eine Anordnung von mehr oder minder typenspezifischen Arten synoptisch anschaulich darstellen. Näheres zur methodischen Vorgehensweise findet sich bei BRAUKMANN 2000.

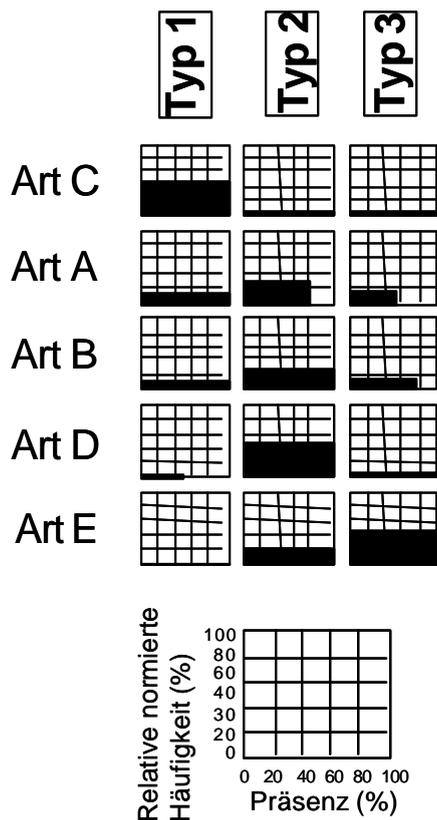


Abbildung 5.7: Beispiel-Struktogramm

Analog dazu werden weitere biozönotisch relevante abiotische Parameter aus den Gewässersteckbriefen oder der Gewässerstammdatei ausgewählt und systematisch angeordnet, z.B. für

- die höhenzonalen Bereiche der Gewässerstrecken
- die geochemischen Typen (Silikat, Karbonat)
- die Gewässerbreite
- die Quellentfernung.

Für diese wird ebenfalls die Anordnung der Taxa in Form von Struktogrammen dargestellt.

In einem zweiten Schritt erfolgt aufgrund der Struktogramme eine Gruppierung und Zusammenfassung der morphologischen Bachtypen anhand ihrer biozönotischen Ähnlichkeit mit dem Ziel, die Zahl der zoozönotisch relevanten Fließgewässertypen zu reduzieren.

Anhand der Informationen aus den Struktogrammen und autökologischer Angaben aus der Literatur erfolgt in einem dritten Auswertungsschritt eine empirische Ermittlung von Indizes der Typspezifität für die Taxa, wobei alle o. g. Strukturparameter in diesen Index einfließen. Es sind entsprechend dem Grad ihrer Typbindung für die Taxa verschiedene Indikatorwerte vorgesehen:

- hohe Spezifität = Werte von 4-5
- mittlere Spezifität = Werte von 2-3

geringe Spezifität = Wert 1

Die Aufstellung einer Taxaliste mit typspezifischen Indikatorwerten ist im wesentlichen von der Qualität der zusammengetragenen Daten abhängig. Diese Zeigerwerte stellen eine entscheidende Voraussetzung für die Ableitung und Formulierung der nachfolgend skizzierten „ökologischen Qualitätsindizes“ dar.

Der „ökologische Qualitätsindex“ für die Taxa wird durch Kombination aus Belastungsindikation und strukturbezogener Typindikation hergeleitet. Als Beurteilung des Belastungsgrades dienen die Saprobiewerte der Taxa aus dem Saprobien-System, die Strukturparameter ergeben die oben genannten taxaspezifischen Typindizes. Eine Kombination beider Parameter erfolgt in Form einer 5-Punkte-Matrix, die als ökologischer Qualitätsindex für Fließgewässer-Makroinvertebraten wie folgt formuliert wird:

Tabelle 5.12: Matrix zum ökologischen Qualitätsindex kombiniert aus Belastungs- und Strukturindikatorwerten

Belastungs-Aspekt Saprobien-Index-Bereiche (Güteklassen)	Struktur-Aspekt Typen-Spezifität der Taxa als Index		
	hoch: 4-5	mittel: 2-3	gering: 1
gut SI 1,0 - <2,3 (Gütekl. I, I-II u. II)	5	4	3
Mittel SI 2,3 - <3,2 (Gütekl. II-III u. III)	4	3	2
schlecht SI 3,2 – 4,0 (Gütekl. III-IV u. IV)	3	2	1

Die auf diese Weise gewonnenen Werte für den „ökologischen Qualitätsindex“ der Taxa werden als eine weitere autökologische Information in die Taxaliste übernommen.

Die Bewertung eines Gewässers bzw. einer Untersuchungsstelle kann anhand dieses Index auf unterschiedliche Weise erfolgen. Es ist sowohl eine Berechnung nach dem Schema des Saprobienindex (in Form eines Mittelwertes) als auch entsprechend dem Verfahren des Standorttypie-Index (nach MEHL & THIELE, 1995) oder dem des Potamon-Typie-Index (SCHÖLL & HAYBACH, 2000) möglich. Als weitere Methode kommt die Berechnung nach dem Prinzip der maximalen Empfindlichkeit mittels Schwellenwerten in Frage (vgl. BRAUKMANN, 2000).

Die auf diese Weise für eine Gewässer-Untersuchungsstelle gewonnene Bewertungszahl kann abschließend im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie umgerechnet und in Form eines EQR-Wertes dargestellt werden.

Dieser Verfahrensansatz konnte aufgrund der Datenqualität nicht weiterverfolgt werden, da eine spezifische Analyse der Referenzdaten an der Heterogenität des Datenmaterials scheiterte.

## 5.2 Auswertungen

### 5.2.1 Typologische Ähnlichkeitsbetrachtungen

Um biozönotische Leitbilder erstellen zu können, ist die Ermittlung der typspezifischen Arteninventarien in Referenzgewässern erforderlich. Die Vorarbeiten hierzu wurden in Kap. 4.5.3 erläutert.

Bei den Auswertungen wurden verschiedene Bestimmungsniveaus untersucht, um den erforderlichen Untersuchungsaufwand zu ermitteln. Die biologischen Probelisten wurden entsprechend auf Art-, Gattungs- und Familienniveau zu Referenzlisten zusammengefasst.

Die einzelnen diesbezüglich interessanten Fließgewässertypen und die Anzahl der zugehörigen Proben sind in Tabelle 5.13 angegeben.

Tabelle 5.13: Fließgewässertypen mit ihren Abkürzungen und Anzahl der Probestellen

Fließgewässertyp	Abkürzung	Anzahl der Proben
Kiesgeprägte geschiebereiche Fließgewässer der Alpen	Alpen_ka	17
Kleine Fließgewässer des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)	kl_MG_si	304
Kleine Fließgewässer des Alpenvorlandes	kl_AV	28
Kleine Fließgewässer des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)	kl_MG_LK	37
Kleine Fließgewässer der Mittelgeb. (Kalklandschaften, permanente Gewässer)	kl_MG_ka	42
Mittelgroße Fließgewässer der Mittelgebirge	mg_MG	199
Kleine Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	kl_NT	59
Mittelgroße Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	mg_NT	54

#### 5.2.1.1 Betrachtungen auf Artniveau

Die Ähnlichkeitsvergleiche wurden mit Taxalisten der Referenzgewässer angestellt, wobei sich die Auswertungen auf kleine und mittlere Fließgewässer beschränken.

Aus den Daten wurden herausgearbeitet:

- Referenztaxalisten ausgewählter Fließgewässertypen
- Vergleich der Ähnlichkeit dieser Fließgewässertypen
- Weit verbreitete Arten und fließgewässertypspezifische Arten
- Vergleich der Übereinstimmung von Probelisten mit Referenzlisten der Fließgewässertypen

##### 5.2.1.1.1 Referenzlisten

Die biozönotische Ähnlichkeit der Fließgewässertypen wurde anhand von Referenzlisten für 8 Fließgewässertypen verglichen (Anlage 13 in Anhang I). Die Referenzlisten wurden aus der Präsenz der Taxa in den Referenzproben abgeleitet. Als Kriterium für die Aufnahme in die Referenzliste wurde eine Präsenz von 25% in den Referenzproben gefordert. Die Listen für die weit verbreiteten und fließgewässertypspezifischen Arten pro Fließgewässertyp wurden ebenfalls aus der Präsenz der Arten in den Referenzproben abgeleitet. Tabelle 5.14 gibt ein Beispiel von

den drei Referenzlisten der Fließgewässertypen kiesgeprägte geschiebereiche Fließgewässer der Alpen, kleine silikatische Fließgewässer der Mittelgebirge und mittelgroße Fließgewässer der Mittelgebirge, deren Taxa miteinander verglichen werden. Die Zahl in der Klammer hinter jedem Taxon gibt die Präsenz in den Referenzprobenlisten wider.

Tabelle 5.14: Auszug aus den Referenztaxalisten der Fließgewässertypen

Alpenfließgewässer (kies-/geschiebereich)	Kleine Mittelgebirgsbäche (Silikat)	Mittelgroße Mittelgebirgsbäche
Baetis alpinus (0,94)	Ancyclus fluviatilis (0,57)	Anabolia nervosa (0,3)
Baetis rhodani (0,52)	Baetis alpinus (0,25)	Ancyclus fluviatilis (0,69)
Drusus discolor (0,29)	Baetis rhodani (0,59)	Asellus aquaticus (0,4)
Epeorus sylvicola (0,35)	Dugesia gonocephala (0,31)	Baetis rhodani (0,52)
Nemoura mortoni (0,29)	Epeorus sylvicola (0,56)	Baetis vernus (0,3)
Perla grandis (0,35)	Ephemera danica (0,25)	Dugesia gonocephala (0,27)
Taeniopteryx kuehntreiberi (0,35)	Ephemerella ignita (0,25)	Elmis maugetii (0,35)
	Ephemerella mucronata (0,25)	Epeorus sylvicola (0,27)
	Gammarus fossarum (0,46)	Ephemera danica (0,36)
	Habroleptoides confusa (0,35)	Ephemerella ignita (0,5)
	Hydraena gracilis (0,26)	Ephemerella major (0,28)
	Limnius perrisi (0,49)	Gammarus fossarum (0,28)
	Odontocerum albicorne (0,35)	Gammarus roeseli (0,32)
	Oreodytes rivalis (sanmarki) (0,29)	Glossiphonia complanata (0,47)
	Polycelis felina (0,33)	Hydropsyche pellucidula (0,37)
		Hydropsyche siltalai (0,48)
		Lepidostoma hirtum (0,31)
		Limnius volckmari (0,33)
		Orectochilus villosus (0,26)
		Polycentropus flavomaculatus (0,52)

### 5.2.1.1.2 Ähnlichkeitsbetrachtungen der Referenzlisten

Aus dem Vergleich der Referenzlisten der genannten Fließgewässertypen leiten sich die in Abbildung 5.8 dargestellten Ähnlichkeiten ab (vgl. Tabelle 14 in Anhang I). Als Kriterium für das Vorkommen eines Referenztaxons in einem anderen Fließgewässertyp werden im Gegensatz zur Ausgangsliste nur 10% Präsenz als Minimum angesetzt. Es ergeben sich vier Ähnlichkeitsklassen der Fließgewässertypen:

Tabelle 5.15: Ähnlichkeitsklassen der Fließgewässertypen

Überschneidung der Referenzlisten	Ähnlichkeiten der Fließgewässertypen
>= 75%	sehr hohe Ähnlichkeit
50 - 75%	hohe Ähnlichkeit
25 - 50%	mittlere Ähnlichkeit
< 25%	geringe Ähnlichkeit

Der Übereinstimmungsgrad der Referenzlisten der Fließgewässertypen kann aus dem Muster in Abbildung 5.8 abgelesen werden. Die Referenzlisten der kiesgeprägten geschiebereichen Fließgewässer der Alpen überschneiden sich mit denen der kleinen Fließgewässer des Mittel-

gebirges (silikatische Gesteine) um 50-75%, d.h. die beiden Fließgewässerlandschaften haben eine hohe Ähnlichkeit. Dagegen ist die Schnittmenge der Referenztaxa der kiesgeprägten geschiebereichen Fließgewässer der Alpen mit denen der kleinen Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes sehr gering, d.h. die Ähnlichkeit dieser beiden Fließgewässertypen ist mit < 25% Überschneidung der Artenlisten niedrig. Beim Vergleich der kleinen Fließgewässer des Mittelgebirges (silikatische Gesteine, Alpenvorland, Löss/Keuper und Kalklandschaften) mit denen des Norddeutschen Tieflandes (kleine und mittelgroße Fließgewässer) ergibt sich eine mittlere Ähnlichkeit (25-50% Überschneidung der Referenzlisten). Die mittelgroßen Fließgewässer der Mittelgebirge und die kleinen sowie die mittelgroßen Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes weisen eine sehr hohe Ähnlichkeit auf (Überschneidung der Referenzlisten >75%). Der Fließgewässertyp „kiesgeprägte geschiebereiche Fließgewässer der Alpen“ besitzt aufgrund des steilen Reliefs im alpinen Naturraum ein überwiegend sehr hohes Gefälle, so dass sich die Fließwasserbiozönose deutlich von denen der übrigen Fließgewässertypen unterscheidet.

Biozönotisch sehr ähnliche Verhältnisse zeigen die kleinen Fließgewässer des Mittelgebirges der Silikatlandschaften (Spalte 2) ebenso wie die der Löss/Keuper- und der Kalklandschaften (Spalte 4 und 5). Hier reihen sich auch die kleinen Fließgewässer des Alpenvorlandes (Spalte 3) ein. Diese Fließgewässertypen vereinigt ein hohes Gefälle verbunden mit turbulenter Wasserströmung, groben Substraten und hohen Sauerstoffgehalten.

Geringes Gefälle und damit verbunden eine mäßige Strömungsgeschwindigkeit, feinere Substrate wie Kies, Sand und Schlamm sowie niedrige Sauerstoffgehalte finden sich in den mittelgroßen Fließgewässern des Mittelgebirges (Spalte 6) ebenso wie in den kleinen und mittelgroßen Fließgewässern der Norddeutschen Tieflandes (Spalte 7 und 8). Die Lebensgemeinschaften dieser drei Typen ähneln sich in hohem Maße. Die Biozönosen mittelgroßer Fließgewässer des Mittelgebirges korrespondieren also sowohl mit denen der Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes als auch mit denen der kleinen Fließgewässer der Mittelgebirgsregionen unabhängig von den geologischen Formationen.

Dem Konzept der sich im Längsverlauf ändernden aquatischen Gemeinschaften folgend, stellen die mittelgroßen Mittelgebirgsbäche den Übergang zwischen Mittelgebirgs- und Tieflandbächen dar.

Ökoregionale Eigenheiten der Fließwasserorganismen werden außerdem durch geographische Verbreitungsgrenzen deutlich, die bei den Auswertungen zunächst zurückgestellt werden.

<b>10% Arten-Präsenz</b> →  <b>25% Arten-Präsenz</b> ↓  <b>FG-Typ</b>	Kiesgepr. geschieb. FG der Alpen	Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)	Kl. FG des Alpenvorlandes	Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)	Kl. FG der Kalklandschaften (perm)	Mittelgroße FG des Mittelgebirges	Kl. FG des Nordd. Tiefl.	Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.
	Kiesgepr. geschieb. FG der Alpen							
Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)								
Kl. FG des Alpenvorlandes								
Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)								
Kl. FG der Kalklandschaften (perm)								
Mittelgroße FG des Mittelgebirges								
Kl. FG des Nordd. Tiefl.								
Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.								
	<b>Legende:</b>							
		Überschneidung der Artenlisten $\geq 75\%$						
		Überschneidung der Artenlisten 50 - 75%						
		Überschneidung der Artenlisten 25 - 50%						
		Überschneidung der Artenlisten $< 25\%$						
<b>Lesebeispiel:</b>								
*1): weniger als 25% der Arten des Typs "Kiesgepr. geschieb. FG der Alpen" werden im Typ "kl. FG des nordd. Tiefl." gefunden								
*2) 25 - 50% der Arten des Typs "Mittelgr. FG des nordd. Tiefl." werden im Typ "Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)" gefunden								
<b>Definitionen:</b>								
<b>Spalten: mittlere Arten-Präsenz <math>\geq 25\%</math> pro FG-Typ</b>								
<b>Zeilen: mittlere Arten-Präsenz <math>\geq 10\%</math> pro FG-Typ</b>								

Abbildung 5.8: Ähnlichkeit der untersuchten Fließgewässertypen

### **Weit verbreitete und typspezifische Arten**

Aus den Referenzlisten wurden „weit verbreitete“ und „typspezifische Arten“ abgeleitet (Abbildung 5.9 und Abbildung 5.10). Die am weitesten verbreiteten Arten, d.h. Arten, die in allen ausgewählten Fließgewässertypen mit mindestens 10% Präsenz vorkommen, sind die Eintagsfliegenlarven *Baetis rhodani*, *Baetis vernus* und die Wasserkäfer *Limnius volckmari* und *Elmis aenea*. Die genannten Arten sind - laut vorliegender Datenlage - repräsentativ für die kleinen und mittleren Fließgewässer und kommen von den Alpen über die Mittelgebirge bis ins Norddeutsche Tiefland, also in allen drei Ökoregionen, vor (Abbildung 5.9).

Die Palette der typspezifischen Arten ergibt sich, wenn nur Arten berücksichtigt werden, die mit weniger als 10% Präsenz in den Artenlisten der meisten Fließgewässertypen vorkommen. Für die drei Ökoregionen Deutschlands verteilen sich die Arten schwerpunktmäßig wie folgt (Abbildung 5.10):

In Fließgewässern des **Alpenraumes** kommen die Larven der Steinfliegen *Perla grandis*, *Taeniopteryx kuehntreiberi* und *Nemoura mortoni* in hohen Anteilen vor.

Der Strudelwurm *Polycelis felina*, der Wasserkäfer *Esolus parallelepipedus*, die Köcherfliegenlarve *Hydropsyche instabilis* und die Eintagsfliegenlarven *Baetis lutheri* sowie *Baetis scambus* haben ihren Schwerpunkt in den Fließgewässern der **Mittelgebirgsregionen**.

Die Libellenlarve *Platycnemis pennipes*, die Köcherfliegenlarve *Polycentropus irroratus* und die Eintagsfliegenlarve *Heptagenia flava* wurden vor allem in Fließgewässern des **Norddeutschen Tieflandes** nachgewiesen.

## Weit verbreitete Arten

	Kiesgepr. geschiebereiche FG der Alpe	Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)	Kl. FG des Alpenvorlandes	Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)	Kl. FG der Kalklandschaften (perm)	Mittelgroße FG des Mittelgebirges	Kl. FG des Nordd. Tiefl.	Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.
Baetis rhodani								
Ancylus fluviatilis								
Elmis aenea								
Limnius volckmari								
Ephemera danica								
Baetis vernus								
Hydropsyche siltalai								
Ephemerella ignita								
Polycentropus flavomaculatus								
Dugesia gonocephala								
Gammarus fossarum								
Epeorus sylvicola								
Hydropsyche pellucidula								
Elmis maugetii								
Habroleptoides confusa								
Paraleptophlebia submarginata								
Limnius perrisi								
Hydraena gracilis								
Odontocerum albicorne								
Orectochilus villosus								
Gammarus roeseli								
Eiseniella tetraedra								
Oreodytes rivalis (sanmarki)								
Glossiphonia complanata								
Baetis alpinus								
Ephemerella major								
Ephemerella mucronata								
Rhyacophila nubila								
Rhithrogena semicolorata								
Baetis muticus								
Radix ovata								

### Legende:

	Mittlere Präsenz > 25%
	Mittlere Präsenz >= 10%
	Mittlere Präsenz < 10%

Abbildung 5.9: Weit verbreitete Arten in den untersuchten Fließgewässertypen

## Typspezifische Arten

Taxon	Kiesgepr. geschleibereiche FG der Alpen		Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)		Kl. FG des Alpenvorlandes		Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)		Kl. FG der Kalklandschaften (perm)		Mittelgroße FG des Mittelgebirges		Kl. FG des Nordd. Tiefl.		Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.	
	Alpen	kl Ma	kl AV	kl Ma	kl MG	ma Md	kl NT	ma NT								
<i>Gammarus pulex</i>																
<i>Asellus aquaticus</i>																
<i>Heptagenia sulphurea</i>																
<i>Anabolia nervosa</i>																
<i>Lasiocephala basalis</i>																
<i>Oulimnius tuberculatus</i>																
<i>Riolus subviolaceus</i>																
<i>Sialis fuliginosa</i>																
<i>Hydropsyche saxonica</i>																
<i>Lepidostoma hirtum</i>																
<i>Baetis fuscatus</i>																
<i>Dinocras cephalotes</i>																
<i>Baetis lutheri</i>																
<i>Sericostoma personatum</i>																
<i>Hydropsyche instabilis</i>																
<i>Sphaerium corneum</i>																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Calopteryx splendens</i>																
<i>Baetis scambus</i>																
<i>Esolus parallelepipedus</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum (=ienkinsi)</i>																
<i>Heptagenia flava</i>																
<i>Polycentropus irroratus</i>																
<i>Drusus discolor</i>																
<i>Taeniopteryx kuehntreiberi</i>																
<i>Perla grandis</i>																
<i>Platycnemis pennipes</i>																
<i>Polycelis felina</i>																
<i>Nemoura mortoni</i>																

### Legende:

	Mittlere Präsenz > 25%
	Mittlere Präsenz >= 10%
	Mittlere Präsenz < 10%

Abbildung 5.10: Typspezifische Arten in den untersuchten Fließgewässertypen

### 5.2.1.1.3 Weitere Ähnlichkeitsbetrachtungen: Leitbild - Proben

Um festzustellen, inwieweit die Taxalisten der Proben mit den Referenzlisten der Fließgewässertypen übereinstimmen, wurden folgende Beispiele herausgegriffen und miteinander verglichen:

- Kiesgeprägte geschiebereiche Fließgewässer der Alpen (Alpen\_ka) (Abbildung 10)
- Kleine Fließgewässer der Mittelgebirge (Kalklandschaften) (kl\_MG\_ka) (Abbildung 11)
- Kleine Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (kl\_NT) (Abbildung 12)

Die vier Arten *Baetis rhodani*, *Baetis vernus*, *Limnius volckmari* und *Elmis aenea* kommen in **allen** Fließgewässertypen vor und wurden beim Vergleich der Biozönosen mit den Referenzlisten der Fließgewässertypen nicht berücksichtigt, da sie mögliche Unterschiede verdecken könnten (vgl. Abbildung 5.9).

Eine Übereinstimmung von 1 (100%) heißt, dass alle Taxa der Probestelle auch in der entsprechenden Referenzliste enthalten sind. Bei einer Übereinstimmung von 0,1 (10%) sind 10% der Taxa einer Probestelle in der entsprechenden Referenzliste enthalten.

Die Proben der einzelnen Fließgewässertypen haben die größte Ähnlichkeit mit den Referenzlisten des gleichen Fließgewässertyps, z.B. stimmen die Probenlisten der **kiesgeprägten geschiebereichen Fließgewässer der Alpen (Alpen\_ka)** mit 85 bis 100% der entsprechenden Referenzliste überein (Abbildung 5.11). Die Übereinstimmung mit den Referenzlisten der übrigen Fließgewässertypen beträgt maximal 70%, d.h. anhand einer Probenliste kann ein kleines Fließgewässer der Alpen diesem Typ eindeutig zugeordnet werden.

Die Probenlisten **der kleinen Fließgewässer im Mittelgebirge (Kalklandschaften) (kl\_MG\_ka)** zeigen eine gute Übereinstimmung mit der entsprechenden Referenzliste (70 – 95%) (Abbildung 5.12). Im Gegensatz zu den alpinen Gewässern zeigen diese Taxalisten jedoch ebenfalls gute Übereinstimmungen zu allen weiteren Referenzlisten der Fließgewässertypen des Mittelgebirges, d.h. alle Mittelgebirgstypen sind sich in der biozönotischen Artenausstattung sehr ähnlich. Die Übereinstimmungen mit den Referenzlisten der übrigen Mittelgebirgstypen bewegt sich zwischen 50% und 95%. Eine Zuordnung der Probenlisten anhand der Referenzlisten ist für die Mittelgebirgstypen also nicht möglich.

Die Probenlisten **der kleinen Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (kl\_NT)** stimmen mit der entsprechenden Referenzliste zu 70-100% überein (Abbildung 5.13). Verglichen mit den übrigen Referenzlisten sind sie den mittelgroßen Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes und des Mittelgebirges ähnlich (ca. 75-100%).

Der Vergleich bestätigte die in Kap. 5.2.1 gemachten Aussagen, dass sich die drei Ökoregionen Alpen, Mittelgebirge und Norddeutsches Tiefland anhand der vorliegenden Auswertungen unterscheiden lassen. Die mittelgroßen Fließgewässer der Mittelgebirge besitzen jedoch zu den kleinen und mittelgroßen Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes eine deutliche Affinität, deren Ähnlichkeit durch die vergleichbaren physiographischen Verhältnisse dieser Typen bedingt ist.

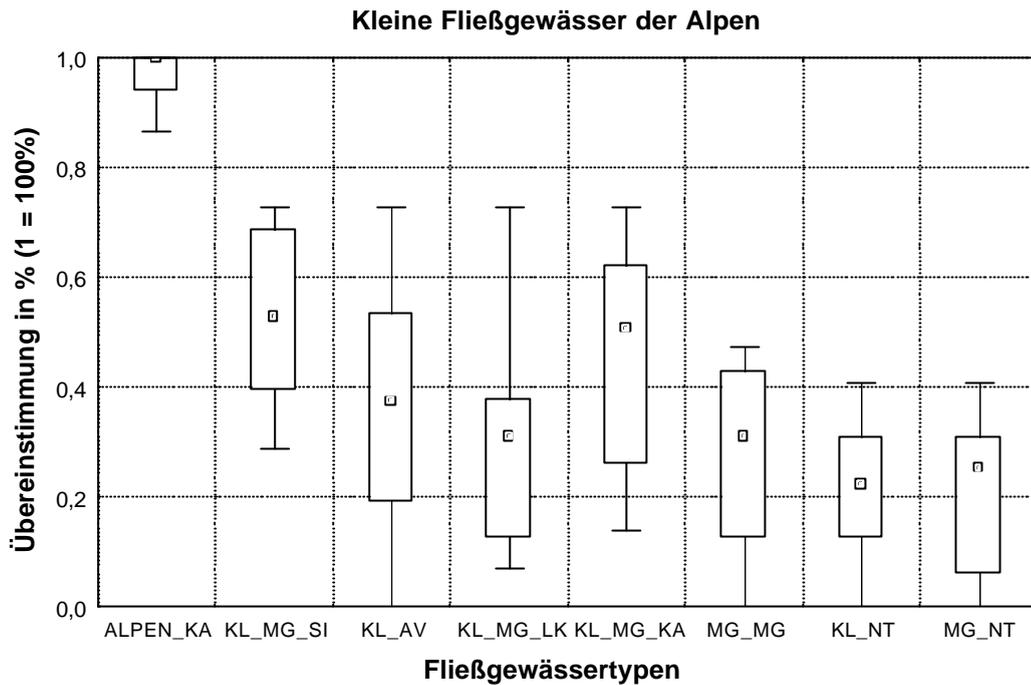


Abbildung 5.11: Übereinstimmung der Proben „Kiesgepr. geschiebereiche Fließgewässer der Alpen“ mit den Referenzlisten aller Fließgewässertypen.

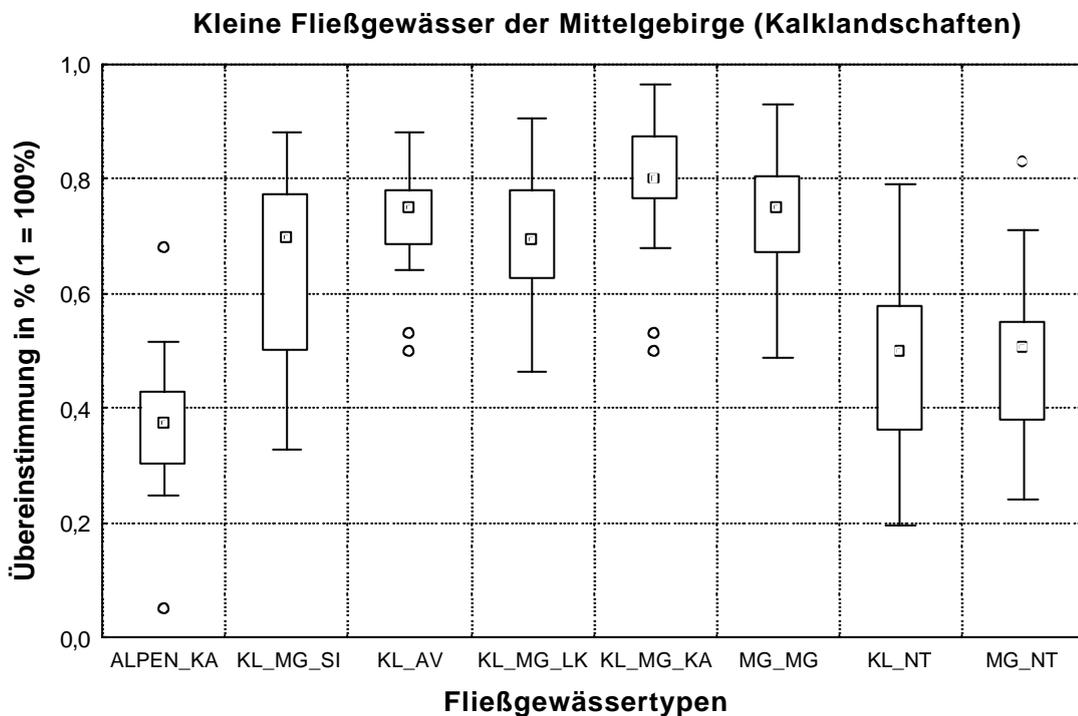


Abbildung 5.12: Übereinstimmung der Proben „kleine Fließgewässer der Mittelgebirge (Kalklandschaften)“ mit den Referenzlisten aller Fließgewässertypen.

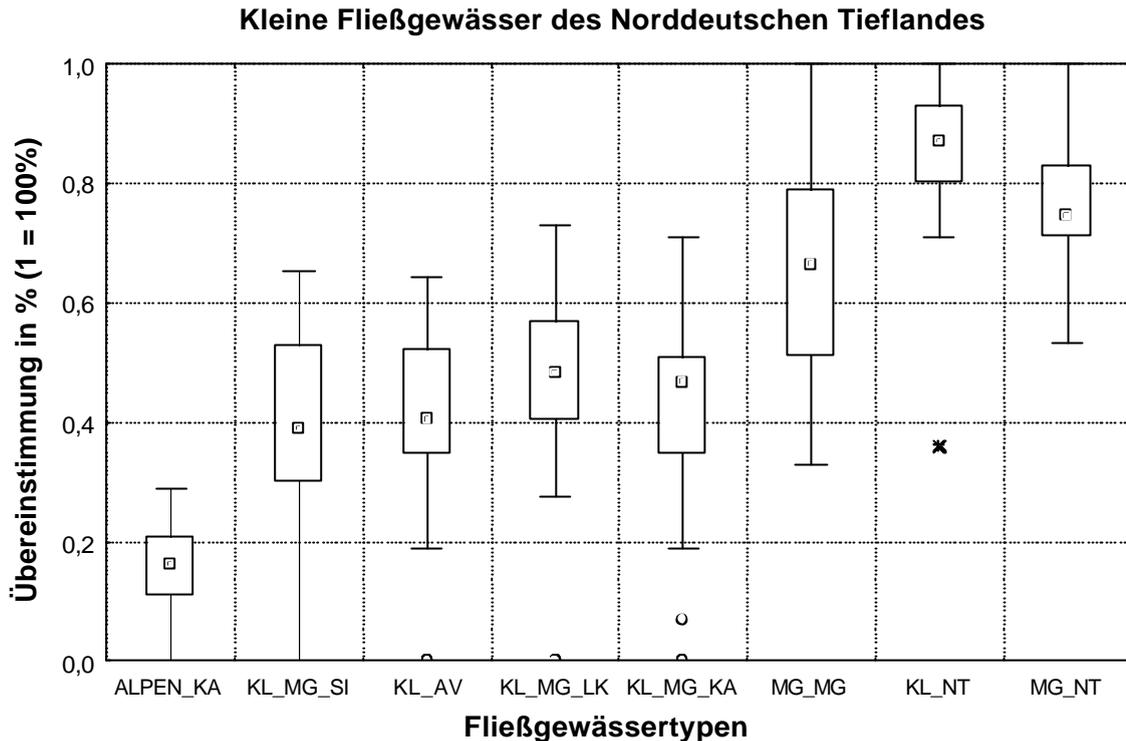


Abbildung 5.13: Übereinstimmung der Proben „kleine Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes“ mit den Referenzlisten aller Fließgewässertypen.

### 5.2.1.2 Betrachtungen auf Gattungs- und Familienniveau

Nach der Ähnlichkeitsanalyse auf Artniveau wurde geprüft, ob sich die einzelnen Fließgewässertypen auf einem niedrigeren taxonomischen Niveau unterscheiden lassen und hieraus fließgewässertypbezogene Leitbilder ableitbar sind.

Die Referenzlisten wurden zunächst auf Gattungs- bzw. Familienniveau gebracht und dann analog des in Kap. 3.6.1 erläuterten Vorgehens miteinander verglichen.

Aus dem Vergleich der 8 Referenzlisten ergeben sich die in Abbildung 5.14 und Abbildung 5.15 dargestellten Ähnlichkeiten (Tabelle 5.15).

#### Ähnlichkeitsbetrachtung: Referenzlisten auf Gattungsniveau

Die Referenzlisten des jeweiligen Fließgewässertyps auf Gattungsniveau überschneiden sich in hohem Maße, d.h. es spiegelt sich eine mittlere bis sehr hohe Ähnlichkeit der Fließgewässertypen wider (Abbildung 5.14). Selbst die Alpengewässer sind mit 25-50% den Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes ähnlich, so dass sich die Fließgewässertypen anhand von Tiergattungen nicht differenzieren lassen.

10% Taxa-Präsenz (Gattungsniveau) →								
25% Taxa-Präsenz (Gattungsniveau) ↓								
FG-Typ	Kiesgepr. geschieberriche FG der Alpen	Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)	Kl. FG des Alpenvorlandes	Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)	Kl. FG der Kalklandschaften (perm)	Mittelgroße FG des Mittelgebirges	Kl. FG des Nordd. Tiefl.	Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.
Kiesgepr. geschieberriche FG der Alpen								
Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)								
Kl. FG des Alpenvorlandes								
Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)								
Kl. FG der Kalklandschaften (perm)								
Mittelgroße FG des Mittelgebirges								
Kl. FG des Nordd. Tiefl.								
Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.								

**Legende:**

	Überschneidung der Taxalisten (Gattungsniveau) $\geq$ 75%
	Überschneidung der Taxalisten (Gattungsniveau) 50 - 75%
	Überschneidung der Taxalisten (Gattungsniveau) 25 - 50%
	Überschneidung der Taxalisten (Gattungsniveau) $<$ 25%

**Definitionen:**

**Spalten:** mittlere Taxa-Präsenz (Gattungsniveau)  $\geq$  25% pro FG-Typ

**Zeilen:** mittlere Taxa-Präsenz (Gattungsniveau)  $\geq$  10% pro FG-Typ

Abbildung 5.14: Ähnlichkeit acht ausgewählter Fließgewässertypen (Gattungsniveau)

### Ähnlichkeitsbetrachtung: Referenzlisten auf Familienniveau

In Abbildung 5.15 sind die Ähnlichkeiten der Fließgewässertypen anhand von Familien dargestellt. Die prozentuale Übereinstimmung der Referenzlisten des jeweiligen Fließgewässertyps ist bei den Familien noch größer als bei den Gattungen. Eine Unterscheidung der Fließgewässertypen auf diesem niedrigen systematischen Niveau ist damit nicht möglich.

10% Taxa-Präsenz (Familienniveau) →								
25% Taxa-Präsenz (Familienniveau) ↓								
FG-Typ	Kiesgepr. geschiebereiche FG der Alpen	Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)	Kl. FG des Alpenvorlandes	Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)	Kl. FG der Kalklandschaften (perm)	Mittelgroße FG des Mittelgebirges	Kl. FG des Nordd. Tiefl.	Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.
Kiesgepr. geschiebereiche FG der Alpen	■							
Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)	■							
Kl. FG des Alpenvorlandes	■							
Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)	■							
Kl. FG der Kalklandschaften (perm)	■							
Mittelgroße FG des Mittelgebirges	■							
Kl. FG des Nordd. Tiefl.	■							
Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.	■	■		■	■			

**Legende:**

- Überschneidung der Taxalisten (Familienniveau) >= 75%
- Überschneidung der Taxalisten (Familienniveau) 50 - 75%
- Überschneidung der Taxalisten (Familienniveau) 25 - 50%
- Überschneidung der Taxalisten (Familienniveau) < 25%

**Definitionen:**

- Spalten:** mittlere Taxa-Präsenz (Familienniveau) >=25% pro FG-Typ
- Zeilen:** mittlere Taxa-Präsenz (Familienniveau) >= 10% pro FG-Typ

Abbildung 5.15: Ähnlichkeit acht ausgewählter Fließgewässertypen (Familienniveau)

Einige Familien kommen schwerpunktmäßig in den Fließgewässertypen vor, z.B. sind die Köcherfliegen Philopotamidae und Glossosomatidae spezifisch für Mittelgebirgsbäche, während die Libellen Platycnemidae und Coenagrionidae in den Fließgewässern des norddeutschen Tieflandes dominieren (Abbildung 5.16).

<b>Typspezifische Familien</b>	Kiesgepr. geschiebereiche FG der Alpen	Kl. FG des Mittelgeb. (Granit, Gneis, Schiefer, Rotl., Bunts., Vulk.)	Kl. FG des Alpenvorlandes	Kl. FG des Mittelgeb. (Löss u. Keuper)	Kl. FG der Kalklandschaften (perm)	Mittelgroße FG des Mittelgebirges	Kl. FG des Nordd. Tiefl.	Mittelgr. FG des Nordd. Tiefl.
Chloroperlidae	■	■						
Philopotamidae		■		■				
Glossosomatidae				■				
Caenidae			■		■	■		■
Asellidae						■	■	■
Leptoceridae			■			■	■	
Planorbidae			■			■		■
Hydroptilidae			■			■		■
Bithyniidae								■
Dendrocoelidae						■		■
Hydrobiidae							■	■
Platycnemidae								■
Coenagrionidae								■

**Legende:**

■	Mittlere Präsenz > 25%
■	Mittlere Präsenz >= 10%
□	Mittlere Präsenz < 10%

Abbildung 5.16: Typspezifische Familien beim Vergleich der Fließgewässertypen

### 5.2.1.3 Zusammenfassende Betrachtung

Die Ergebnisse zeigen, dass sich - laut vorliegender Datenlage - nur die Alpen und das Tiefland deutlich im Artenspektrum unterscheiden. Die Lebensgemeinschaften des breiten Mittelfeldes der Mittelgebirgslandschaften sind sich sehr ähnlich. Somit lassen sich die drei Ökoregionen **Alpen**, **Mittelgebirge** und **Norddeutsches Tiefland** anhand des Makrozoobenthos unterscheiden. Eine feinere Aufgliederung nach regionalen geomorphologischen Fließgewässertypen innerhalb der drei Ökoregionen ist aufgrund der vorhandenen biologischen Daten nicht möglich. Daraus folgt, dass sich weitere Auswertungen nur auf dem groben Raster der Ökoregionen vornehmen lassen. Die physikalischen Randbedingungen der drei Ökoregionen Alpen, Mittelgebirge, Norddeutsches Tiefland werden durch die dort vorkommenden Organismen - wie oben erläutert - indiziert.

Die Aussagen zu den weit verbreiteten Arten und den typspezifischen Arten sind begrenzt verwertbar, da sich die Grenzen der Fließgewässertypen über das Arteninventar nur unscharf abbilden lassen. Die für die jeweilige Ökoregion hervorgehobenen Arten geben einen

Schwerpunkt ihres Vorkommens wieder, sind aber in den meisten Fällen mit geringerer Präsenz auch in den anderen Ökoregionen und Fließgewässertypen vorhanden. Bezüglich der typspezifischen Arten sind die Ergebnisse aufgrund der unterschiedlichen Erhebungsmethoden nur eingeschränkt verwertbar.

Als Quintessenz der hier vorliegenden Ähnlichkeitsbetrachtungen ergibt sich, dass – zumindest mit dem verfügbaren Datenmaterial – nur grobdifferenzierte Leitbilder für die einzelnen Ökoregionen ableitbar sind. Biozönotisch verifizierte Leitbilder zu den Fließgewässertypen erfordern eine homogene umfangreiche Datenbasis, die gegebenenfalls zu anderen Schlussfolgerungen führen würde.

Fließgewässertypbezogene Leitbilder aus Gattungen oder Familien herzuleiten, ist fachlich nicht vertretbar. Autökologische Angaben beziehen sich bei den meisten Tiergruppen auf die dazugehörigen Arten. Deshalb ist zur Beurteilung eines ökologischen Zustandes ein entsprechend hohes Bestimmungsniveau erforderlich.

## 5.2.2 Auswertungen zu den Indizes

Auswertungen wurden mit dem Rhithrontypieindex, dem Benthosindex und dem Multimetric Index jeweils in Relation zum Saprobienindex und zu physiographischen Faktoren durchgeführt, um die Robustheit der vorgeschlagenen Verfahren zu testen und die physiographischen Randbedingungen für die Grenzen des Verfahrens aufzuzeigen.

Die ausführlichen Untersuchungen der physiographischen Faktoren beim Rhithrontypieindex erbrachten übertragbare Erkenntnisse und wurden für den Benthosindex deshalb nicht noch einmal wiederholt.

Die Degradationsfaktoren insbesondere in Potamalgewässern sind aufgrund von Besiedlung, Verbau und anderen anthropogenen Nutzungen vielfältig und lassen sich nur durch vertiefte Betrachtungen der einzelnen Bachabschnitte im Detail analysieren. Die vorliegenden Ergebnisse geben in erster Linie einen Überblick über die ökologische Bewertung, sie ermöglichen keine Ableitung gezielter Sanierungsmaßnahmen.

Der hier als RTI-Matrix bezeichnete Index ist ein Multimetric Index (vgl. Kap. 5.1.2.1), der im Flussgebiet Elz-Dreisam (ein Modellgebiete in Baden-Württemberg) und im Norddeutschen Tiefland (Schleswig-Holstein und Niedersachsen) erprobt wurde.

### 5.2.2.1 Rhithrontypieindex und Multimetric Index auf Art-niveau

#### 5.2.2.1.1 Physiographische Bezugsgrößen

Die Datengrundlage für die hier beschriebenen Auswertungen stammen aus in Baden-Württemberg durchgeführte Sonderuntersuchungen (vgl. Kap. 3.2).

Hierbei wurden ausgewählte überwiegend naturnahe Gewässer durch Frühjahrs- und Herbstbeprobungen intensiv untersucht, deren Resultat vergleichbare und zuverlässige Artenlisten ergab. Die meisten der untersuchten Gewässer können als Referenzgewässer eingestuft werden. Die Artenlisten mehrfach beprobter Untersuchungsstellen wurden zusammengefasst, so dass nahezu vollständige Artenlisten<sup>7</sup> entstanden sind.

#### Physiographische Daten und Saprobienindex

Für die Rhithrontypieindizes (RTI und RTI-Matrix) wurde überprüft, welche Zusammenhänge zum Saprobienindex (SI) sowie den physiographischen Daten Quellentfernung, Höhenlage, Strukturgüte und Substrat der Gewässersohle bestehen.

#### Einfluss von Saprobienindex und Quellentfernung

Die Beziehung zwischen dem Rhithrontypieindex (RTI) und dem Saprobienindex nach DIN (SI-DIN) sowie nach Quellentfernungsklassen wird in Abbildung 5.17 wiedergegeben. Die Saprobienindizes der untersuchten Gewässer bewegen sich im engen Rahmen von 1,4 bis 2,2 (gering bis mäßig belastet), während der Rhithrontypieindex breit gestreut in Abhängig-

---

<sup>7</sup> Daraus ist der Begriff Mischproben im Gegensatz zu Einzelproben entstanden.

keit von der Quellentfernung reagiert. Es wird deutlich, dass Gewässer, die bis 50 km entfernt von der Quelle beprobt wurden, einen hohen Rhithrontypieindex aufweisen und ökologisch als sehr gut bis gut beurteilt werden können. Je weiter ein Gewässer von der Quelle entfernt liegt (>50 km), desto niedriger der RTI, der ökologische Zustand wird dann als mäßig bis unbefriedigend bewertet.

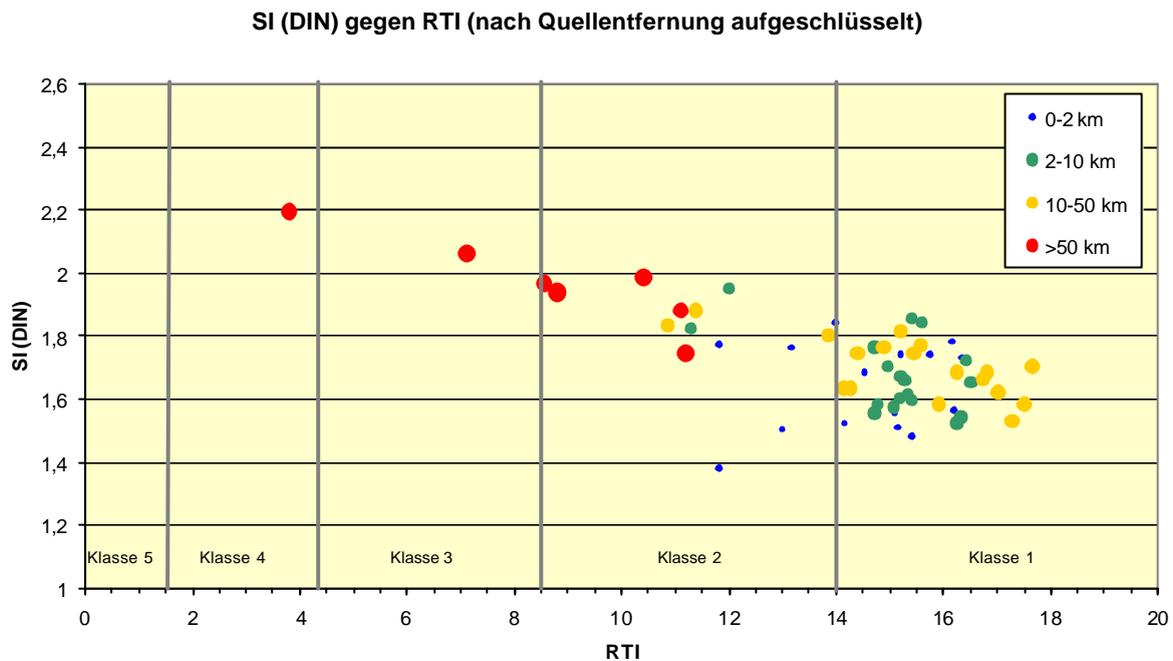


Abbildung 5.17: Rhithrontypieindex (RTI) über den Saprobienindex (SI-DIN) aufgetragen, unterteilt nach Quellentfernungsklassen (Mischproben)

#### Einfluss von Höhenlage und Quellentfernung

Die Abbildung 5.18 zeigt, dass sich der Rhithrontypieindex mit wenigen Ausnahmen flussabwärts und mit abnehmender Höhenlage verschlechtert. Bis zu einer Höhenlage von 300 m und bei den meisten Gewässern bis 50 km unterhalb der Quelle bewegt sich der Rhithrontypieindex zwischen 11 und 18, was einen guten bis sehr guten ökologischen Zustand indiziert. Wie auch aus Abbildung 5.17 hervorgeht, tritt eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes zumeist bei Gewässern auf, die mehr als 50 km von der Quelle entfernt liegen.

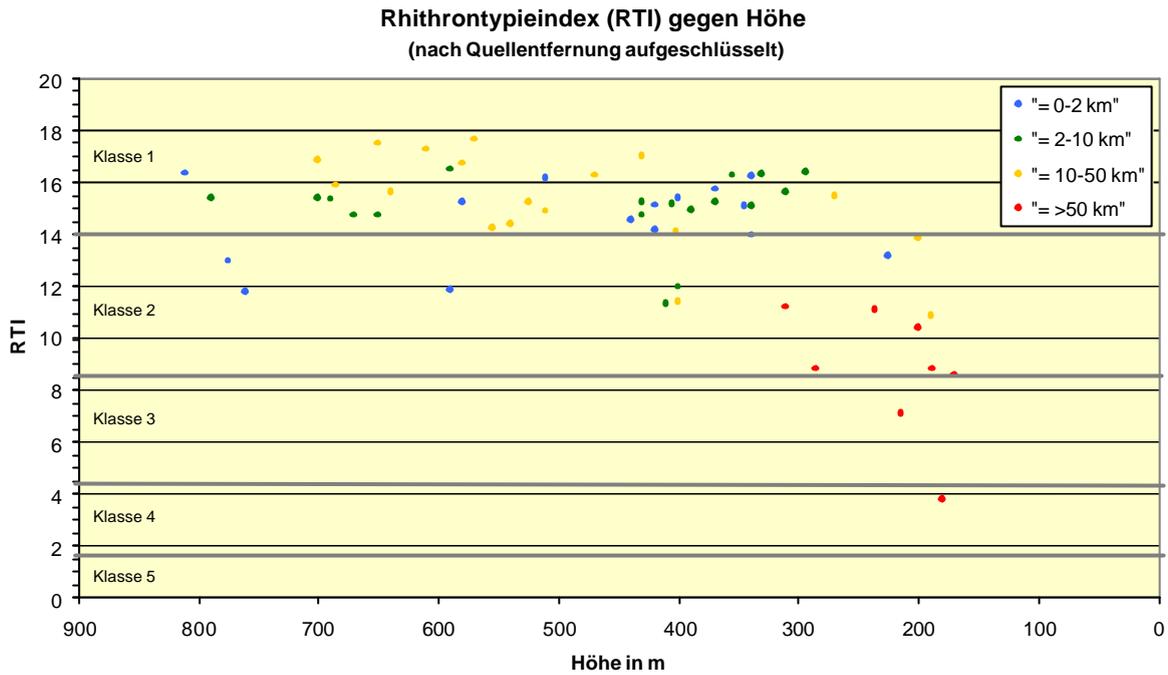


Abbildung 5.18: Rhithrontypieindex (RTI) bei verschiedenen Höhenlagen, nach Quellentfernung aufgeschlüsselt (Mischproben)

#### Einfluss von Strukturgüte und Quellentfernung

Abbildung 5.19 zeigt den Rhithrontypieindex aufgetragen gegen die Strukturgüteklasse und aufgeschlüsselt nach Quellentfernungsklassen. Die meisten kleineren Gewässer, d.h. Gewässer bis zu einer Quellentfernung von 50 km, sind bezüglich der Strukturgüte naturnah bis mäßig beeinträchtigt. Mit zunehmender Entfernung von der Quelle (>50 km) nimmt auch der Verbauungsgrad der Gewässer zu, viele dieser Gewässer sind mäßig bis deutlich gewässerbaulich beeinträchtigt (vgl. Tabelle 5.16). Der RTI weist breit gestreute Werte auf, eine direkte Korrelation zwischen Strukturgüte und RTI lässt sich für die kleineren Gewässer nicht ablesen, jedoch bei größeren Gewässern (>50 km Quellentfernung) bezieht sich ein niedriger RTI auf eine beeinträchtigte Strukturgüte.

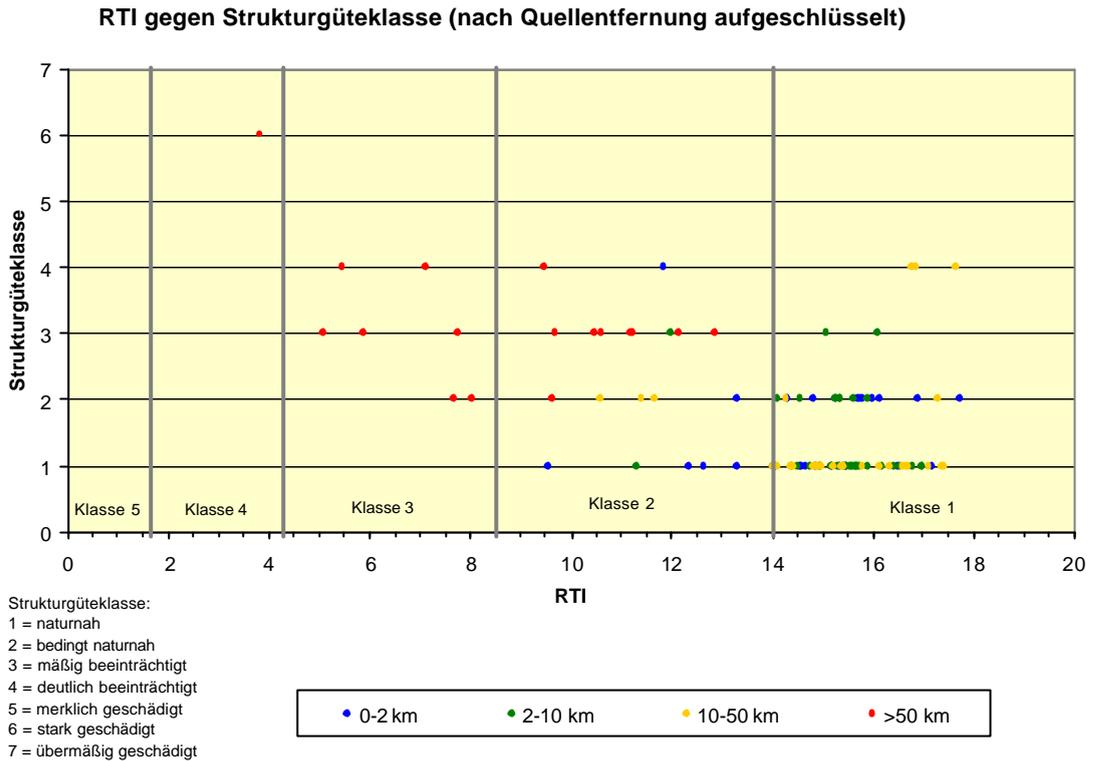


Abbildung 5.19: Rhithrontypieindex (RTI) aufgetragen gegen Strukturgüteklasse, nach Quellentfernung aufgeschlüsselt (Einzelproben)

### Einfluss von Substrat und Quellentfernung

Die Abbildung 5.20 gibt die Beziehung zwischen RTI und den Substratklassen aufgeschlüsselt nach Quellentfernungsklassen wieder. Die meisten Untersuchungsgewässer weisen entsprechend des rhithralen Charakters Steine und Grobkies (Substratklasse 2 und 3) als Hauptsubstrat auf. Die Werte des RTI sind ebenfalls stark gestreut und zeigen kein eindeutiges Verhalten gegenüber der Substratklasse.

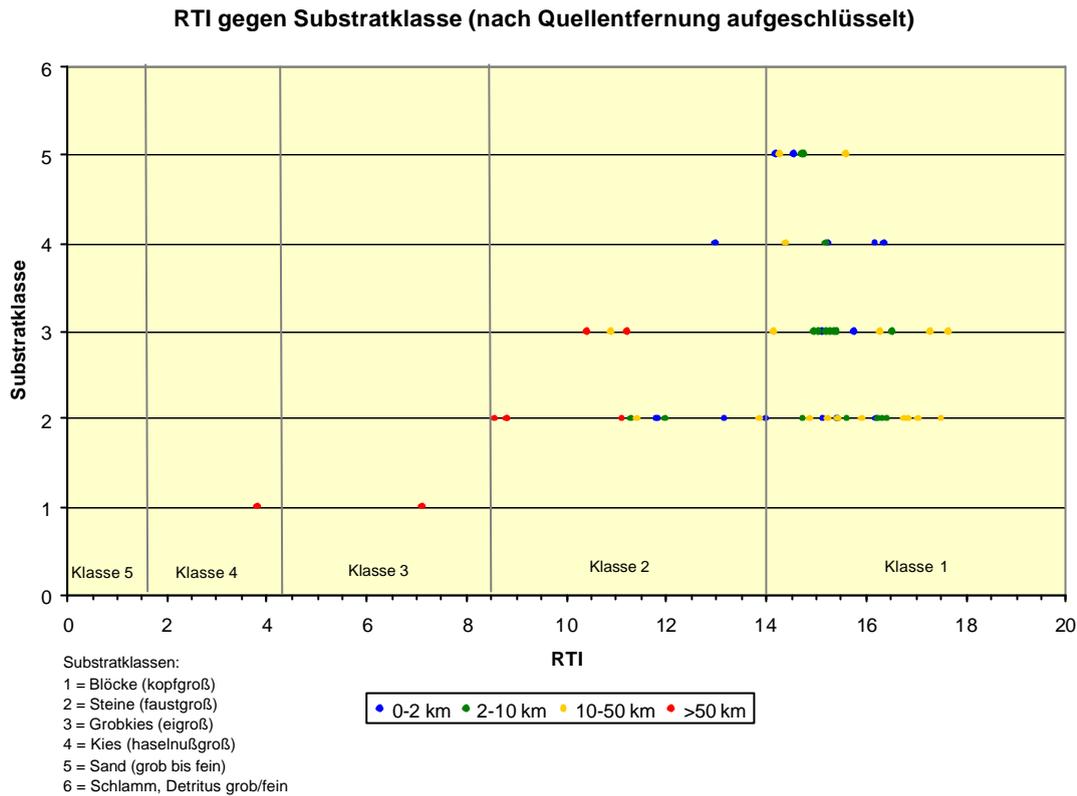


Abbildung 5.20: Rhithrontypieindex (RTI) aufgetragen gegen Substratklasse, nach Quellentfernung aufgeschlüsselt (Mischproben)

### Zusammenfassende Betrachtung

Die Ergebnisse zeigen mit zunehmender Quellentfernung und Gewässergröße eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes. Der negative Einfluss des höheren Verbauungsgrades im Mittel- und Unterlauf der Fließgewässer spiegelt sich in niedrigen RTI-Werten und einer schlechteren Strukturgüteklasse wider.

Die Quellentfernung gibt, zumindest im Mittelgebirge, wichtige Anhaltspunkte zur Gewässergröße und Fließgewässerzone.

Für zukünftige Bewertungen ist es erforderlich, die Zuordnung zu den Gewässerzonen einzubeziehen (vgl. Kap. 5.1.1.3.2). Bei großen Fließgewässern (>50 km), die in vielen Fällen dem Potamal zuzuordnen sind, ist eine Bewertung über den Benthosindex-Potamal (B-P) zu empfehlen.

### 5.2.2.1.2 Plausibilisierung in Modellgebieten

Die Ergebnisse der Bewertungen mit dem Rhithrontypieindex und dem Rhithrontypieindex-Matrix (Multimetrischer Index auf Artniveau) werden im **Flussgebiet der Elz und Dreisam** in Südbaden und im **Norddeutschen Tiefland** (Teile von Schleswig-Holstein und Niedersachsen) dargestellt und getestet.

Flussgebietsbezogene Auswertungen bergen den Vorteil, verschiedene hintereinander geschaltete und ineinander übergehende Fließgewässertypen auf einen Blick bewerten und unterschiedliche Gewässerabschnitte miteinander vergleichen zu können. Ein Flussgebiet beinhaltet jeweils Referenz- und degradierte Gewässerabschnitte, deren ökologische Qualität aus der entsprechenden Bewertung ablesbar ist. Flussgebietsbezogenen Darstellungen ermöglichen den Experten vor Ort, die vorgenommenen Bewertungen überprüfen zu können. Für die kartographischen Darstellungen des Flussgebietes Elz-Dreisam (Karte 5.1) und des Norddeutschen Tieflandes (Karte 5.2) war es zur besseren Übersichtlichkeit erforderlich, die in Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein unterschiedlich gehandhabten Strukturgüteklassen in Übereinstimmung zu bringen. Tabelle 5.16 erläutert die den ökologischen Bewertungsklassen zugeordneten Strukturgüteklassen von Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein.

Tabelle 5.16: Übersicht über die Bewertungsklassen und die Strukturgütebewertungen

Klasse	Ökologischer Zustand	Farbe	Strukturgüte Baden-Württemberg	Strukturgüte Schleswig-Holstein
1	Sehr gut	Blau	weitgehend naturnah (1)	naturnah (5)
2	Gut	Grün		nur geringe Eingriffe erkennbar (4)
3	Mäßig	Gelb	beeinträchtigt (2)	Reste naturnaher Strukturen (3)
4	Unbefriedigend	Orange		naturfern ausgebaut (2)
5	schlecht	Rot	naturfern (3)	kanalisiert (1)

Testweise werden in den hier vorliegenden Auswertungen (Flussgebiet Elz-Dreisam und Norddeutsches Tiefland) ökoregional unterschiedliche Skalierungen verwendet (vgl. Kap. 5.1.2.1, Tabelle 5.3).

#### Flussgebiet Elz-Dreisam

Die Karte 5.1 stellt die Bewertung der Fließgewässer im Flussgebiet Elz-Dreisam mit hinterlegten Fließgewässerlandschaften dar. Abgestuft in 5 Klassen sind der Saprobienindex nach DIN (Sf-DIN), die Rhithrontypieindizes (RTI und RTI-Matrix) und die Strukturgüte pro Probestelle in die Karte eingetragen. (R) in der Karte kennzeichnet typische Rhithralgewässer, (R-P) sind sogenannte Übergangsgewässer, die zwischen dem Rhithral und dem Potamal korrespondieren.

Die Gewässerabschnitte im Schwarzwald (Gneis, Granit und Buntsandstein) wurden überwiegend mit Klasse 1 und 2 bewertet. Die Verbauung im Mittellauf der Elz und der Dreisam (Klasse 5 bei der Strukturgüte) spiegelt sich auch in einer Erniedrigung der RTIs wider (Klas-

se 2). Für die Bewertung des Verbauungsgrades eines Gewässers ist jedoch die Strukturgüteklasse aussagekräftiger als der Rhithrontypieindex.

Die Oberläufe (Epirhithral), z.B. Elz, Hirzbach, Zartenbach und Zastlerbach, werden mit dem RTI und z.T. auch dem RTI-Matrix schlechter bewertet als zu erwarten ist. Flußabwärts nimmt die Qualität der meisten Gewässer hinsichtlich der organischen Belastung, der Rhithrontypie und der Strukturgüte ab. Die Übergangsgewässer, z.B. Elzunterlauf, Grossbach, Mühlebach, Möhlin, Sulzbach und Ehebach, die sich in den holozänen Aufschüttungen im Anschluß an die Vorbergzone befinden, bewegen sich bei den RTIs zwischen Klasse 2 und 3. Die Tendenz, dass sich sowohl der RTI als auch der RTI-Matrix mit abnehmendem Gefälle verschlechtert, entspricht der Eigenschaft Rhithralgewässer anhand ihrer Lebensgemeinschaften positiv zu bewerten. Eine Abweichung vom Typ „Rhithralgewässer“ schlägt sich in einem niedrigen Index nieder.

Zur Verfeinerung des Bewertungssystems ist es erforderlich, Leitgrößen zur Abgrenzung zwischen Rhithral und Potamal einzuführen (siehe Abbildung 5.6).



Für das Flussgebiet Elz-Dreisam wurden in Abbildung 5.21 und Abbildung 5.22 die Beziehung zwischen dem Saprobienindex (SI-DIN) und den Rhithrontypieindizes (RTI bzw. RTI-Matrix) nach Quellentfernungs- und Strukturgüteklassen dargestellt. Die Strukturgüte wurde nach dem dreistufigen System Baden-Württembergs bewertet (Tabelle 5.16).

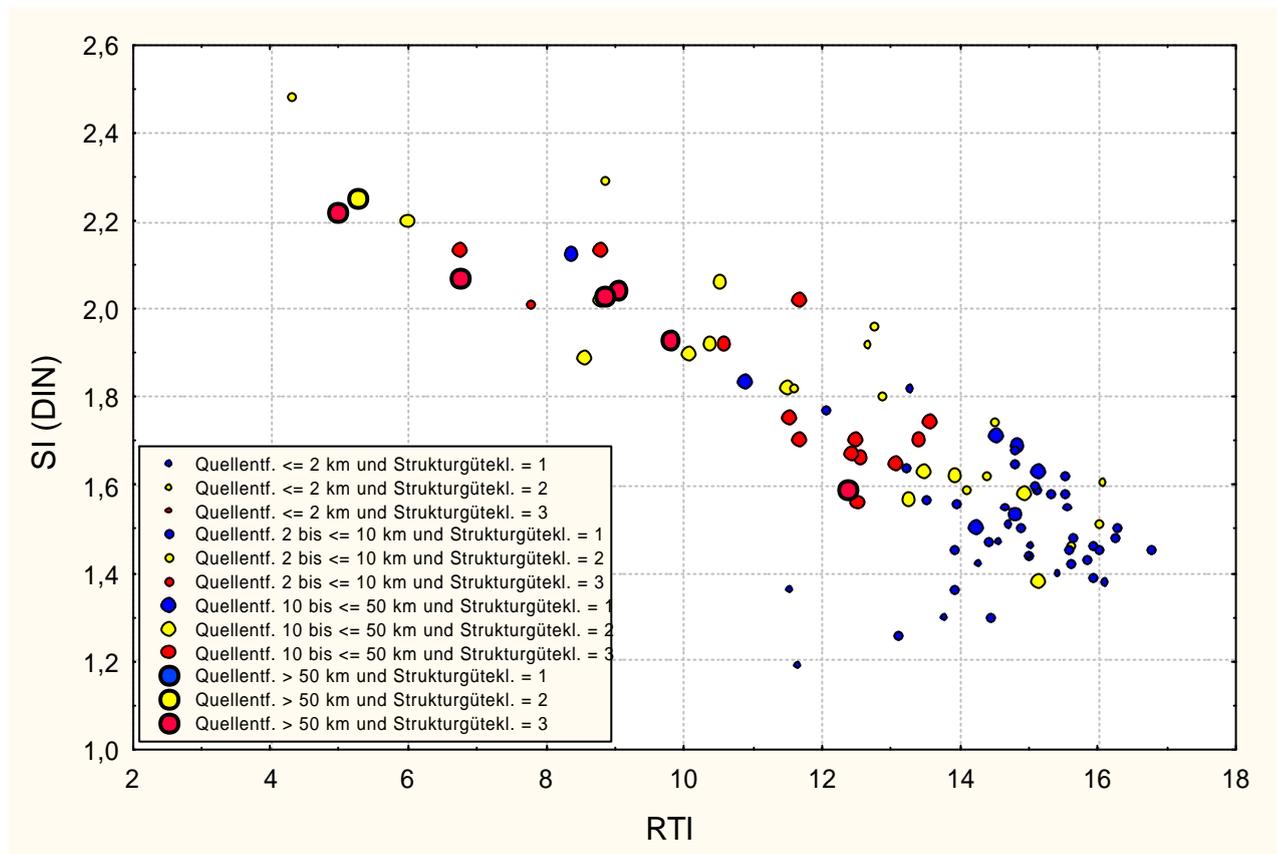


Abbildung 5.21: Beziehung zwischen dem Rhithrontypieindex (RTI) und dem Saprobienindex (SI-DIN) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgüteklasse

Die genannten Abbildungen lassen erkennen, dass je weiter die Probestelle des Gewässers von der Quelle entfernt ist, desto höher ist die organische Belastung und desto geringer ist auch der RTI bzw. der RTI-Matrix. Viele der untersuchten größeren Gewässer mit einer Quellentfernung von mehr als 50 km weisen bezüglich der Gewässermorphologie einen naturfernen Zustand auf, die Gewässermittelläufe (Quellentfernung 10-50 km) sind zumeist gewässermorphologisch beeinträchtigt. Je kleiner und quellnäher ein Gewässer ist, desto geringer ist die organische Belastung und desto besser der über die Rhithrontypie ermittelte ökologische Zustand (s. hohe RTI bzw. RTI-Matrix-Werte). Bei den Oberläufen mit einem niedrigen RTI bzw. RTI-Matrix, wirkt sich vermutlich der Krenaleinfluss aus, d.h. diese Gewässerabschnitte stehen dem Krenal näher als dem Rhithral und sind somit durch den RTI/RTI-Matrix nicht angemessen bewertbar.

Der Rhithrontypieindex und der Rhithrontypieindex-Matrix unterscheiden sich gemäß der unterschiedlichen Vergabestrategie bei den ECO-Werten (Tabelle 5.3). Dadurch ergeben sich unterschiedliche Skalierungen, die in Tabelle 5.8 dargelegt sind.

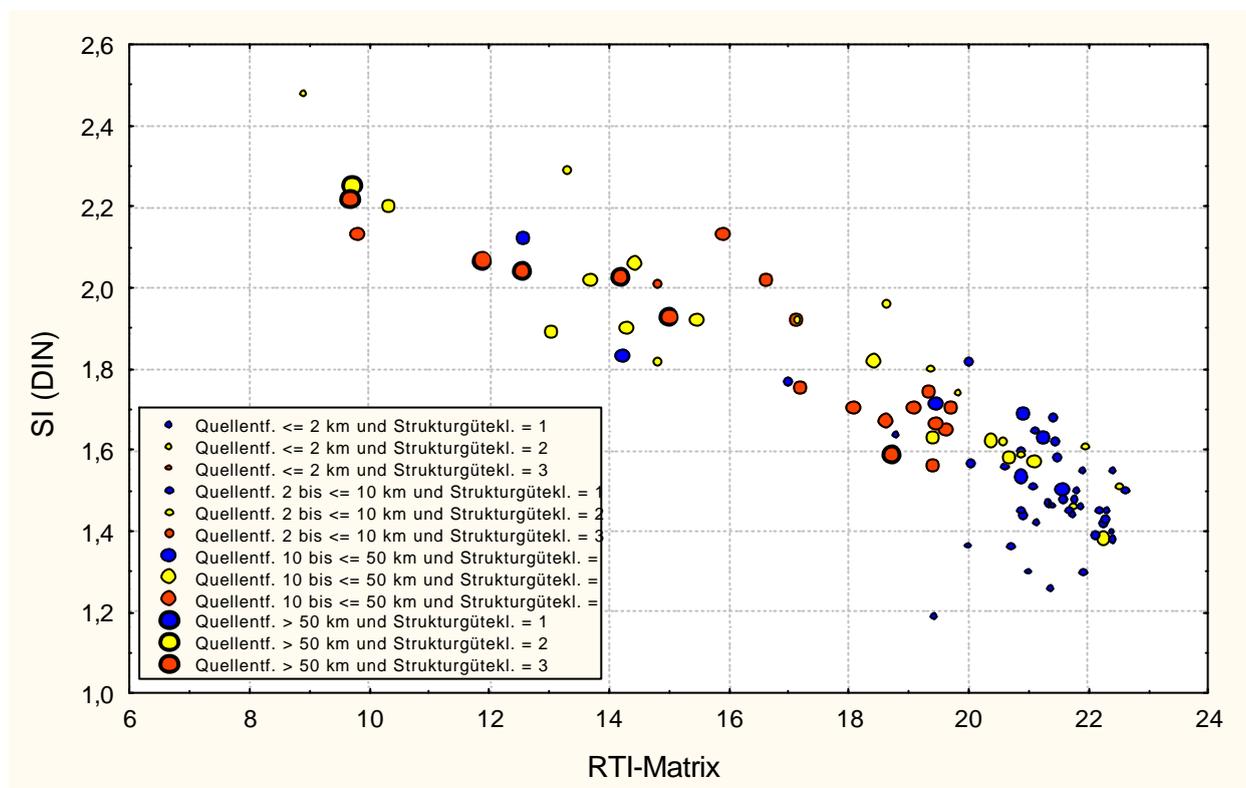


Abbildung 5.22: Beziehung zwischen dem Saprobienindex (SI-DIN) und dem Rhithrontypieindex-Matrix (RTI-Matrix) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgütekategorie

Die Abbildung 5.21 und Abbildung 5.22 verdeutlichen zudem, dass beide Rhithrontypieindizes positiv mit dem Saprobienindex korrelieren.

Die meisten Gewässer im Einzugsgebiet von Elz und Dreisam sind organisch gering bis mäßig belastet (Gütekategorie I-II bzw. II). Um die Aussagekraft der Rhithrontypieindizes zur Beurteilung der ökologischen Qualität eines Gewässerabschnitts zu überprüfen, sind vergleichsweise Gewässer mit höherer Belastung erforderlich. Daraus ergibt sich, dass die Auswertungen auf Flußgebiete, die stark belastete Gewässer aufweisen (Gewässergüte II-III und schlechter), ausgedehnt werden müssen.

Bezüglich der Strukturgüte deuten die Rhithrontypieindizes an, dass morphologisch bedingte Veränderungen der Lebensgemeinschaften im Potamal ausgeprägter sind als im Rhithral.

## **Norddeutsches Tiefland**

Analog des Flussgebiets Elz-Dreisam in Baden-Württemberg wurde das Bewertungsverfahren anhand der in Karte 5.2 dargestellten Gewässer des Norddeutschen Tiefland (Ausschnitt **Schleswig-Holstein** und **Niedersachsen**) geprüft.

Mittels gestapelter Quadrate wird die Bewertung von Referenzgewässern und degradierten Gewässern anhand des Saprobienindex (SI), des Rhithrontypieindex (RTI und RTI-Matrix) und der Strukturgüte dargestellt. Die Klassenzuordnung bei der Bewertung ist der Tabelle 5.8 und Tabelle 5.16 zu entnehmen.

Die Gewässer des Tieflandes schneiden bei der Bewertung mit dem Saprobienindex und dem Rhithrontypieindex im Vergleich zu den Mittelgebirgsbächen durchschnittlich um eine Klasse schlechter ab. Im Unterschied zu den Gewässern des Mittelgebirges gibt es im Norddeutschen Tiefland viel weniger Gewässer die lt. RTI mit Klasse 1 beurteilt werden. Ausnahmen sind Kemper Au und Kirchweddelbek in Schleswig-Holstein sowie Weesener Bach und Hohebach in Niedersachsen.

Der Schwerpunkt der Bewertung mittels RTI liegt bei Klasse 2 und 3. Verbaute Gewässer mit Strukturgüteklasse 5 werden zumeist mit Klasse 3 beim RTI bewertet.

Tendenziell beurteilt der RTI die Gewässer, die in der Strukturgüte stark beeinträchtigt sind, schlechter als der RTI-Matrix (z.B. Bünzau, Stör, Schwale, Trave in Schleswig-Holstein und Wörpe in Niedersachsen).

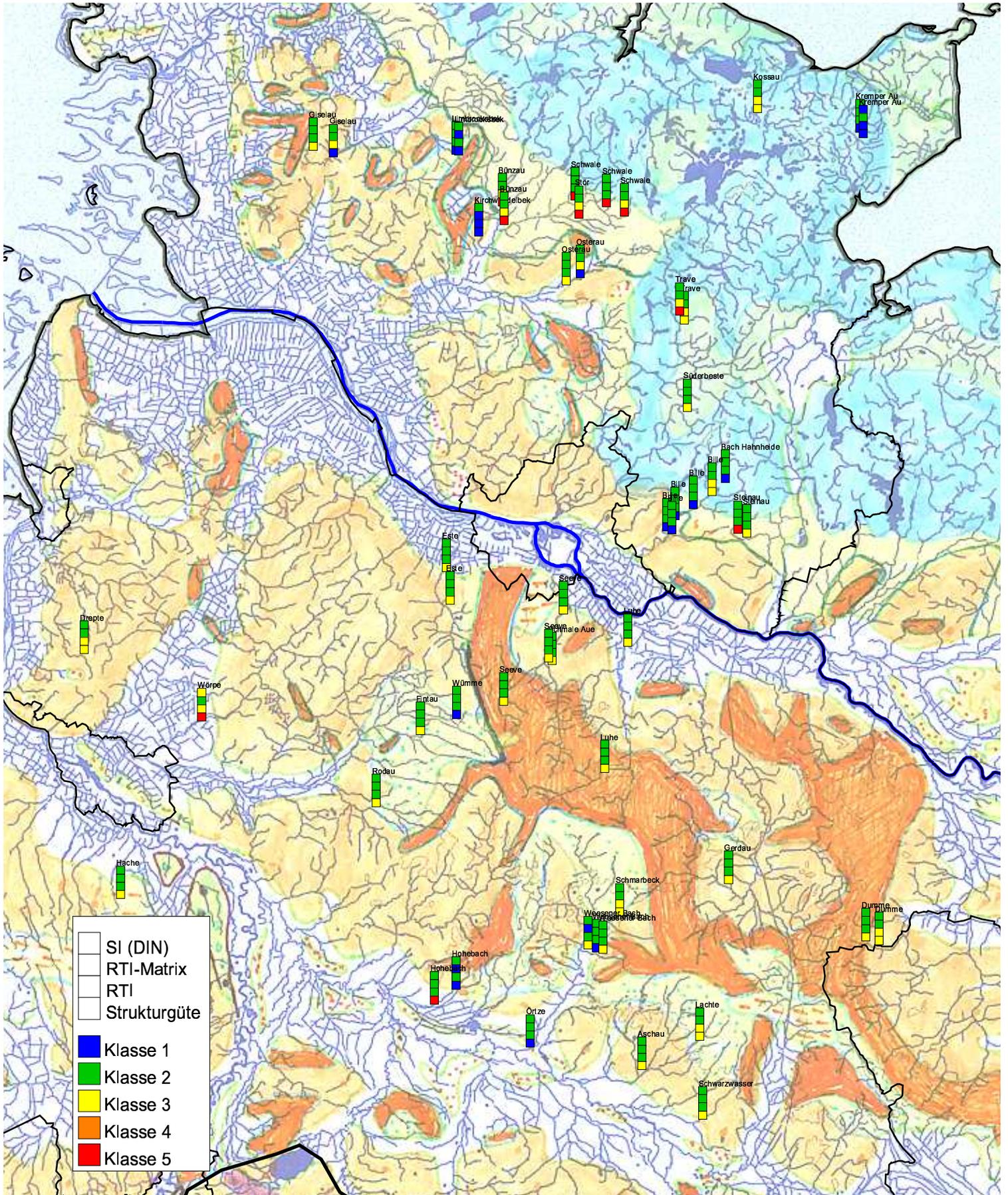
Der Saprobienindex und der Multimetriche Index auf Artniveau (Rhithrontypieindex-Matrix) zeigen ähnliche Ergebnisse, z.B. Schwale, Trave, Kossau in Schleswig-Holstein werden gleichermaßen mit Klasse 2 bewertet. Der im RTI-Matrix verborgene Belastungseinfluss in Form der Einbeziehung des Saprobienindex auf Artniveau spiegelt sich in den Ergebnissen wider.

Ob es sich um ein Referenzgewässer oder degradiertes Gewässer ist durch die Bewertung anhand des RTI und des RTI-Matrix nicht eindeutig festzustellen.

Allerdings bestätigt sich bei der Betrachtung der Bewertungsergebnisse mittels Saprobienindex und Rhithrontypindex (RTI und RTI-Matrix), dass dem Mittleren Talgefälle eine zentrale Rolle als Leitgröße bei der zonalen Gewässerzuordnung zukommt.

# Bewertung der Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

(Saprobienindex, Rhithrontypieindex RTI und RTI-Matrix, Strukturgüte)



Für Gewässer des Norddeutschen Tieflandes, Schleswig-Holstein und Niedersachsen, wurden in Abbildung 5.23 und Abbildung 5.24 die Beziehung zwischen dem Saprobienindex (SI-DIN) und den Rhithrontypieindices (RTI bzw. RTI-Matrix) nach Quellentfernungs- und Strukturgüteklassen dargestellt. Die Strukturgüte wurde zur besseren Vergleichbarkeit nach dem dreistufigen System Baden-Württembergs modifiziert (s. Tabelle 5.16).

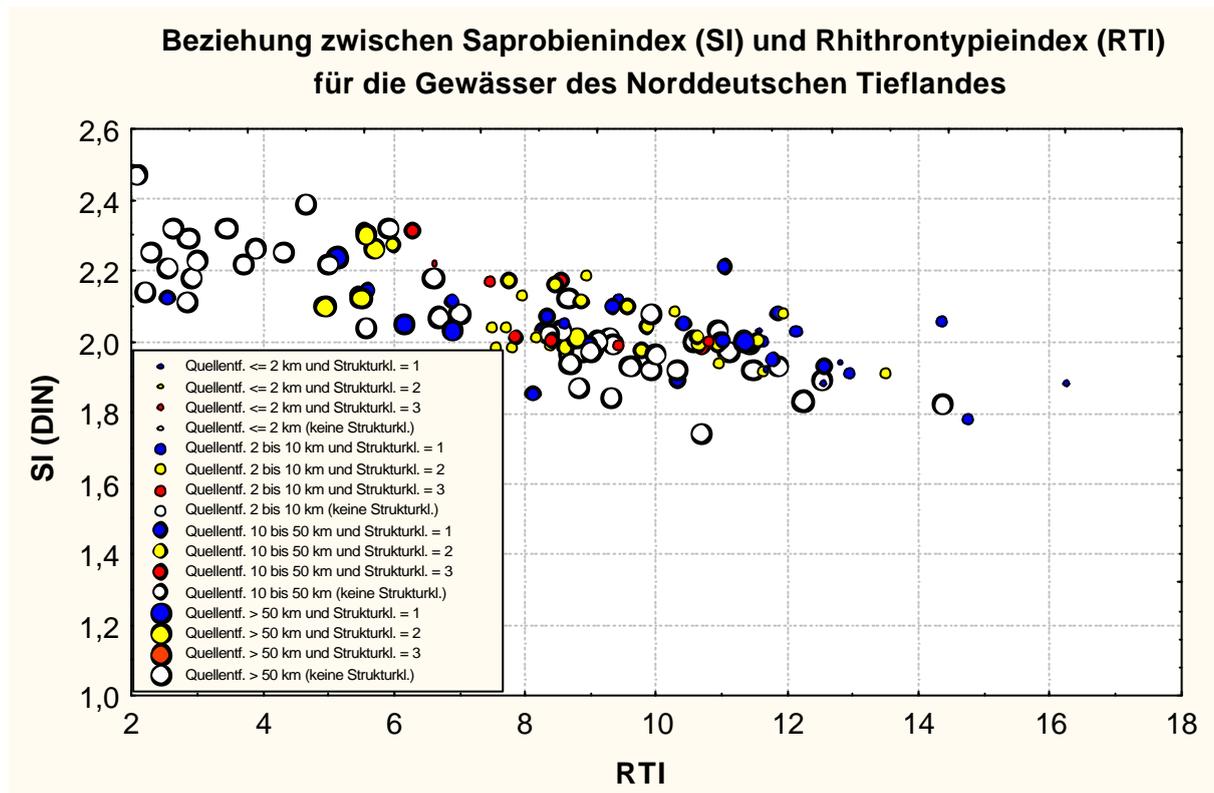


Abbildung 5.23: Beziehung zwischen dem Rhithrontypieindex (RTI) und dem Saprobienindex (SI-DIN) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgütekategorie

Abbildung 5.23 zeigt nahezu einen linearen Zusammenhang zwischen dem Saprobienindex und dem Rhithrontypieindex (RTI). Im Unterschied zum Flussgebiet der Elz-Dreisam im Mittelgebirge (Abbildung 5.21), besitzt die (gedachte) Trendlinie eine deutlich geringere Steigung. Saprobienindizes kleiner als 1,8 (Grenze zwischen Klasse 1 und Klasse 2) und größer 2,4 (2,3 = Grenze zwischen Klasse 2 und Klasse 3) kommen fast nicht vor. Die geringere Steigung einer gedachten Trendlinie deutet darauf hin, dass eine Verschiebung der Klassengrenzen als Anpassung des Saprobienindex an das Norddeutsche Tiefland nicht ausreicht.

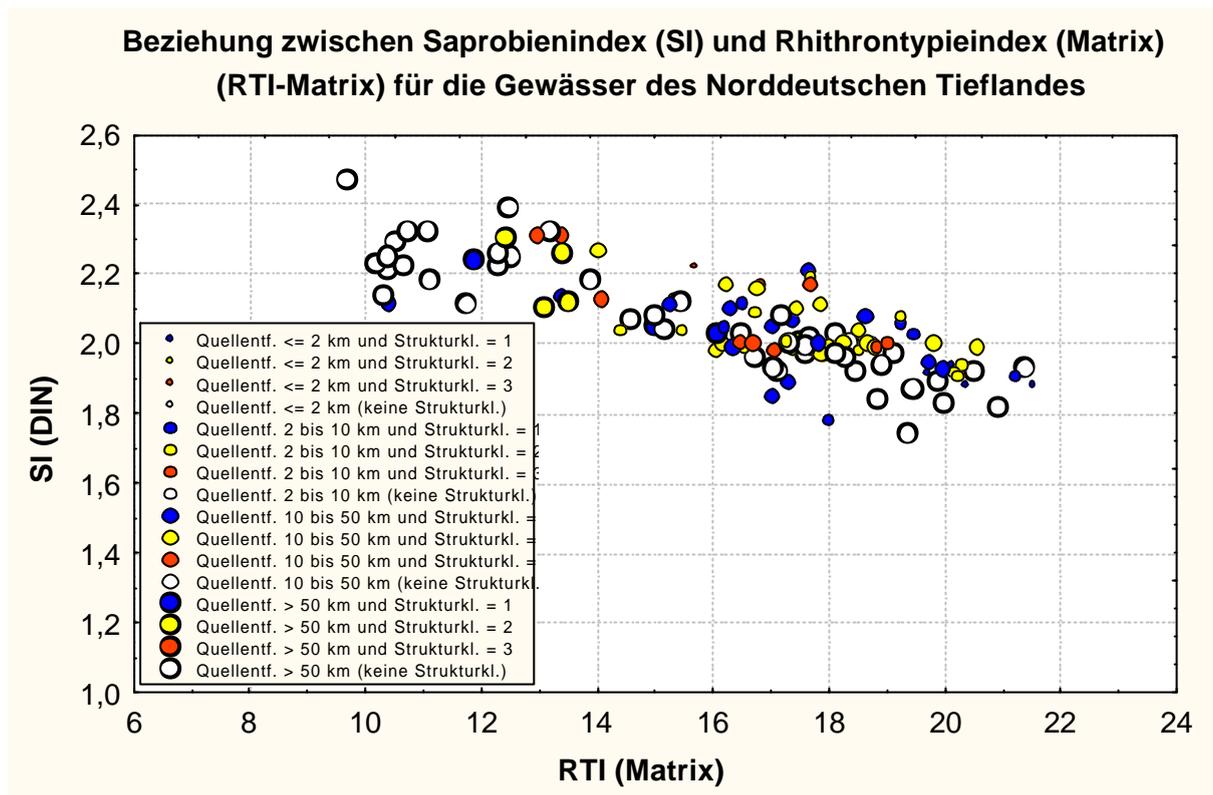


Abbildung 5.24: Beziehung zwischen dem Rhithrontypieindex-Matrix (RTI-Matrix) und dem Saprobienindex (SI-DIN) mit Angabe der Quellentfernungsklasse und der Strukturgütekategorie

Abbildung 5.24 zeigt, dass der nach der Matrix-Methode berechnete Rhithrontypieindex ebenfalls linear mit dem Saprobienindex korreliert. Durch die Skalenverschiebung ergibt sich eine höhere Punktzahl für den Rhithrontypieindex-Matrix.

Ein direkter Zusammenhang zwischen Strukturgüte und Saprobienindex bzw. Rhithrontypieindizes ist aus den Abbildungen nicht ablesbar.

### **5.2.2.2 Benthosindex und Multimetrischer Index auf Probenniveau**

Die Auswertungen zum Benthosindex und Multimetrischen Index auf Probenniveau wurden zur übersichtlichen Analyse mit verschiedenen Datenpaketen durchgeführt. Es handelt sich um Daten aus Baden-Württemberg (LAWA2000 und die Flussgebiete Elz-Dreisam sowie Kraichbach-Leimbach) und allen von den Bundesländern gelieferten Daten sofern sie den Qualitätsanforderungen des Bewertungsverfahrens genügten (vgl. Tabelle 3.4). Die Daten der Bundesländer wurden pro Bundesland kartographisch, tabellarisch und graphisch zusammengefasst. Im Textteil werden exemplarisch die Bundesländer Bayern, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein näher behandelt. Die Darstellungen zu den übrigen Bundesländern befinden sich in Anhang II.

Da die saprobielle Beurteilung des Gewässergütezustandes bundesweit als anerkanntes Element der Gewässergüteüberwachung gilt, wird die Bewertung anhand des Saprobienindex, modifiziert nach den 5 ökologischen Zustandsklassen der EU-WRRL (vgl. Kap. 5.1.3), jeweils vergleichsweise zu den anderen Bewertungsmodi Benthosindex und Multimetrischer Index hinzugezogen. Der Vergleich zeigt die Unterschiede der Bewertungen und verdeutlicht die Neuerung in der ökologischen Bewertungsweise.

In den Karten sind vollfarbig dargestellte Gewässerabschnitte Rhithralbereiche, schraffierte Abschnitte kennzeichnen die Zonen des Potamals. Diese Unterscheidung ermöglicht einerseits die Differenzierung in die beiden Hauptfließgewässerzonen und andererseits wird hierdurch die unterschiedliche Anwendung der Ökologie-Werte verdeutlicht (vgl. Kap. 5.1.1.3).

In der EU-WRRL wird auf Grundlage der ökologischen Gewässerbewertung ein Handlungsbedarf im Sinne von Sanierungsmaßnahmen vorgeschrieben, wenn der Gewässerzustand schlechter als mit Klasse 2 beurteilt wird. D.h. Fließgewässerbereiche, die ökologisch mäßig, unbefriedigend oder schlecht sind, müssen durch geeignete Maßnahmen verbessert und einem guten ökologischen Zustand zugeführt werden. Der aus den vorliegenden Bewertungen abgeleitete Handlungsbedarf wird jeweils bei den einzelnen Modellgebieten dargestellt.

#### **Einfluss der Saprobie und Höhenlage**

Die Beziehungen zu den physiographischen Faktoren wurden ausführlich beim Rhithrontypieindex untersucht. Hier wird zusätzlich der Zusammenhang von Benthosindex, Saprobienindex und Höhenlage anhand der Daten aus den Sonderuntersuchungen in Baden-Württemberg aufgezeigt (s. Kap. 3.2).

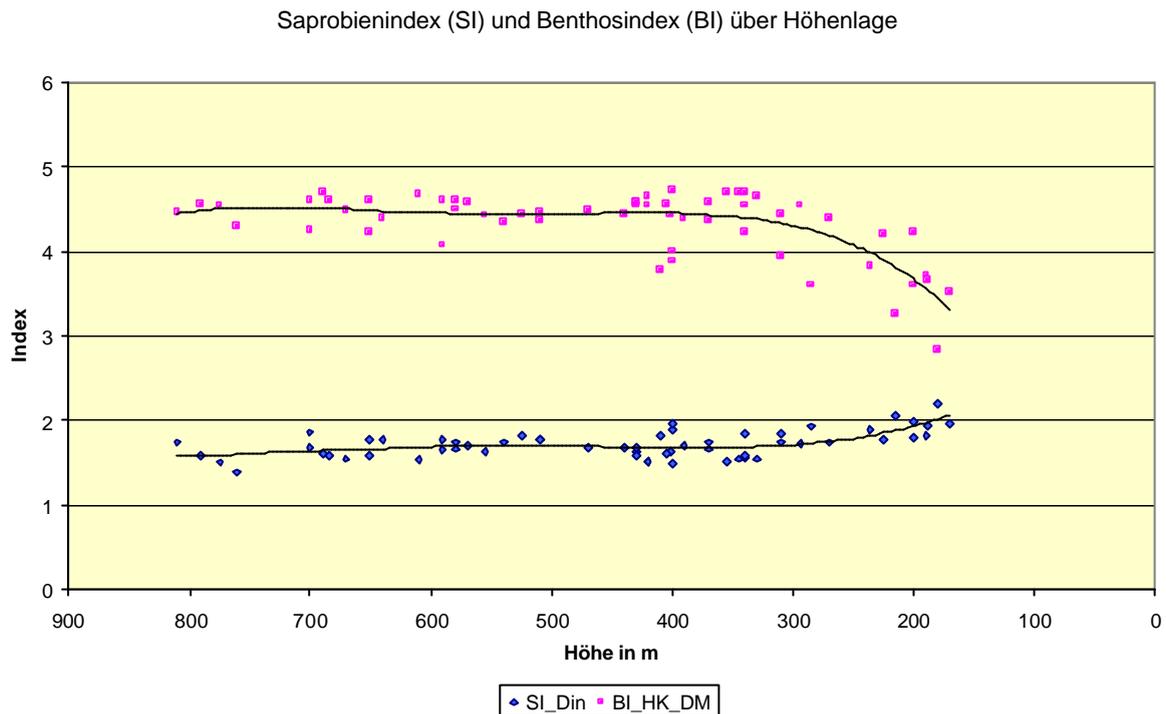


Abbildung 5.25: Saprobienindex (SI-DIN) und Benthosindex (BI) aufgetragen nach Höhenlage, (Mischproben)

Die Abbildung 5.25 zeigt den Saprobienindex nach DIN (SI-DIN) und den Benthosindex (BI) der Probestellen in Korrelation zur Höhenlage. Laut Benthosindex verschlechtert sich die ökologische Qualität mit abnehmender Höhenlage. Ab ca. 250m Höhe wechselt der ökologisch sehr gute in einen guten Zustand. Ebenso nimmt der Belastungsgrad talabwärts zu. In den höheren Berglagen der Mittelgebirge überwiegt die Güteklasse III (gering belastet, Saprobienindex <1,8) unterhalb von 300m Höhe beträgt der Saprobienindex tendenziell >1,8 und indiziert damit die Güteklasse II (mäßig belastet).

Die Bewertung aufgrund von Saprobienindex und Benthosindex zeigt eine deutliche Affinität zur Höhenlage.

## **5.3 Verfahrenserprobung in geographischen Natur- räumen -Benthosindex / Multimetrischer Index auf Proben- niveau-**

**Verfahrensansatz I (Benthosindex) und Verfahrensansatz II (Multimetrischer Index auf Probenniveau)** wurden zur Überprüfung der Anwendbarkeit anhand ausgewählter geographischer Naturräume erprobt. Die Auswahlgebiete umfassen die wichtigsten in Deutschland vorkommenden Fließgewässertypen.

Die Bewertung und die Fließgewässerzone ist für die Gewässer Baden-Württembergs als unterschiedlich gekennzeichneten Gewässerbändern dargestellt (Karte 5.3 bis Karte 5.12). In den Karten sind vollfarbige Abschnitte Rhithral- und schraffierte Abschnitte Potamalbereiche.

Bei den Bundesländern wurden die Gewässerbewertungen für einzelne Untersuchungspunkte wiedergegeben (Karte 5.13 bis Karte 5.21). Die Fließgewässerzonen Rhithral und Potamal gehen aus den verschiedenen Symbolen hervor. Wurde der Benthosindex im Rhithral (BI-R) ermittelt, erhält der Untersuchungspunkt ein Dreieck, wurde er für das Potamal (B-P) berechnet einen Kreis.

### **5.3.1 Erprobung der Verfahren in Baden-Württemberg**

#### **5.3.1.1 Übersichtsbewertung Baden-Württemberg (LAWA 2000)**

Bei dem hier betrachteten Gewässernetz handelt es sich um regelmäßig für die LAWA untersuchte Probestellen, bei denen die Datenbasis solide und vergleichbar ist.

In der Karte 5.3 bis Karte 5.6 wird die Bewertung der Gewässer anhand des Saprobienindex, des Benthosindex und des Multimetrischen Index in 2 Matrixvarianten wiedergegeben.

Die Ergebnisse der kleinen und mittleren Fließgewässer<sup>8</sup> Baden-Württembergs zeigen eine fein abgestufte differenzierte Bewertung mit dem Benthosindex und dem Multimetrischen Index, während der Saprobienindex in weiten Teilen des Gewässernetzes einen einheitlich guten Gewässerzustand (Klasse 2 = grün) widerspiegelt. Die Einzelheiten der Bewertungen sind der Karte 5.3 bis Karte 5.6 und Tabelle 21 in Anhang I zu entnehmen.

Der Vergleich von Saprobienindex und Benthosindex ergibt bei den mit sehr gut bewerteten Gewässeroberläufen nur geringfügige Unterschiede. Die Gewässermittelläufe und -unterläufe, die bezüglich der Saprobie einen guten Zustand aufweisen (z.B. die Rheinzulüsse Elz, Bühlot, Murg und Alb) werden anhand des Benthosindex mit Klasse 3 um eine ökologische Zustandsklasse schlechter bewertet (Karte 5.3 und Karte 5.4). Die Abbildung 5.26 und Abbildung 5.27 zeigen die Verteilung ökologischer Zustandsklassen beim Saprobienindex und beim Benthosindex. Der Unterlauf der Enz wird mit dem Benthosindex besser, der

---

<sup>8</sup> Große Fließgewässer wie der Rhein und weite Strecken des Neckars werden von der Bewertung mit dem Benthosindex und dem Multimetrischen Index ausgenommen, da bei den stark modifizierten Flüssen ein eigener Bewertungsmaßstab eingesetzt werden muss.

Albunterlauf dagegen um zwei Klassen schlechter als mit dem Saprobienindex bewertet. Diese Ergebnisse zeigen, dass es nicht zwangsläufig eine Korrelation zwischen Saprobienindex und Benthosindex gibt. Die ökologischen Defizite insbesondere der Rheinzuflüsse im Mittel- und Unterlauf liegen schwerpunktmäßig in ihrem Verbauungsgrad.

Vergleicht man den Benthosindex mit dem Multimetrischen Index (Matrix 2) führt der Einfluss der guten Saprobienbewertung im Multimetrischen Index bei den ökologisch schlechteren Gewässern zu einer Aufwertung (z.B. Albunterlauf, Abschnitte von Breg, Elz, Kinzig und Rench; vgl. Karte 5.4 und Karte 5.5). Die Bewertung nach Benthosindex und Multimetrischem Index (Matrix 2) zeigt eine Klassenverschiebung von Klasse 2 auf Klasse 1 und von Klasse 4 auf Klasse 3 (Abbildung 5.27 und Abbildung 5.28).

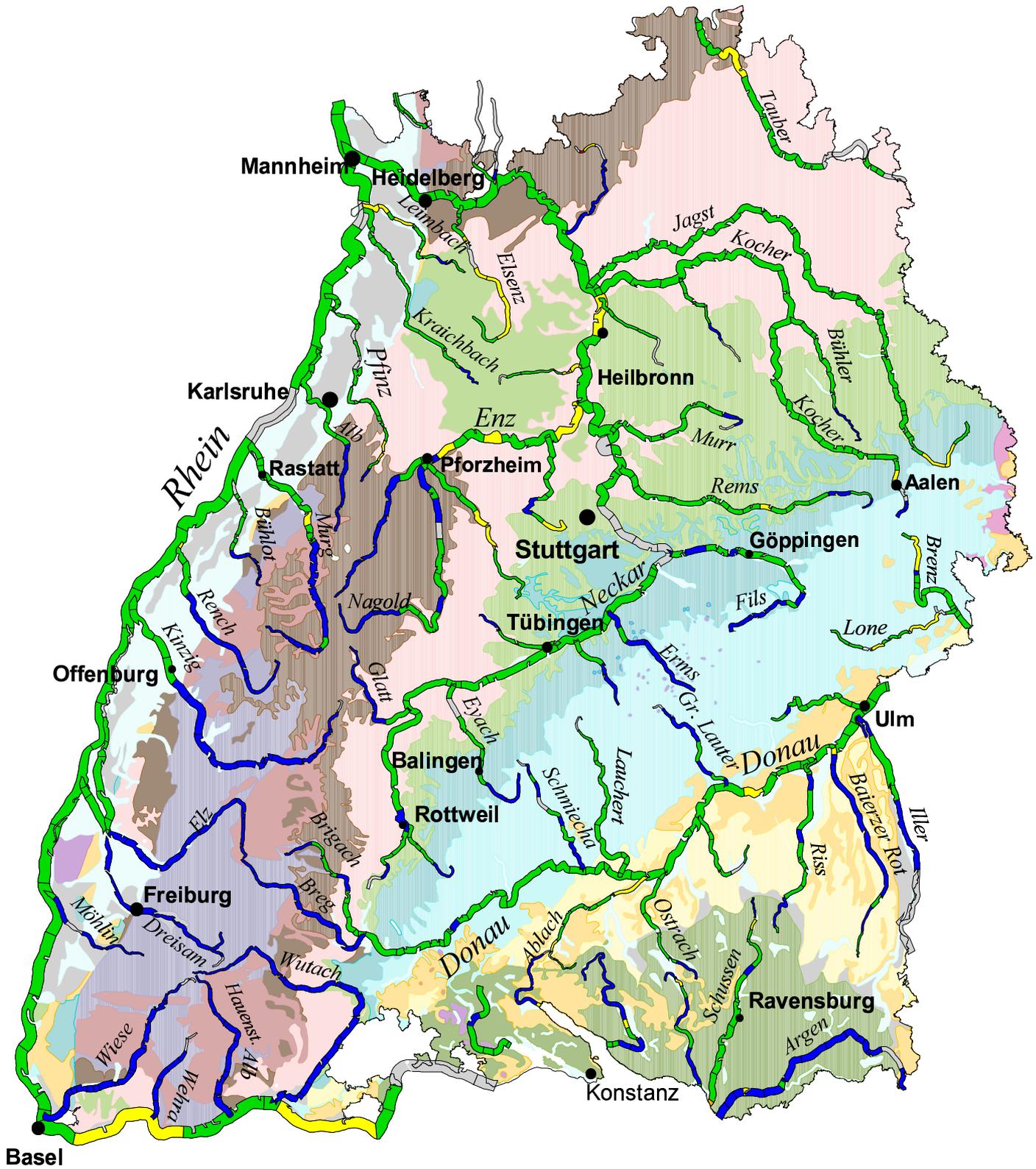
Die Vergleiche der Ergebnisse von Benthosindex zum Multimetrischen Index zeigen eine Verschlechterung bei den mit sehr gut (Klasse 1) bewerteten Gewässern und eine Verbesserung bei den mit unbefriedigend (Klasse 4) bewerteten Gewässern (Abbildung 5.27 und Abbildung 5.29). Die Veränderung spiegelt sich z.B. in Enz- und Albunterlauf, im Neckar oberhalb von Tübingen, in Abschnitten von Kocher und Jagst durch eine Erhöhung der Klasse 2 und 3-Gewässer wider (Karte 5.4 und Karte 5.6).

Im Vergleich von Multimetrischem Index (Matrix 2) mit dem Multimetrischen Index ergibt sich, dass die ökologische Gesamtbewertung als Kombination aus Saprobienindex und Benthosindex bei Verwendung der Matrix 2 vom Benthosindex angeführt wird. Mit dieser Methode gibt es „zu viele“ Gewässer, die die ökologische Zustandsklasse 1 erhalten, also mit sehr gut eingestuft werden. Der gute ökologische Gesamtzustand wird dadurch entsprechend bei weniger Probestellen erreicht. Der hier mit zugrundeliegender Matrix 3 berechnete Multimetrische Index (vgl. Kap. 5.1.2) setzt einen strengeren Maßstab für die ökologisch sehr guten Gewässer, da hier nur Gewässer als sehr gut bewertet werden, die hinsichtlich Benthosindex und Saprobienindex gut abschneiden. Fachliche Ortskenntnisse der realen Gewässersituation in Kombination mit dem vorhandenen Datenmaterial erlauben den Rückschluss, dass die Bewertung mit dem Multimetrischen Index nach Matrix 3 zutreffender ist als nach Matrix 2, hinsichtlich des Handlungsbedarfs bringen die beiden Metrics jedoch keinen Unterschied zustande (Abbildung 5.28, Abbildung 5.29 und Abbildung 5.30).

Für die weiteren Auswertungen wurde entschieden, nur noch mit Matrix 3 weiterzuarbeiten, so dass im folgenden diese als Standard verwendet und verbal nicht mehr gesondert ausgewiesen wird.

Gemäß Abbildung 5.30 ist ein Handlungsbedarf im saprobiellen Bereich bei weniger als 10% der Untersuchungsgewässer erforderlich. Sowohl die ökologische Bewertung über den Benthosindex als auch die beiden Varianten des Multimetrischen Index zeigen, dass ca. 30% der Fließgewässer einen ökologisch unbefriedigenden Zustand (> Klasse 2) aufweisen, der über Sanierungsmaßnahmen zu verbessern sein wird.

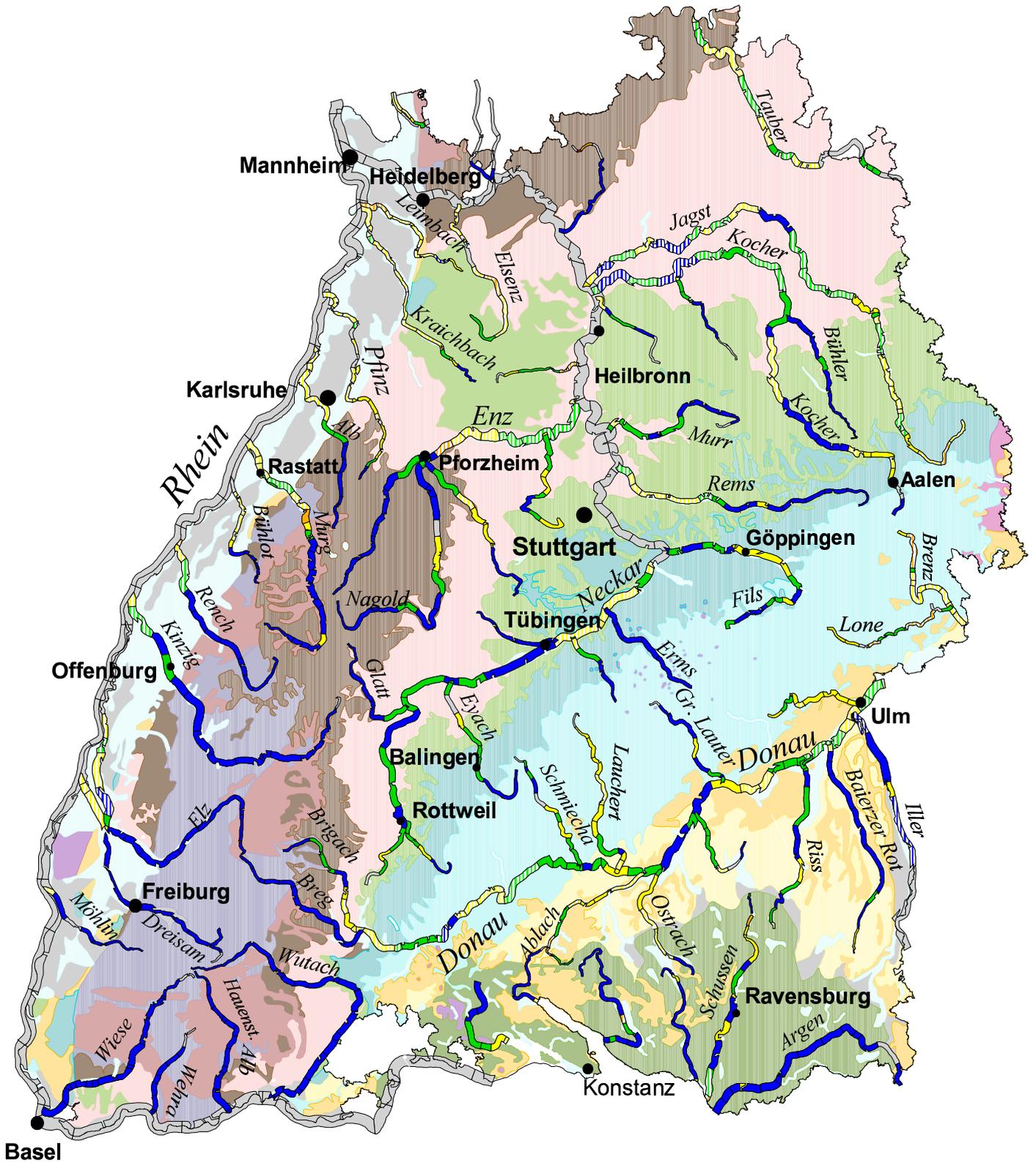
# Bewertung der Gewässer Baden-Württembergs - Saprobienindex -





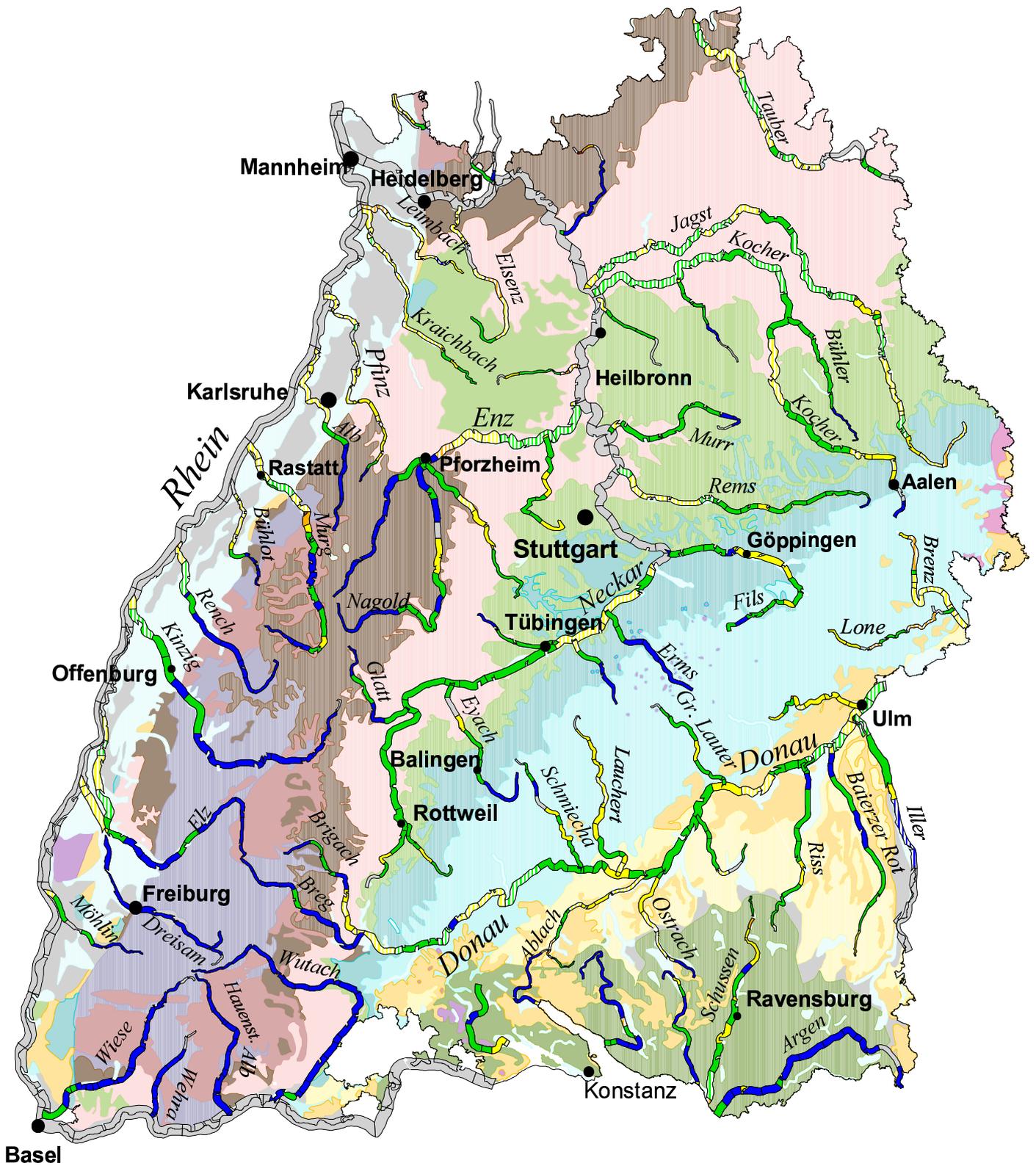
# Bewertung der Gewässer Baden-Württembergs

## - Multimetrischer Index (Matrix 2) -



# Bewertung der Gewässer Baden-Württembergs

## - Multimetrischer Index -



## Legende:

### Karten Baden-Württemberg

### - Gewässerbewertung und Geologie -

#### Benthosindex

##### Multimetrischer Index

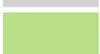
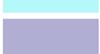
	Klasse 1 (Rhithral)
	Klasse 2 (Rhithral)
	Klasse 3 (Rhithral)
	Klasse 4 (Rhithral)
	Klasse 5 (Rhithral)
	Klasse 1 (Potamal)
	Klasse 2 (Potamal)
	Klasse 3 (Potamal)
	Klasse 4 (Potamal)
	Klasse 5 (Potamal)

##### Saprobienindex

	Klasse 1
	Klasse 2
	Klasse 3
	Klasse 4
	Klasse 5

## ● Ortschaften

## Geologie

	Altmoränen-, Terrassen-, tertiäres Hügelland
	Buntsandstein
	Granit
	holozäne Aufschüttungen Auegewässer
	Jungmoränenland
	jungquartäre Schotterflächen
	Keuper
	Lias/Dogger
	Malm
	metamorphes Gestein (Gneis)
	Muschelkalk/Löß
	Ries-Impaktgest.: keine spez. Talformen
	Tertiär: meist feinkörnige Sedimentgest.
	vulkanische Gest.: keine spez. Talformen

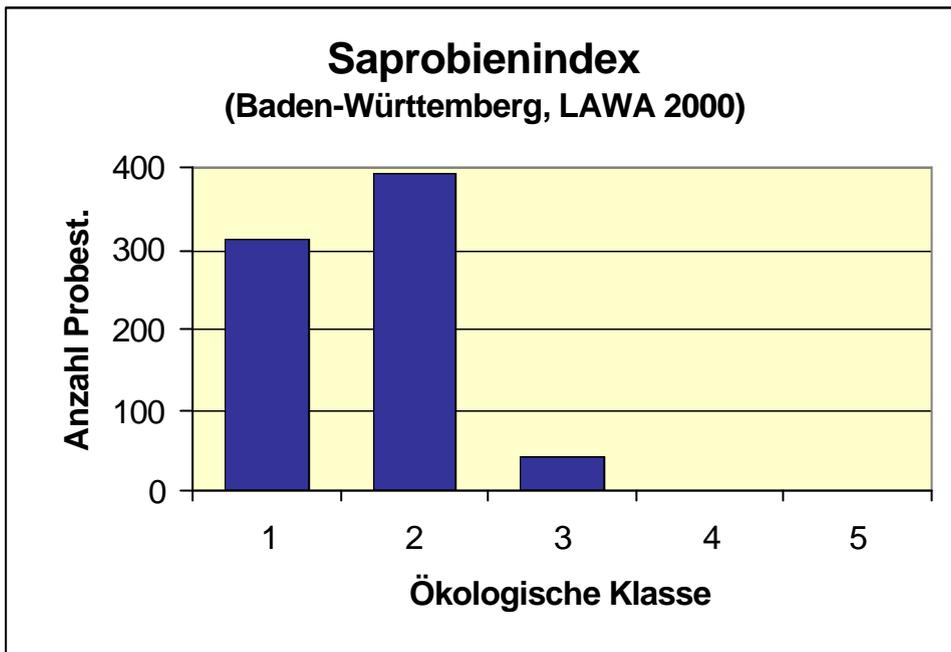


Abbildung 5.26: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer - Saprobienindex

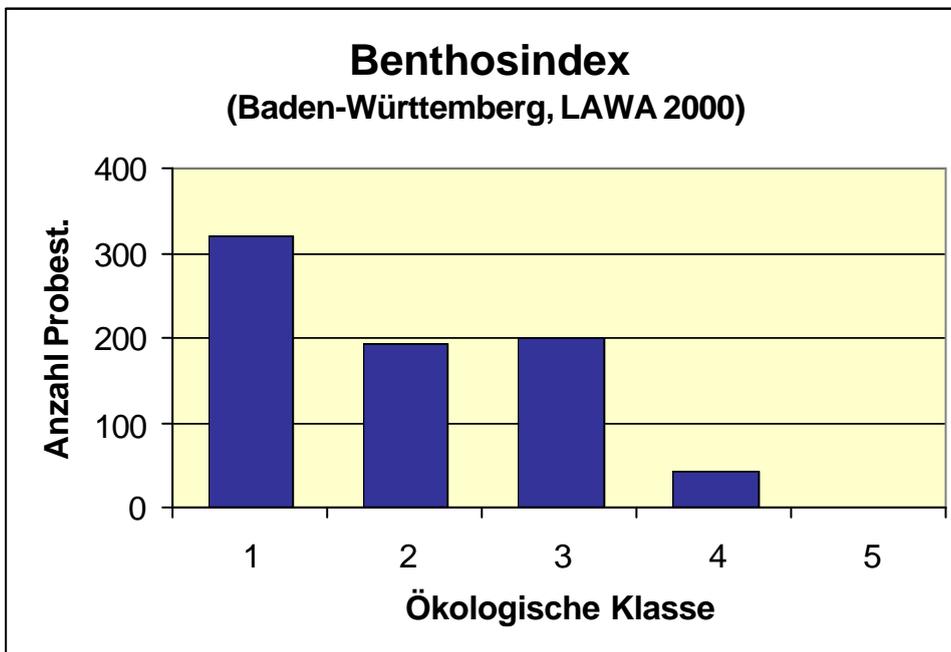


Abbildung 5.27: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer - Benthosindex

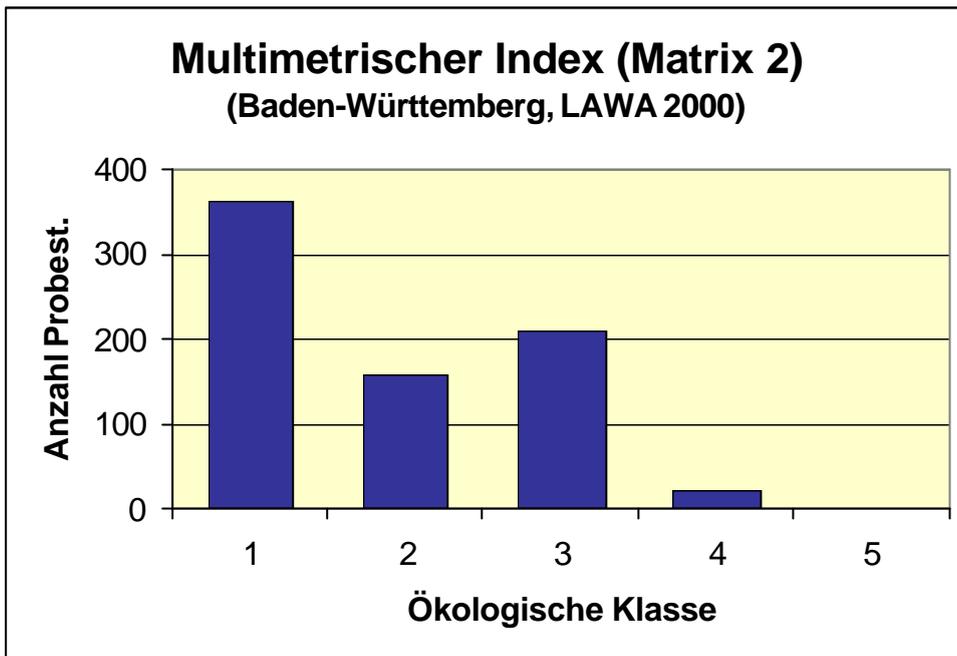


Abbildung 5.28: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer – Multimetrischer Index (Matrix 2)

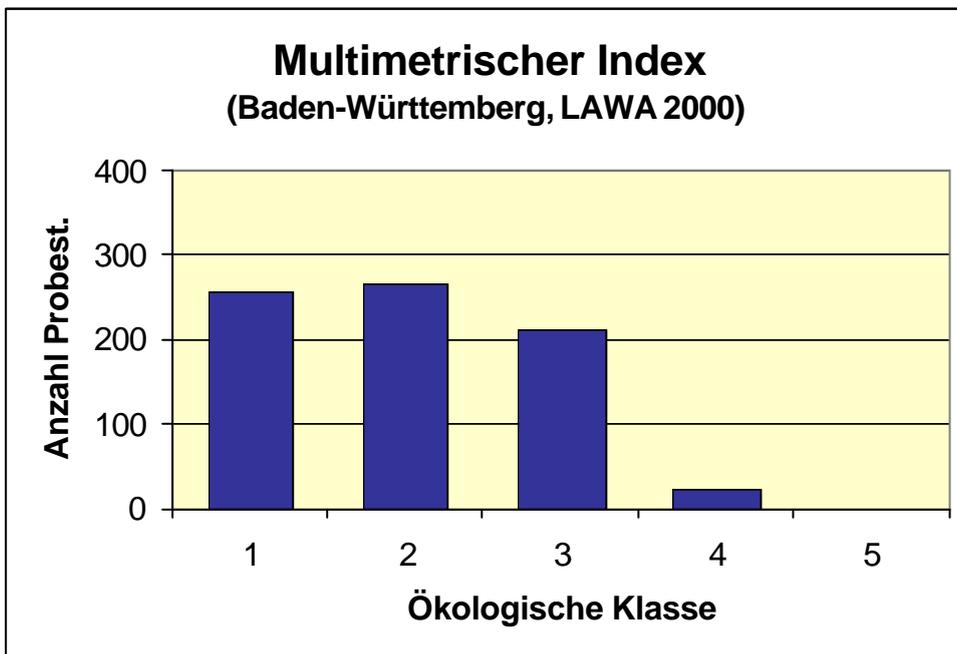


Abbildung 5.29: Ökologische Zustandsklassen der LAWA 2000-Gewässer – Multimetrischer Index

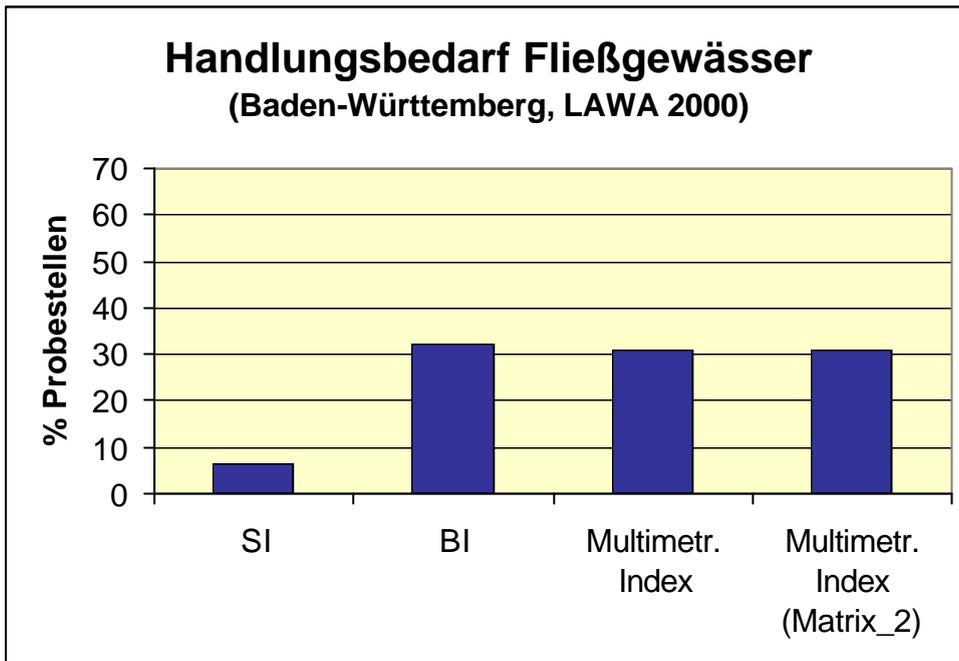


Abbildung 5.30: Potentieller Handlungsbedarf bei den LAWA 2000-Gewässern abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index

### 5.3.1.2 Ausgewählte Flussgebiete in Baden-Württemberg

In der Karte 5.7 bis Karte 5.12 wird die Bewertung der Flussgebiete Elz-Dreisam und Kraichbach-Leimbach anhand des Saprobienindex, des Benthosindex und des Multimetric Index wiedergegeben. Die hier betrachteten Flussgebiete unterliegen unterschiedlichen geogenen Grundbedingungen und anthropogenen Belastungen. Sie sind geprägt durch mehr oder weniger wirkungsintensive Degradationsfaktoren (vgl. Kap. 3.8).

Die Datenbasis ist homogen und miteinander vergleichbar, da nach einheitlicher Probenahmemethode vorgegangen wurde.

#### Flussgebiet Elz-Dreisam

Die Einzelheiten der Bewertungen sind der Karte 5.7 bis Karte 5.9, den Abbildung 5.31 bis Abbildung 5.34 und Tabelle 22 in Anhang I zu entnehmen.

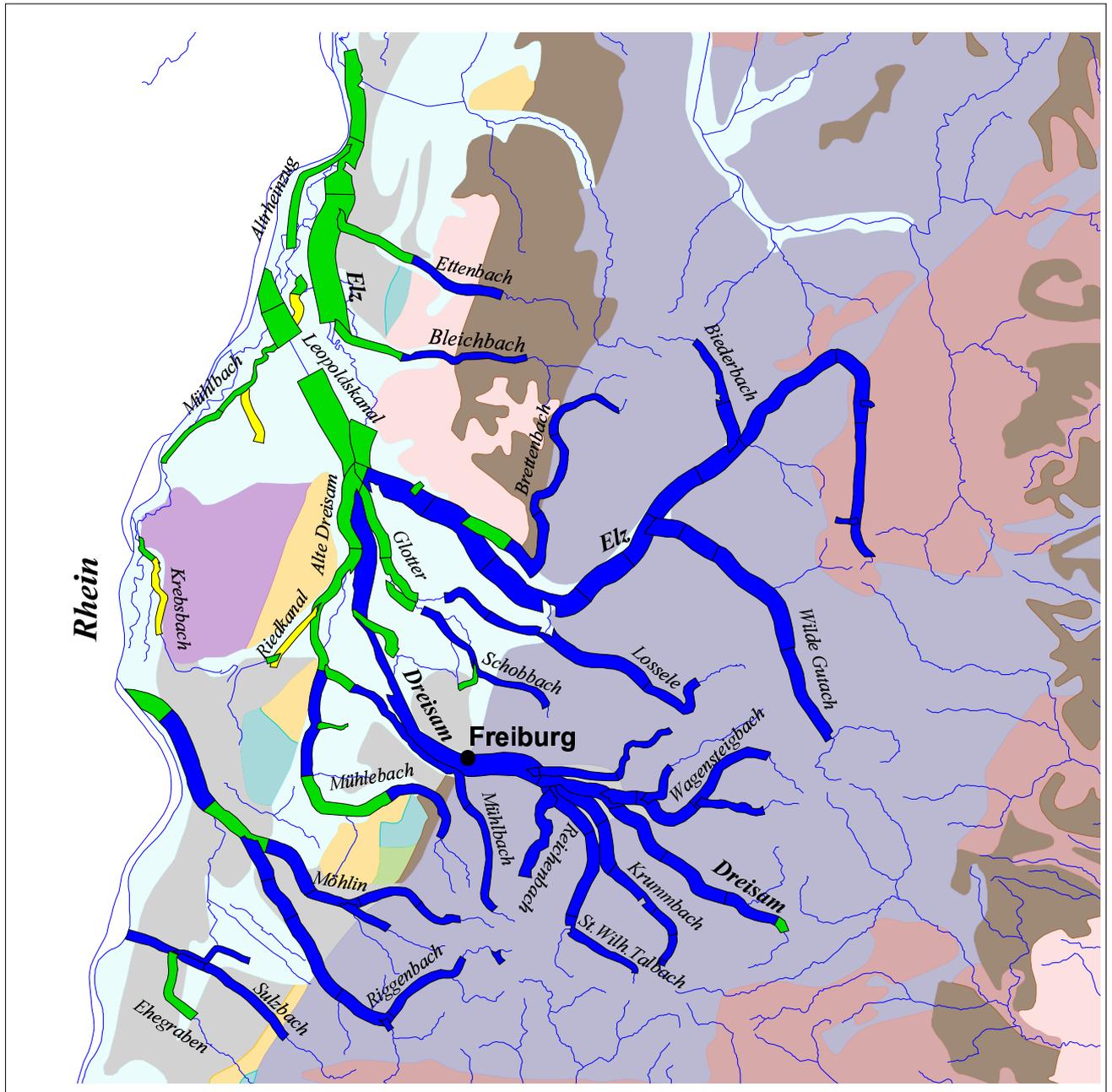
Beim Vergleich der Bewertungen durch Saprobienindex und Benthosindex ergibt sich für die Oberläufe sowohl hinsichtlich der organischen Belastung als auch gesamtökologisch ein sehr guter Zustand (Karte 5.7 und Karte 5.8). In den Bachunterläufen, wie z.B. Elz und Leopoldskanal, in denen die Saprobie als gut bewertet wird, ist der ökologische Zustand deutlich defizitär (Klasse 3 = mäßig bis Klasse 4 = unbefriedigend). Die Bachunterläufe und die Gewässer in der ehemaligen Furkationszone des Rheins (Altrheinreste) schneiden bei einer Bewertung mit dem Benthosindex im Durchschnitt um eine Klasse schlechter ab als beim Saprobienindex (Abbildung 5.31 und Abbildung 5.32).

Eine Bewertung über den Multimetric Index, der - wie oben erläutert - Benthosindex und Saprobienindex miteinander kombiniert, verändert die Bewertung im Vergleich zum Benthosindex dahingehend, dass einige Gewässerabschnitte (Alte Dreisam und Altrheinzug) aufgewertet werden (Karte 5.8 und Karte 5.9). Dieser Unterschied ergibt sich durch den positiven Einfluss der mit gut bewerteten Saprobie. Beim Multimetric Index nivelliert der Saprobienindex das Ergebnis der Bewertung über den Benthosindex in zwei Richtungen: Mit Klasse 1 bewertete Gewässerabschnitte (sehr guter Zustand) werden eher schlechter, also mit Klasse 2 (guter Zustand), bewertet. Mit Klasse 4 (unbefriedigender Zustand) beurteilte Bereiche werden zum Teil besser, also mit Klasse 3 (mäßiger Zustand), bewertet (Abbildung 5.32 und Abbildung 5.33).

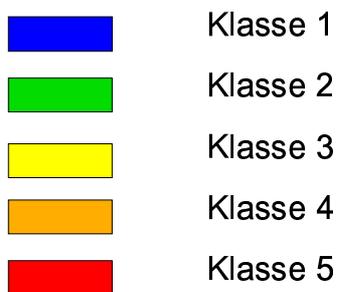
Der Handlungsbedarf für die Gewässer des Elz-Dreisam-Gebietes, der aus einer Bewertung anhand des Saprobienindex, des Benthosindex und des Multimetric Index abgeleitet wurde, ist in Abbildung 5.34 dargestellt. Betrachtet man die beim Saprobienindex erzielten Ergebnisse, ergibt sich bei weniger als 10% der Untersuchungsgewässer die Notwendigkeit einer Sanierung, da die meisten Fließgewässer durch die gezielte Abwasserbehandlung der letzten Jahrzehnte einen bereits sehr guten bis guten saprobiellen Zustand erreicht haben.

Benthosindex und Multimetric Index indizieren dagegen - gesamtökologisch beurteilt - einen Handlungsbedarf der knapp 1 Drittel der Gewässer betrifft.

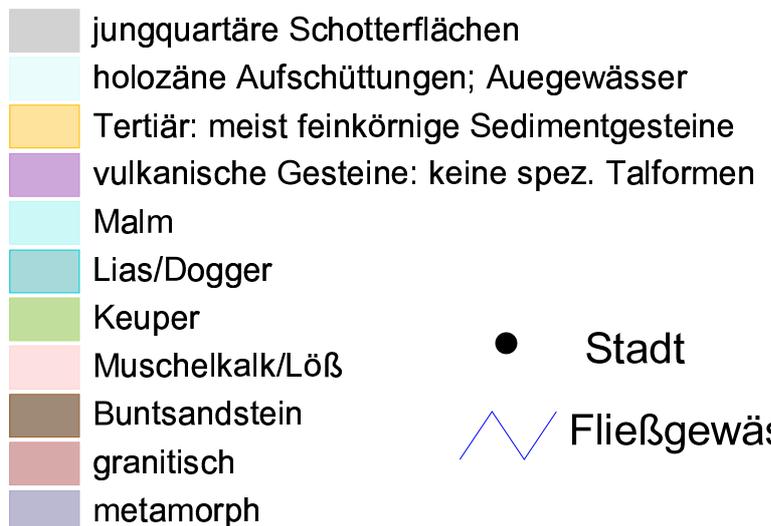
# Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Saprobienindex -



## Saprobienindex



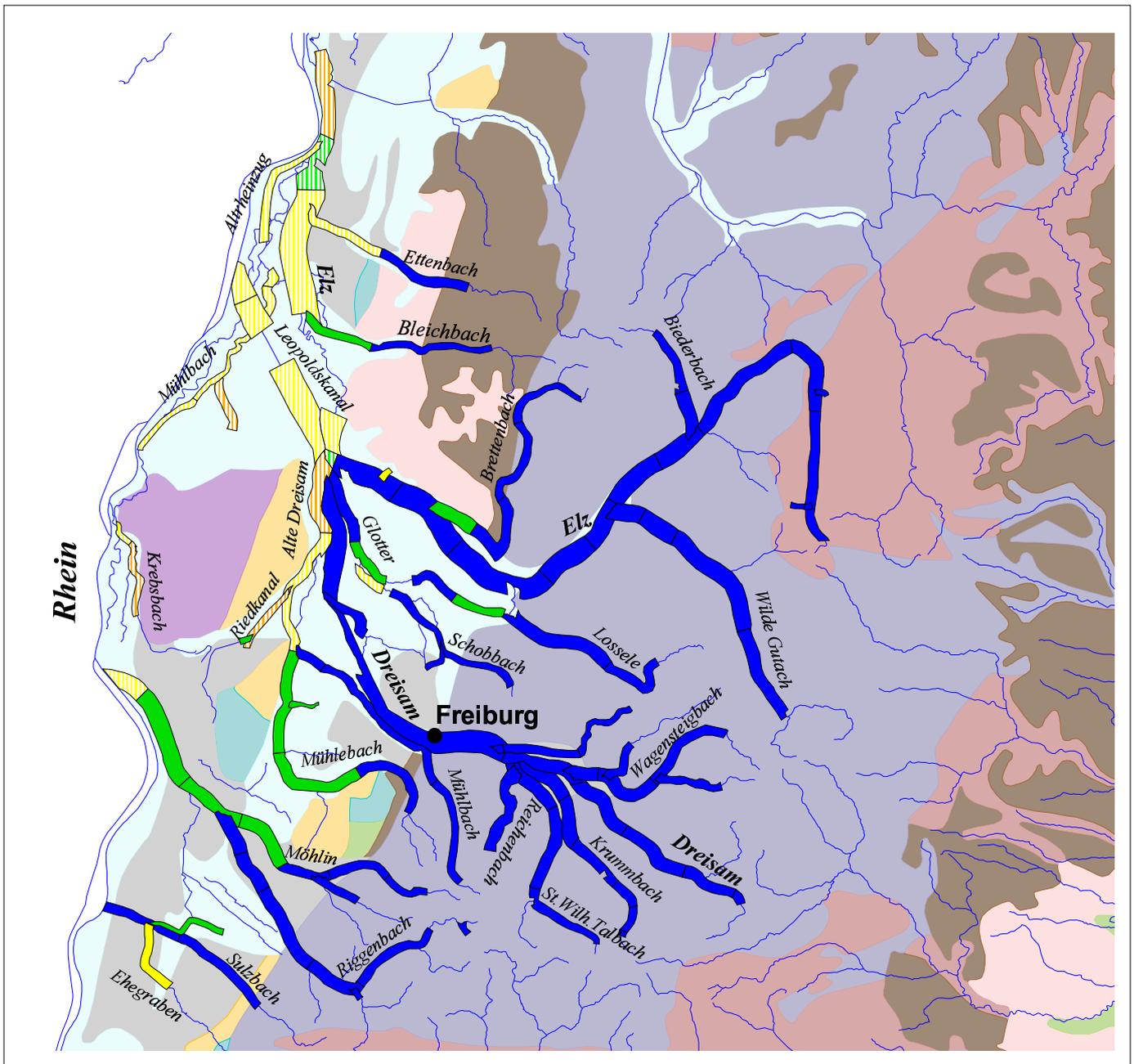
## Geologie



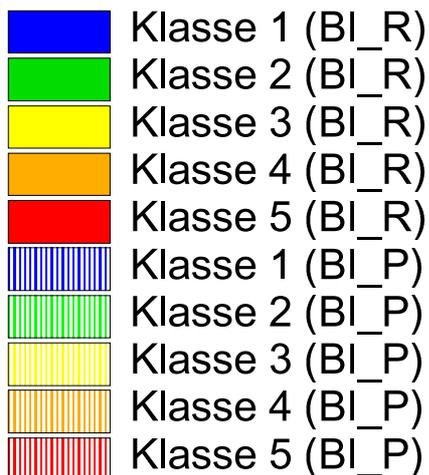
 Stadt

 Fließgewässer

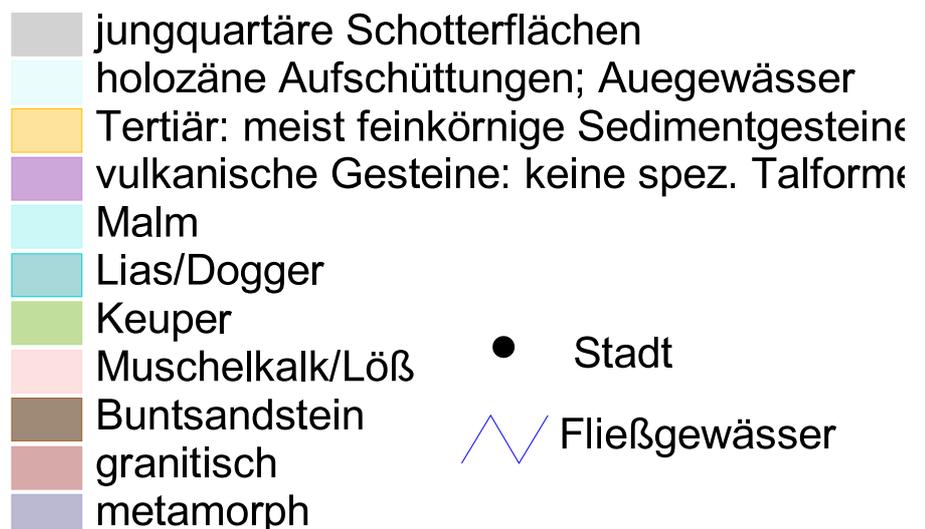
# Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Benthosindex -



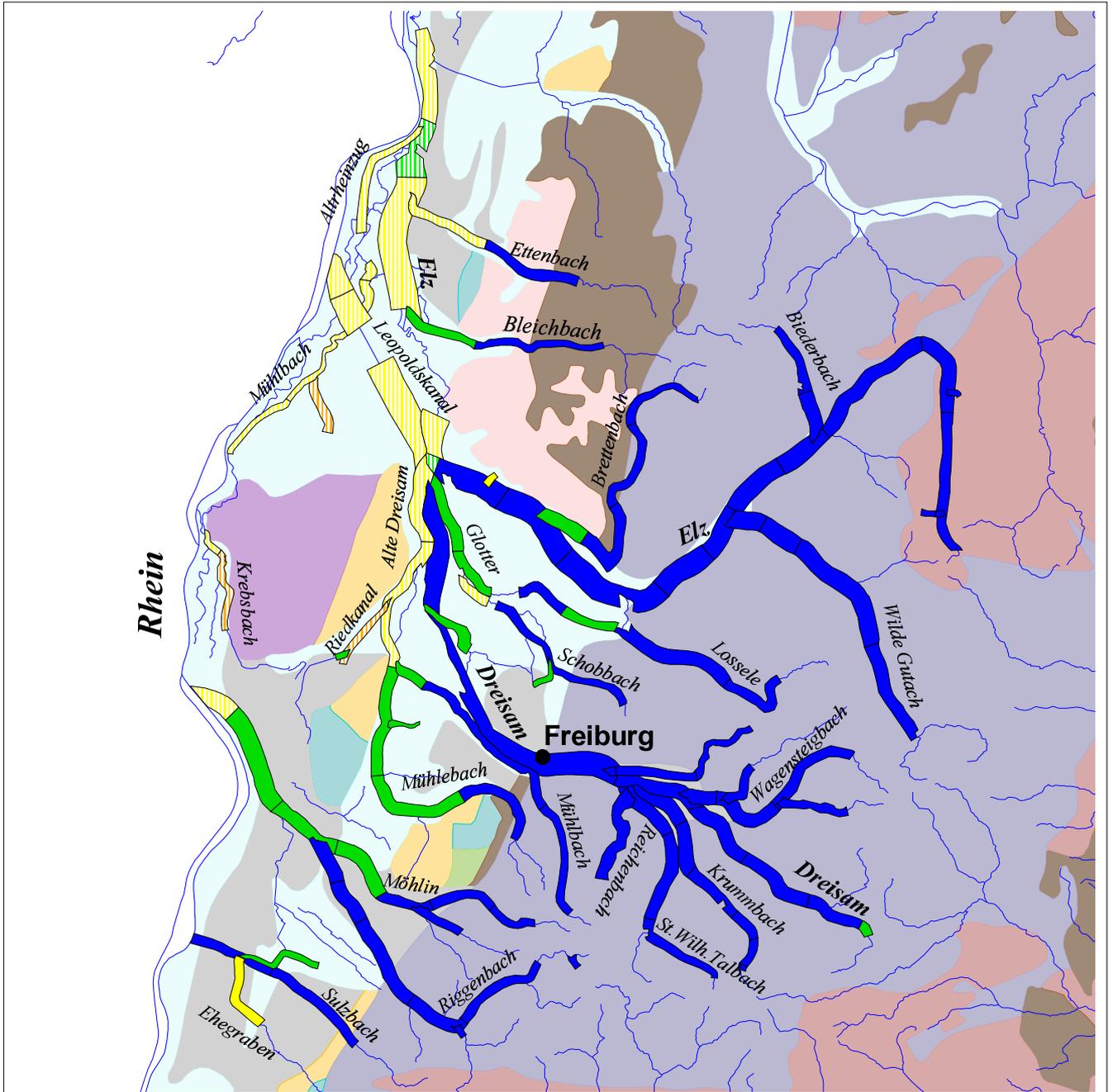
## Benthosindex



## Geologie



# Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Multimetrischer Index -



## Multimetrischer Index

- Klasse 1 (BI\_R/SI)
- Klasse 2 (BI\_R/SI)
- Klasse 3 (BI\_R/SI)
- Klasse 4 (BI\_R/SI)
- Klasse 5 (BI\_R/SI)
- Klasse 1 (BI\_P/SI)
- Klasse 2 (BI\_P/SI)
- Klasse 3 (BI\_P/SI)
- Klasse 4 (BI\_P/SI)
- Klasse 5 (BI\_P/SI)

## Geologie

- jungquartäre Schotterflächen
- holozäne Aufschüttungen; Auegewässer
- Tertiär: meist feinkörnige Sedimentgesteine
- vulkanische Gesteine: keine spez. Talformen
- Malm
- Lias/Dogger
- Keuper
- Muschelkalk/Löß
- Buntsandstein
- granitisch
- metamorph

● Stadt

~ Fließgewässer

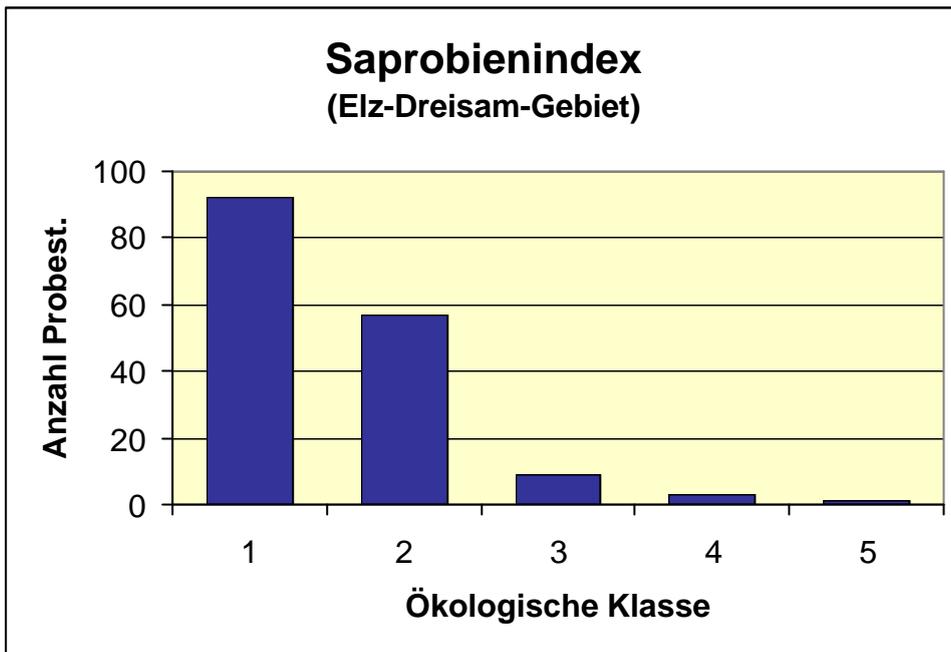


Abbildung 5.31: Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Saprobienindex

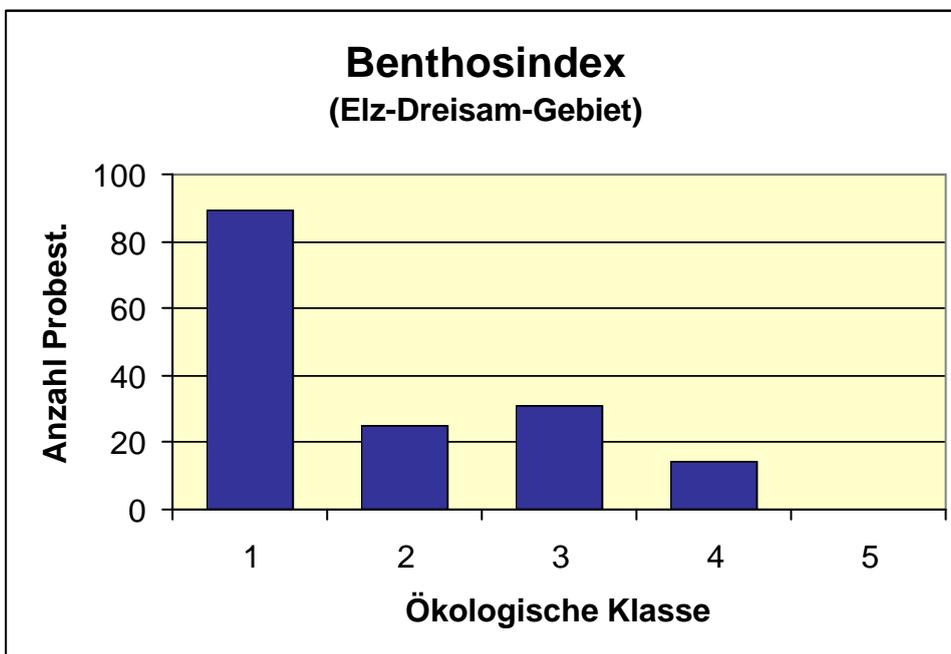


Abbildung 5.32: Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam - Benthosindex

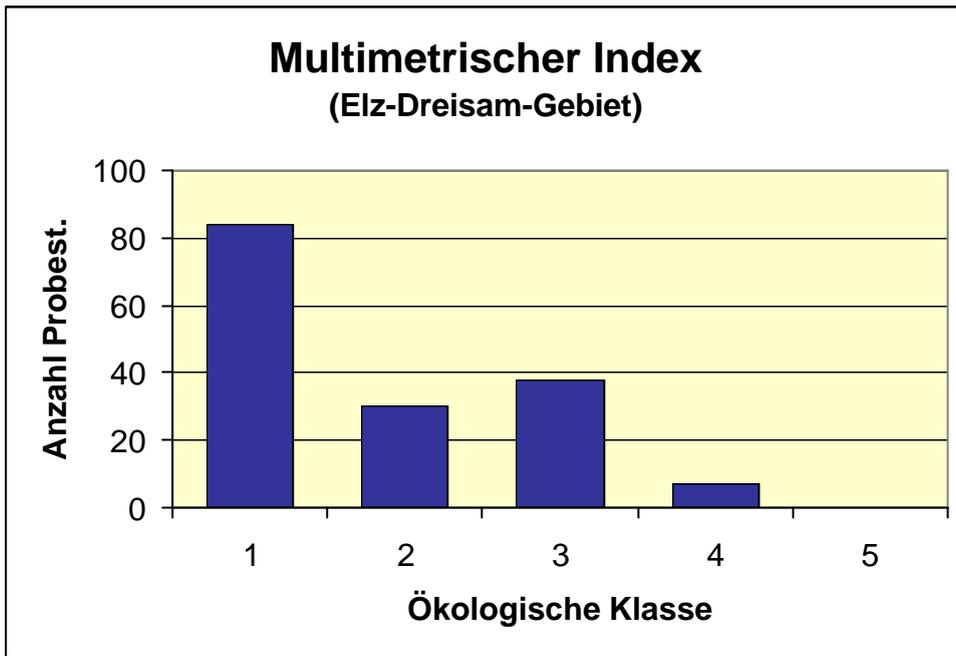


Abbildung 5.33: Bewertung des Flussgebietes Elz-Dreisam – Multimetrischer Index

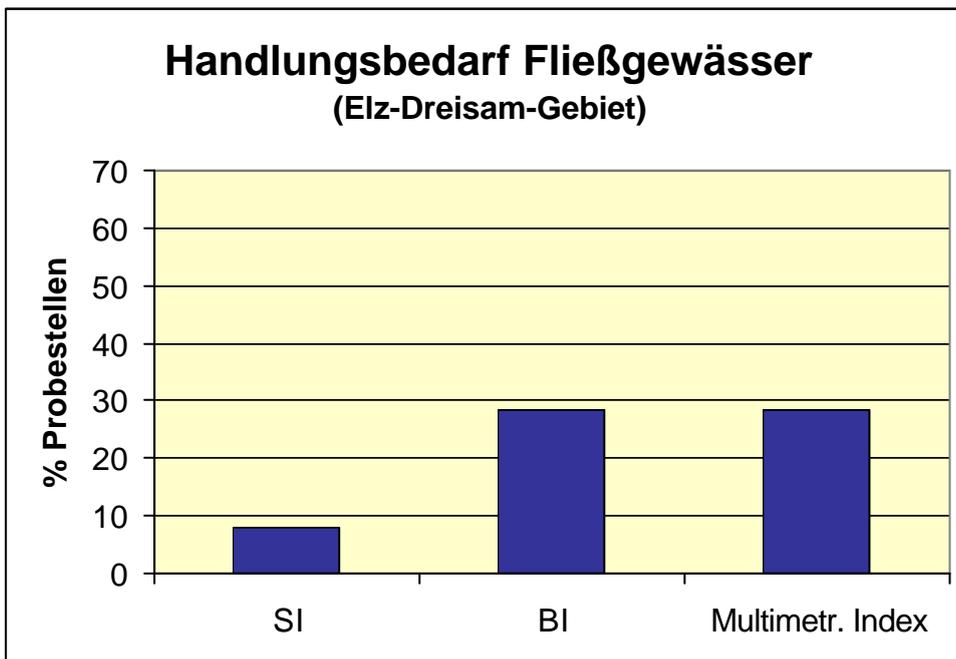


Abbildung 5.34: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern des Elz-Dreisam-Gebietes, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index

## **Flussgebiet Kraichbach-Leimbach**

Die Einzelheiten der Bewertungen sind der Karte 5.10 bis Karte 5.12 und Tabelle 23 in Anhang I zu entnehmen.

Nur wenige kurze Abschnitte der Bachoberläufe des Kraichbach-Leimbach-Gebiets sind über den Saprobienindex mit sehr gut bewertet, der überwiegende Anteil weist einen gering bis mäßig belasteten saprobiellen Zustand auf. Insbesondere einige Zuflüsse des Kraichbachs und des Leimbachs sind mit Klasse 4 bezüglich der organischen Belastung als unbefriedigend zu beurteilen (Karte 5.10). Diese und einige weitere Bereiche im Leimbach-Unterlauf sind ebenfalls bei der ökologischen Bewertung über den Benthosindex als unbefriedigend anzusehen. Der Kraichbach zeigt bereits im Ober-, Mittel- und Unterlauf kurz vor dem Zufluss in den Rhein mit Klasse 3 einen mäßigen Zustand, im Unterlauf am Fuße des jungquartären Schotterkegels ist der Kraichbach auf kurzer Strecke ökologisch gut (Karte 5.11). Beim Vergleich der ökologischen Klassen, die aus Saprobienindex und Benthosindex ermittelt wurden, zeigt sich eine Verschiebung von Klasse 2 auf 3, beim Saprobienindex dominiert Klasse 2 (Abbildung 5.35 und Abbildung 5.36). Der Benthosindex bewertet die Gewässer durchschnittlich um eine Klasse schlechter als der Saprobienindex. Dieses wirkt sich auch auf den Handlungsbedarf aus. Sind beim Saprobienindex ca. 1 Viertel der Fließgewässer sanierungsbedürftig, ergeben sich beim Benthosindex nahezu 60% der bewerteten Bäche und Flüsse als ökologisch verbesserungsbedürftig (Abbildung 5.38).

Teilstrecken im Leimbachmittel- und -unterlauf werden mit Klasse 3 hinsichtlich des Multimetric Index besser als über den Benthosindex bewertet (Karte 5.11 und Karte 5.12). Der im Multimetric Index verborgene Saprobienindex beeinflusst das Ergebnis positiv. Im degradierten Landgraben, einem Zufluß zum Kraichbach, sind die Verhältnisse umgekehrt. Der mäßige ökologische Zustand (Benthosindex Klasse 3) wird durch die starke organische Belastung (Saprobienindex Klasse 4) abgewertet (Karte 5.11 und Karte 5.12).

In der Gesamtschau hält sich die Bewertung über Benthosindex und Multimetric Index bezüglich der Klassenverteilung die Waage (Abbildung 5.36 und Abbildung 5.37). Der Benthosindex bewertet die Gewässer geringfügig negativer als der Multimetric Index, so dass auch der Handlungsbedarf leicht über dem durch den Multimetric Index liegt (Abbildung 5.38).

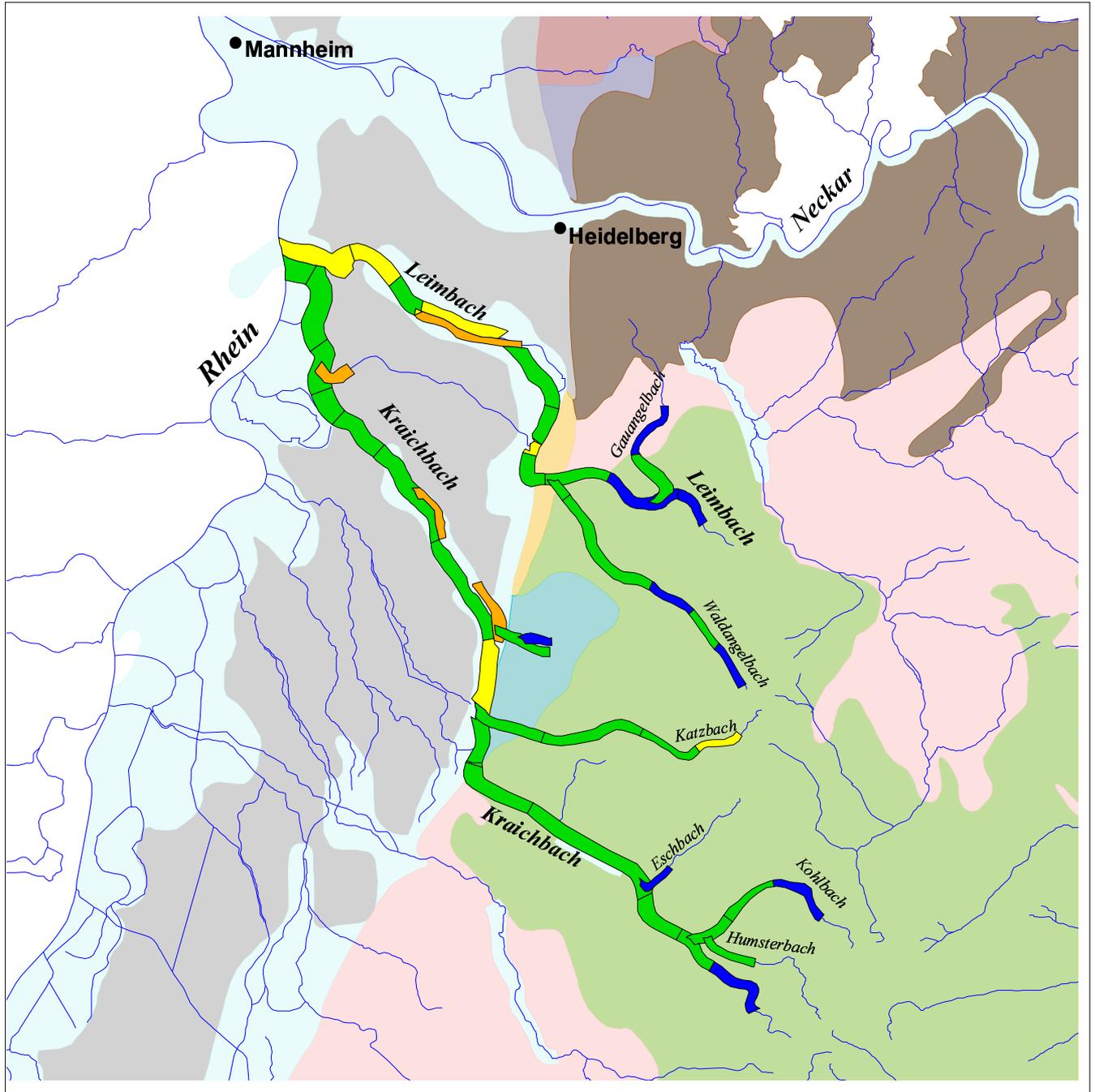
## **Vergleich der bewerteten Flussgebiete Elz-Dreisam und Kraichbach-Leimbach**

Die beiden Flussgebiete wurden ausgewählt, weil sie sich in ihren geogenen Grundstrukturen, ihrem Belastungsgrad und ihrer allgemeinen anthropogen bedingten Degradation unterscheiden (vgl. Kap. 3.8).

Die Gewässer des Elz-Dreisam-Gebietes werden mit wenigen Ausnahmen deutlich besser bewertet als die des Kraichbach-Leimbach-Gebietes (Karte 5.7 bis Karte 5.12). Saprobienindex über den Saprobienindex, ökologisch über den Benthosindex und kombiniert aus beiden im Multimetric Index schneidet das Gewässernetz von Elz und Dreisam um 1 bis 2 Klassen günstiger ab (Abbildung 5.31 bis Abbildung 5.38). Insbesondere im Hinblick auf die ökologische Gesamtbewertung anhand des Benthosindex und des Multimetric Index bewegt

sich der Großteil dieser Gewässer zwischen Klasse 1 und 2 (Abbildung 5.32 und Abbildung 5.33), während der Schwerpunkt im Kraichbach-Leimbach-Gewässernetz bei Klasse 3 liegt, gefolgt von Klasse 2 und Klasse 4 (Abbildung 5.36 und Abbildung 5.37). Sehr gute Abschnitte sind nur in den besiedlungsärmeren Oberläufen von Kraich- und Leimbach zu finden (Karte 5.11 und Karte 5.12). Die Ergebnisse indizieren, dass die Fließgewässer des Elz-Dreisam-Gebietes sowohl hinsichtlich der Belastung als auch ökologisch intakter als die des Kraichbach-Leimbach-Gebietes sind. Demgemäß zeichnet sich ein doppelt so großer Sanierungsbedarf für das Kraichbach-Leimbach-Einzugsgebiet ab (Abbildung 5.34 und Abbildung 5.38).

# Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Saprobienindex -



## Saprobienindex

- Klasse 1
- Klasse 2
- Klasse 3
- Klasse 4
- Klasse 5

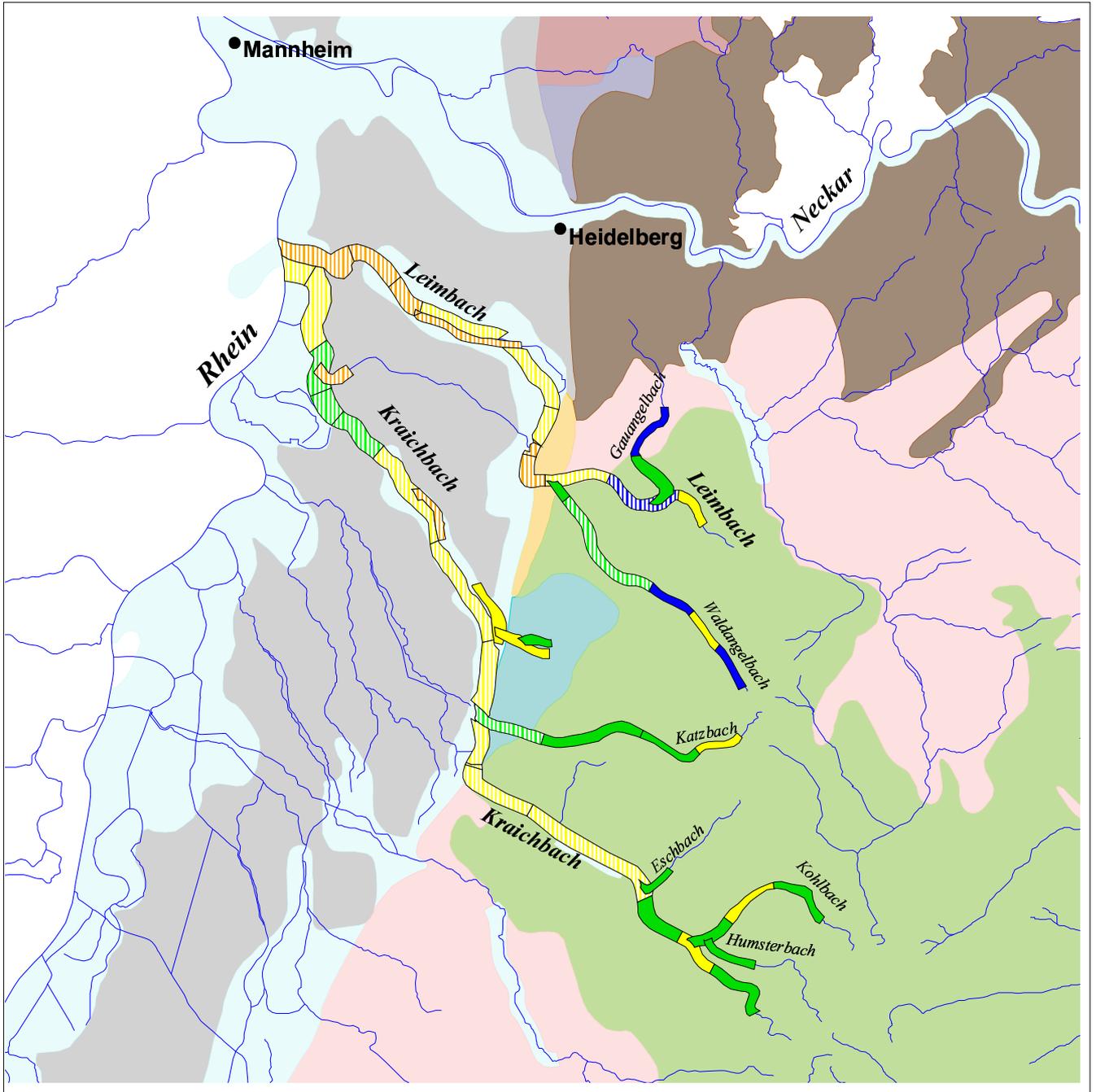
## Geologie

- jungquartäre Schotterflächen
- holozäne Aufschüttungen; Auegewässer
- Tertiär: meist feinkörnige Sedimentgesteine
- Malm
- Lias/Dogger
- Keuper
- Muschelkalk/Löß
- Buntsandstein
- granitisch
- metamorph

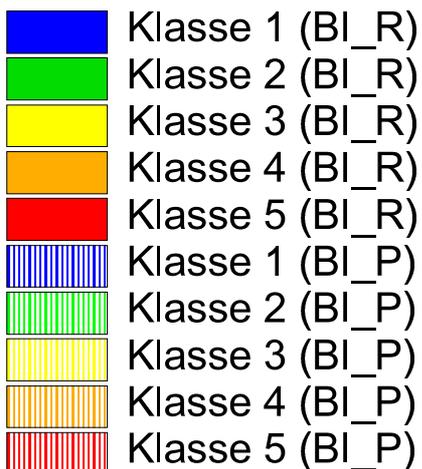
Stadt

Fließgewässer

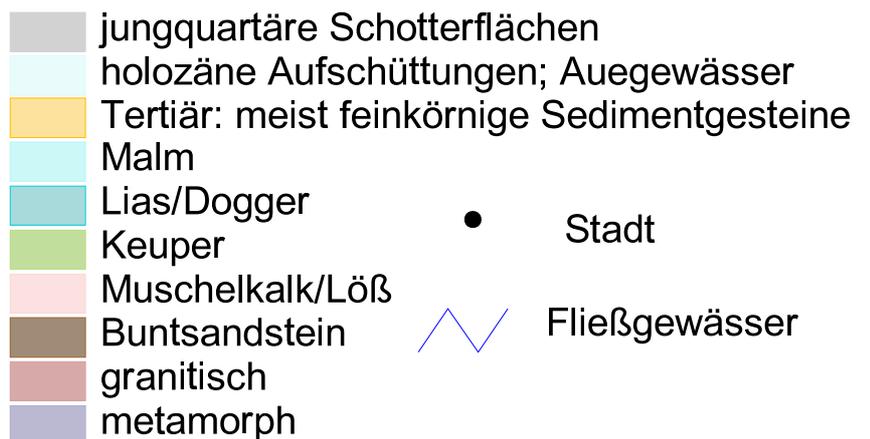
# Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Benthosindex -



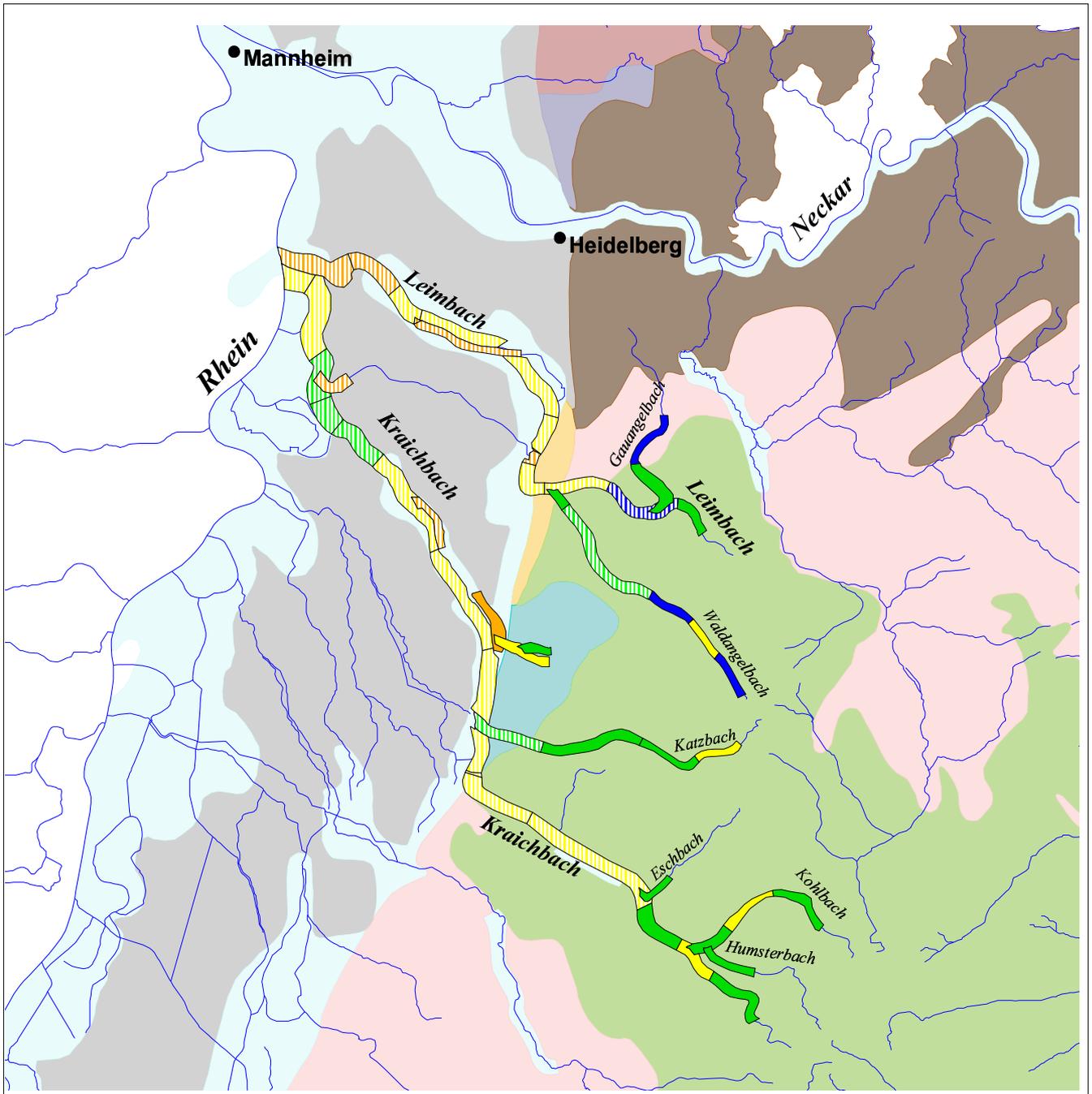
## Benthosindex



## Geologie



# Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Multimetrischer Index -



## Multimetrischer Index Geologie

	Klasse 1 (BI_R/SI)
	Klasse 2 (BI_R/SI)
	Klasse 3 (BI_R/SI)
	Klasse 4 (BI_R/SI)
	Klasse 5 (BI_R/SI)
	Klasse 1 (BI_P/SI)
	Klasse 2 (BI_P/SI)
	Klasse 3 (BI_P/SI)
	Klasse 4 (BI_P/SI)
	Klasse 5 (BI_P/SI)

	jungquartäre Schotterflächen
	holozäne Aufschüttungen; Auegewässer
	Tertiär: meist feinkörnige Sedimentgestein
	Malm
	Lias/Dogger
	Keuper
	Muschelkalk/Löß
	Buntsandstein
	granitisch
	metamorph
	Stadt
	Fließgewässer

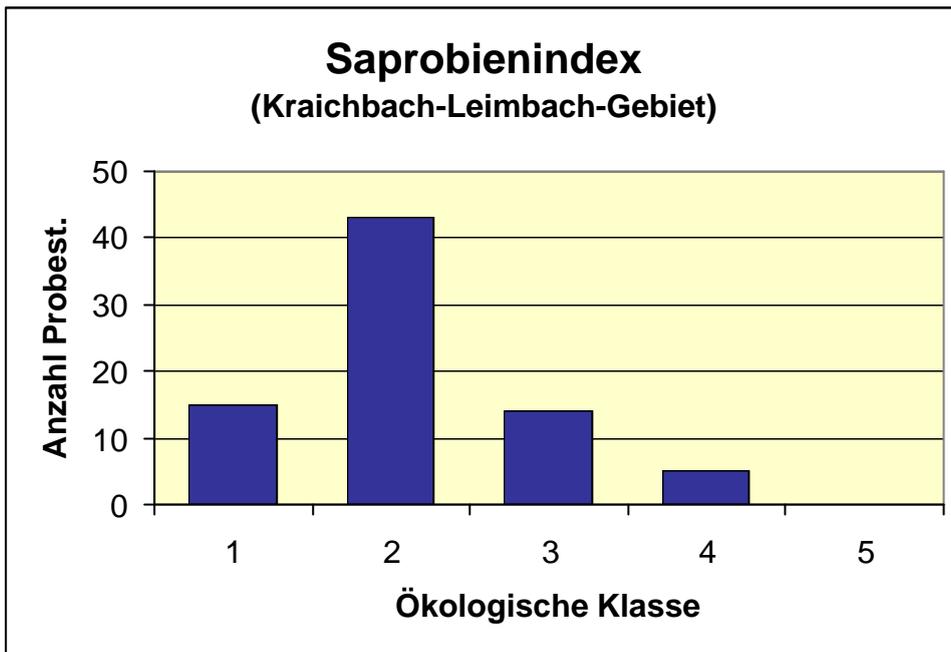


Abbildung 5.35: Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Saprobienindex

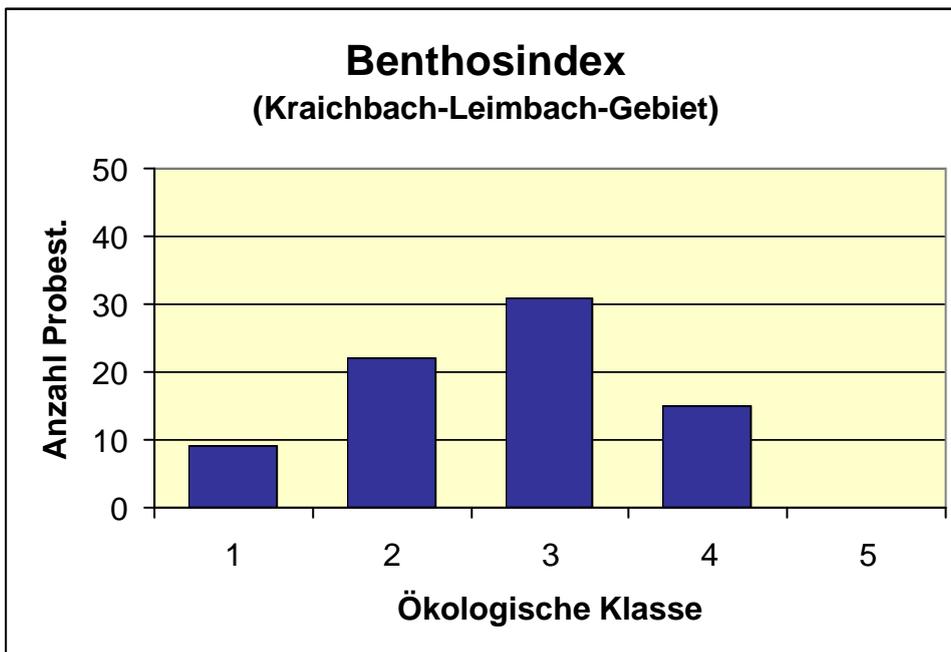


Abbildung 5.36: Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach - Benthosindex

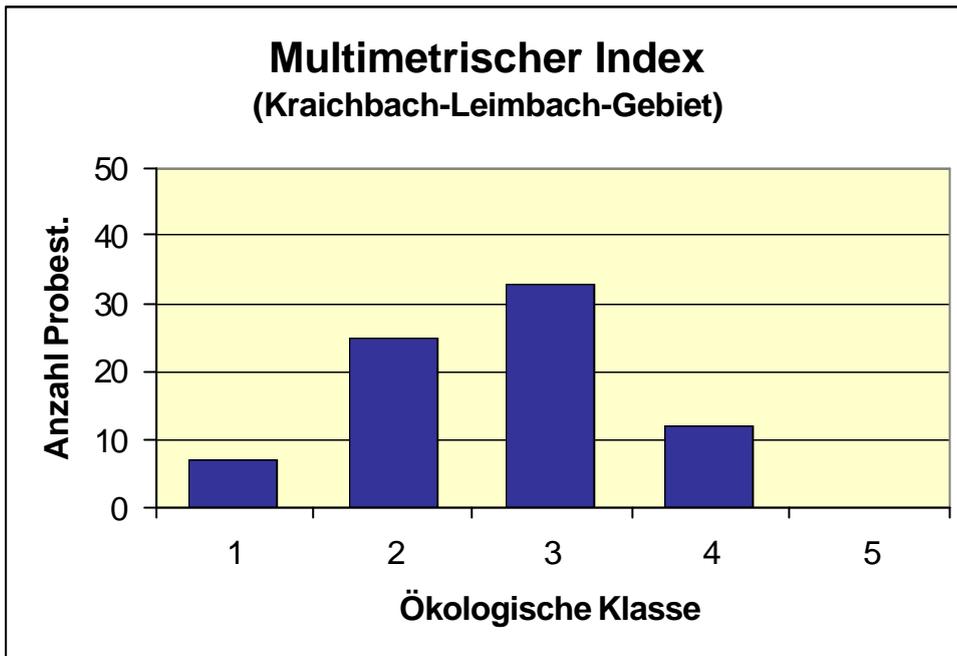


Abbildung 5.37: Bewertung des Flussgebietes Kraichbach-Leimbach – Multimetrischer Index

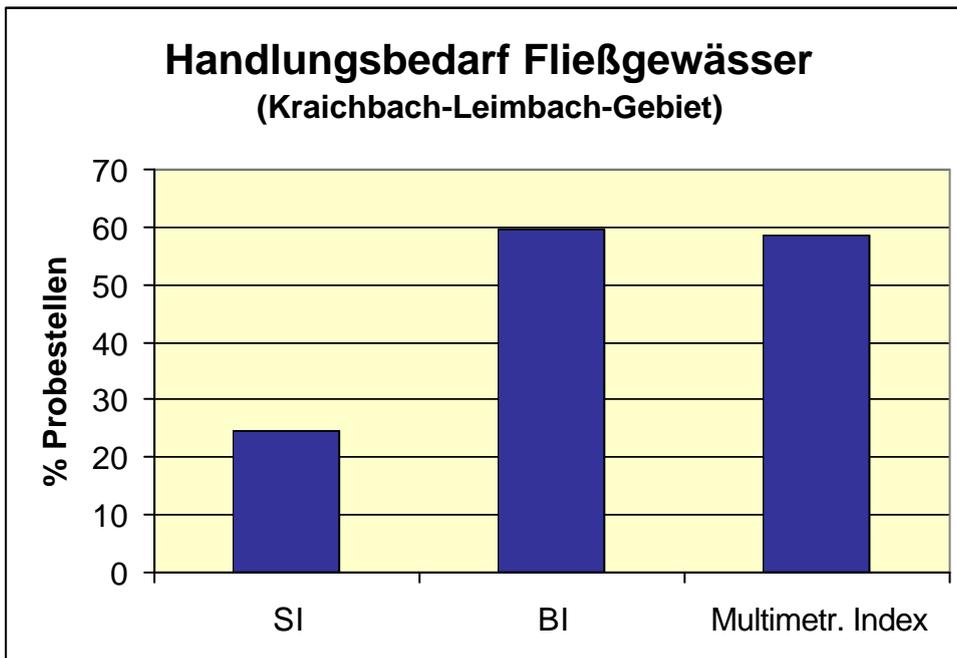


Abbildung 5.38: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern des Kraichbach-Leimbach-Gebietes, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetrischem Index

## 5.3.2 Erprobung der Verfahren in den Bundesländern

Anhand der von den Bundesländern Bayern, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein bereitgestellten Daten werden die Bewertungsergebnisse dargestellt und erläutert. Die Ergebnisse der übrigen Bundesländer (Baden-Württemberg<sup>9</sup>, Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen) befinden sich einschließlich der Karten, Diagramme und Tabellen in Anhang II.

In folgenden Ausführungen wird ein kurzer Abriss zu den Bewertungen mit dem Saprobienindex, dem Benthosindex und dem Multimetrischen Index gegeben.

Die Signatur in der Karte 5.13 bis Karte 5.21 ermöglicht eine Unterscheidung von Rhithral- und Potamalgewässern nach dem hier entwickelten Entscheidungsschema (vgl. Kap. 5.1.1.3.2). Die Legende für die Fließgewässerlandschaften der Bundesländer befindet sich im Anschluss an die Karte 5.15.

Ein erster Ansatz zur Überprüfung und Validierung der Ergebnisse ist Bestandteil dieses Kapitels. Eine ausführliche und abschließende Plausibilisierung der ökologischen Bewertung wird durch ortskundiger Fachleute möglich sein.

### 5.3.2.1 Bayern

Beim Vergleich der durch den Saprobienindex und den Benthosindex erzielten Bewertungsergebnisse ergibt sich, dass saprobiell gering belastete Gewässer (SI, Klasse 1) auch beim Benthosindex mit Klasse 1 (= sehr gut) abschneiden. Mit Klasse 2 (SI) und schlechter bewertete Gewässer werden größtenteils über den Benthosindex um eine Klasse ungünstiger beurteilt (Karte 5.13 und Karte 5.14). Dies betrifft vor allem Potamalgewässer wie die Haide-naab, den Hopfenbach und die Ilm (Tabelle 24 in Anhang I). Rhithralgewässer des Berglandes erweisen sich hinsichtlich Saprobie (SI) und ökologischer Belastungsfähigkeit (BI) robuster als solche des Potamals.

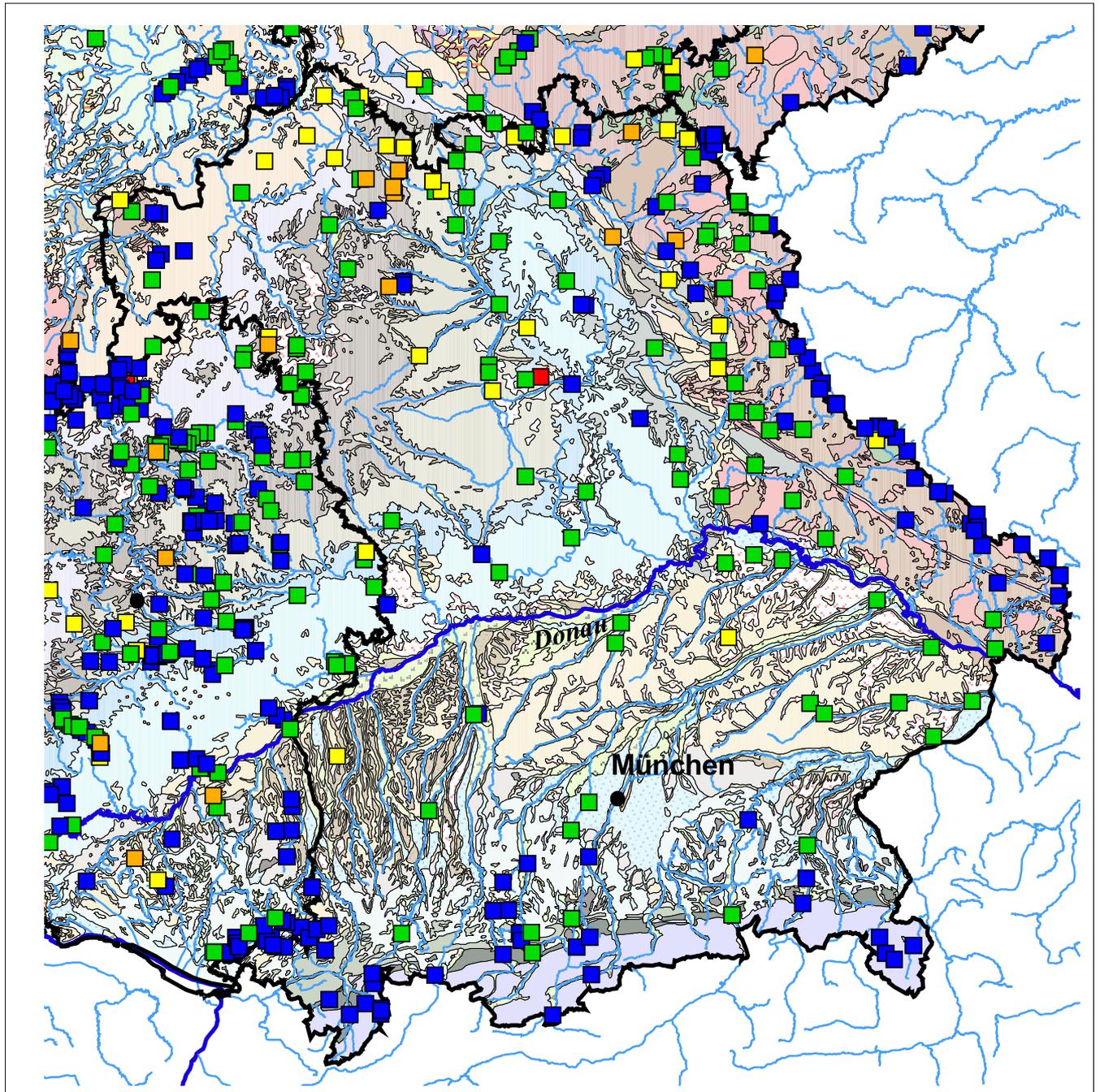
Beim Multimetrischen Index macht sich der Einfluss des saprobiell guten Zustandes (SI Klasse 2) insofern bemerkbar, dass das über den Benthosindex gefällte schlechtere Urteil (Klasse 3 oder 4) abgemildert wird (z.B. bei Altmühl, Eger, Kosseine und Main) (Karte 5.14, Karte 5.15 und Tabelle 24 in Anhang I). Insgesamt schneiden die Gewässer ebenso wie beim Benthosindex um eine Klasse schlechter ab als beim Saprobienindex.

Die Abbildung 5.39 bis Abbildung 5.41 geben die Verteilung der Klassen beim Saprobienindex, beim Benthosindex und beim Multimetrischen Index wieder und veranschaulichen die Klassenverschiebung von Klasse 2 beim Saprobienindex auf Klasse 3 beim Benthosindex bzw. Multimetrischen Index. Der in Abbildung 5.42 dargestellte Handlungsbedarf beläuft sich beim Saprobienindex auf 15% und beim Benthosindex bzw. Multimetrischen Index auf 40% der so bewerteten Fließgewässer in Bayern.

---

<sup>9</sup> Unabhängig von den Modellgebieten gibt es in der Datenbank weitere Untersuchungsstellen in Baden-Württemberg, die bewertet wurden.

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Bayern - Saprobienindex -

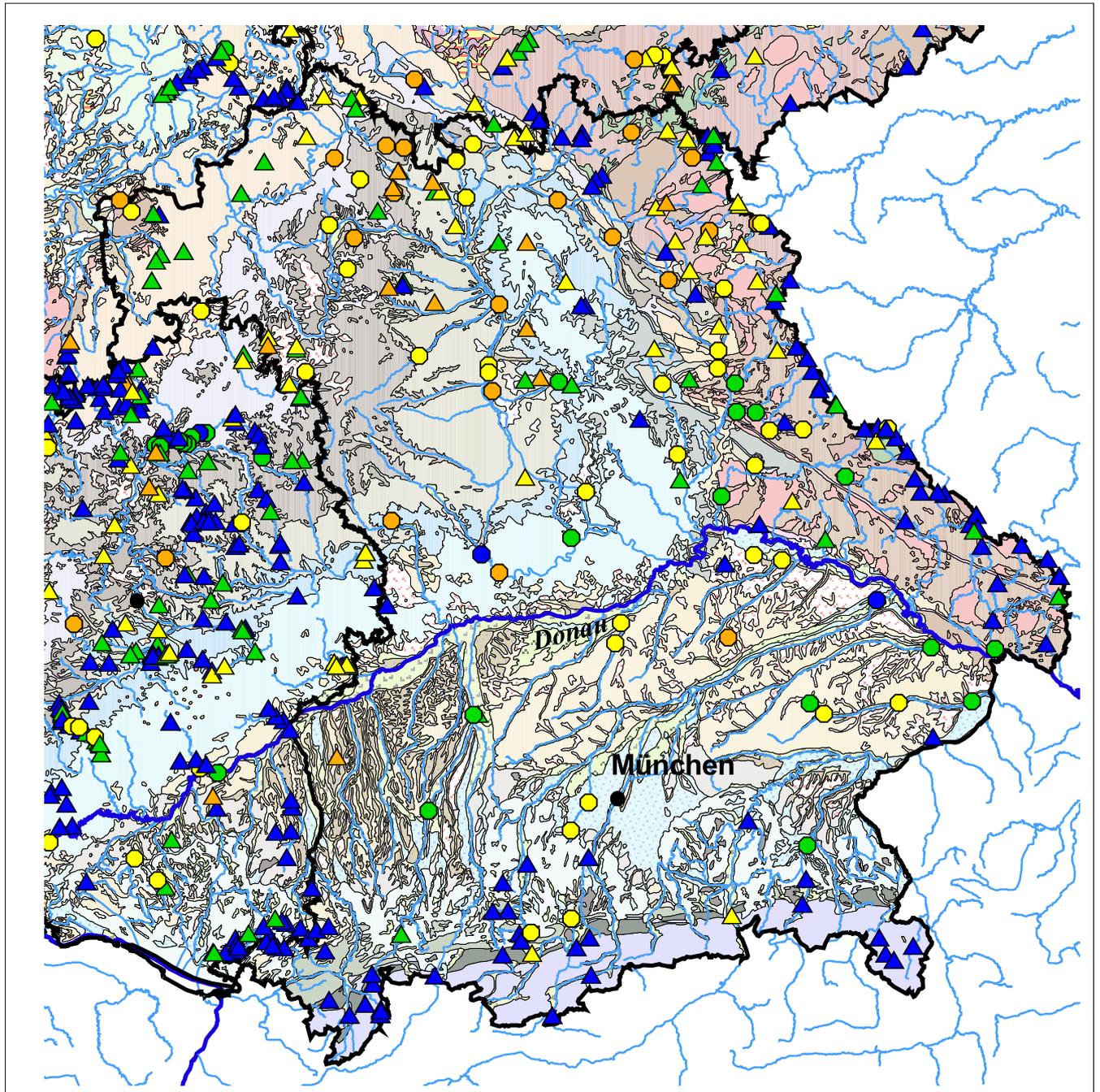


Saprobienindex (nach: SI\_Bay\_gewichtet)

- Öko-Klasse 1
- Öko-Klasse 2
- Öko-Klasse 3
- Öko-Klasse 4
- Öko-Klasse 5

- Orte
- Grenze (Bundesland)
- große Fließgewässer
- mittelgr. Fließgewässer

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Bayern - Benthosindex (BI) -



### Benthosindex

△ Bewertung nach BI\_R

▲ Öko-Klasse 1

▲ Öko-Klasse 2

▲ Öko-Klasse 3

▲ Öko-Klasse 4

▲ Öko-Klasse 5

○ Bewertung nach BI\_P

● Öko-Klasse 1

● Öko-Klasse 2

● Öko-Klasse 3

● Öko-Klasse 4

● Öko-Klasse 5

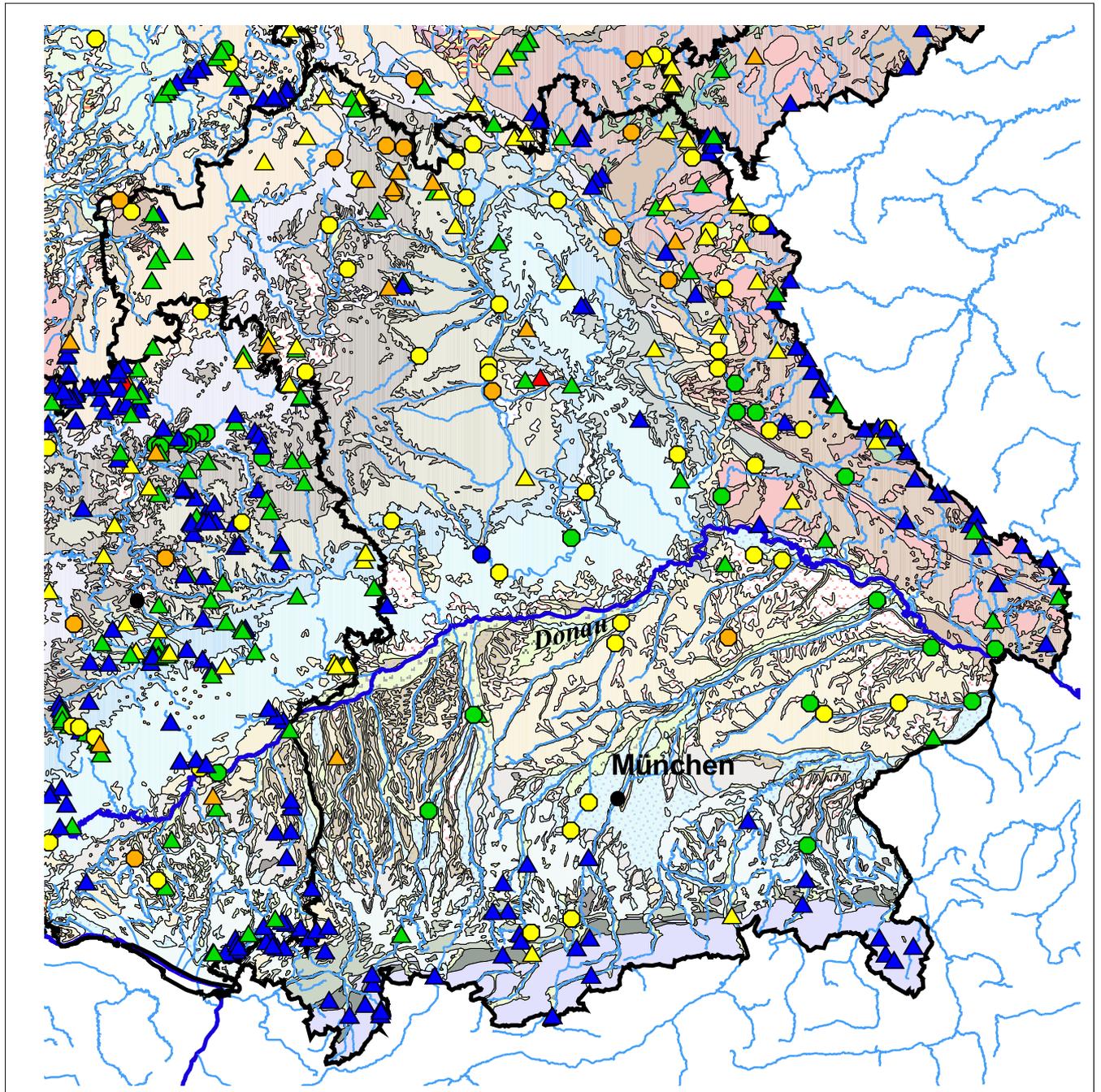
● Orte

— Grenze (Bundesland)

— große Fließgewässer

— mittelgr. Fließgewässer

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Bayern - Multimetrischer Index -



### Multimetrischer Index

- |   |                                |   |                                |   |                         |
|---|--------------------------------|---|--------------------------------|---|-------------------------|
| △ | Bewertung nach BI_R            | ○ | Bewertung nach BI_P            | ● | Orte                    |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 1 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 1 | ⚡ | Grenze (Bundesland)     |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 2 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 2 | ⚡ | große Fließgewässer     |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 3 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 3 | ⚡ | mittelgr. Fließgewässer |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 4 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 4 |   |                         |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 5 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 5 |   |                         |

# Fließgewässerlandschaften Deutschlands

## Auen über 300m Breite

-  Grobmaterialaue
-  Ältere Aue
-  Aue: tonig, schluffig
-  Aue: sandig, lehmig
-  Aue: kiesig, sandig
-  Hochmoor
-  Aue, z.T. vermoort/ Niedermoor

## Jungmoränenland

-  Endmoräne
-  Grundmoräne

## Altmoränenland

-  Endmoräne
-  Grundmoräne

## Löß über 2m Mächtigkeit

## Basalt

## Tertiär

## Kreide

-  kalkig, mergelig
-  sandig, tonig

## Jura

-  Malm
-  Lias / Dogger

## Keuper

-  mergelig, tonig
-  sandig

## Muschelkalk

## Buntsandstein

## Zechstein

## Rotliegendes

-  Sandsteine, Tonsteine, Konglomerate
-  Vulkanite (Porphyr)

## Grundgebirge

-  Schiefer
-  Gneis
-  Granulitgebirge (geologische Besonderheit)
-  Granit
-  Kalk
-  Diabas
-  Pfahl (geologische Besonderheit)

## Alpen

-  Molassealpen
-  Flyschalpen
-  Kalkalpen

## Fließregionen ohne charakteristische Morphologie

-  Sandbedeckung
-  Niederterrassen
-  Sander
-  Ältere Terrassen
-  Vulkanite Quartär / Tertiär (Tuffe)

## marines Sublitoral

-  Große Blöcke
-  Sand und Kies
-  Ton bis Schluff
-  Watt
-  Strandbildung
-  Marsch

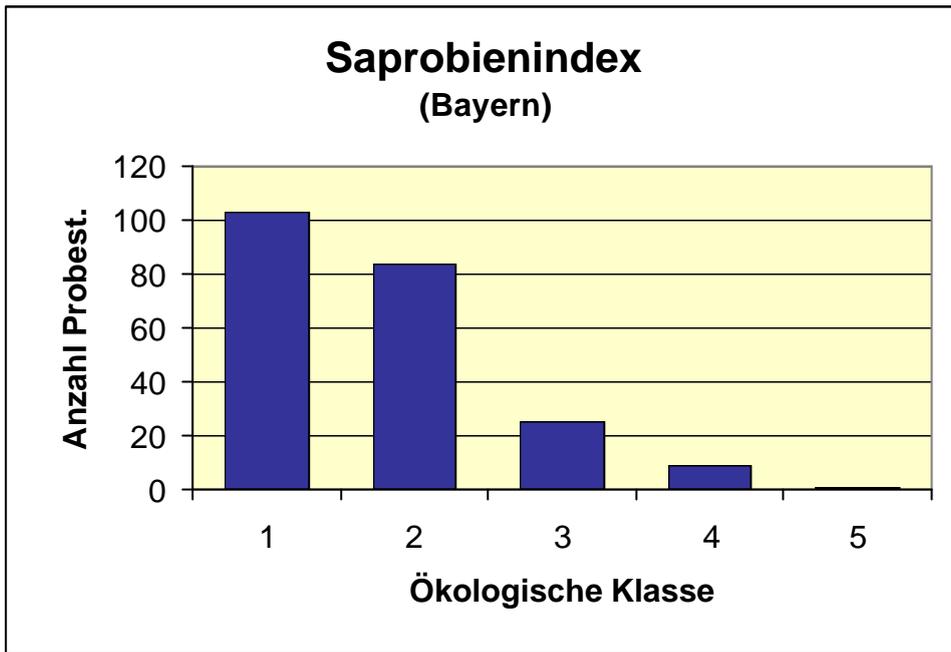


Abbildung 5.39: Bewertung der Fließgewässer Bayerns anhand des Saprobienindex nach 5 ökologischen Klassen

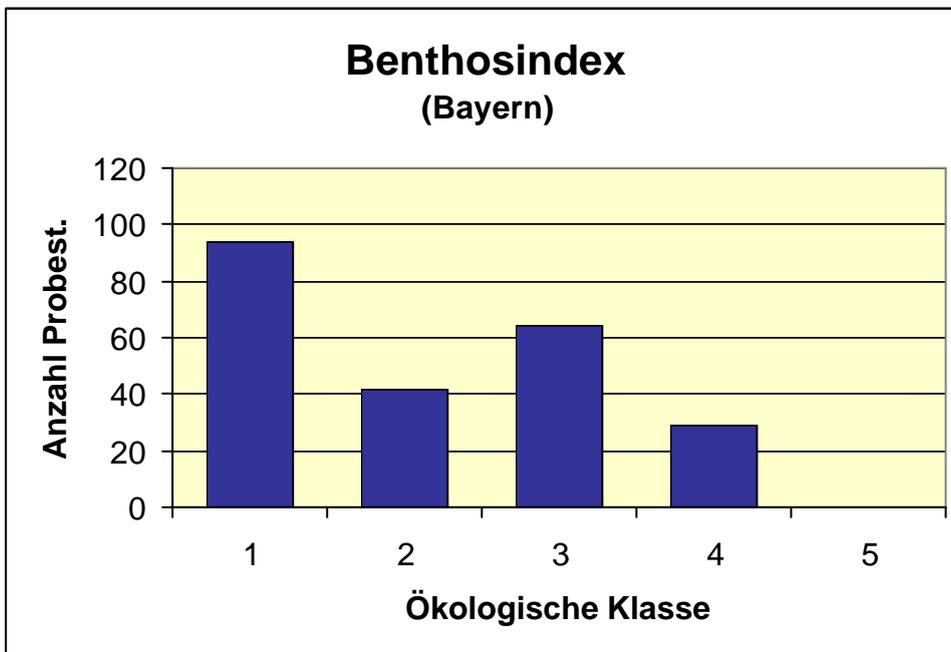


Abbildung 5.40: Bewertung der Fließgewässer Bayerns anhand des Benthosindex nach 5 ökologischen Klassen

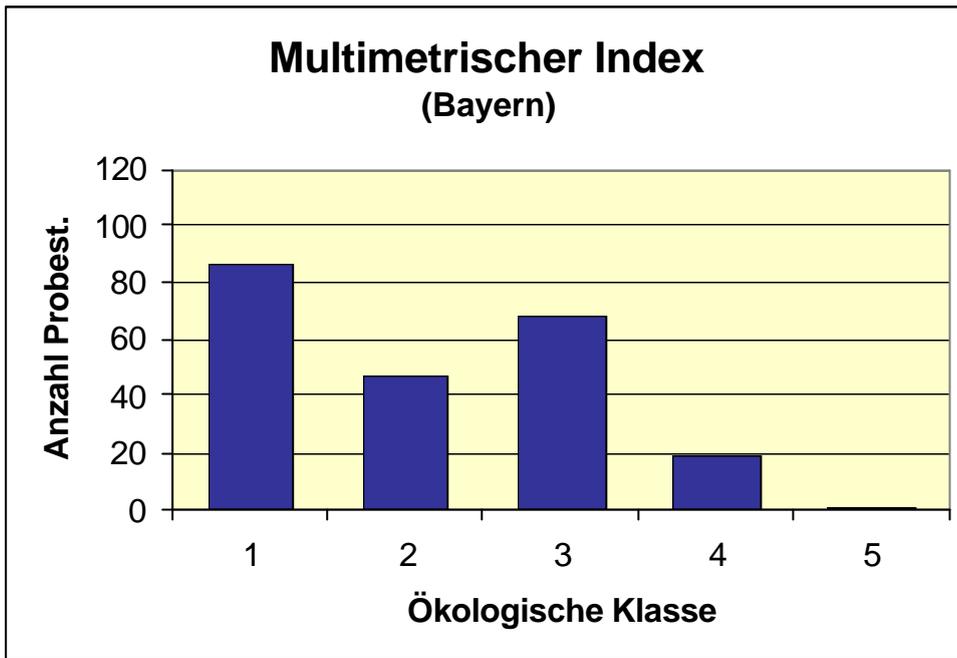


Abbildung 5.41: Bewertung der Fließgewässer Bayerns anhand des Multimetric Index nach 5 ökologischen Klassen

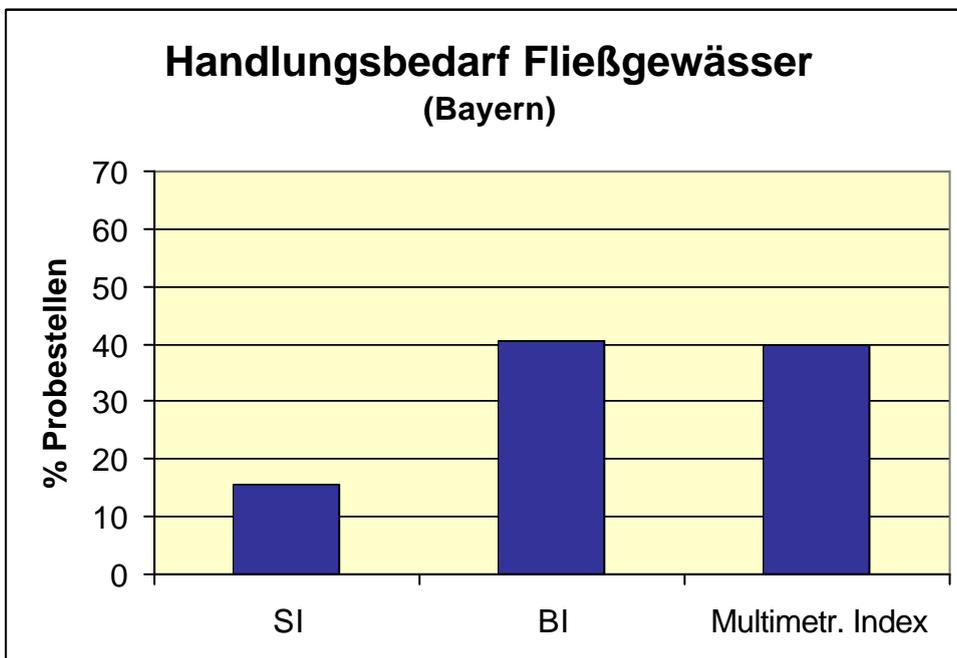


Abbildung 5.42: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern Bayerns, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetric Index

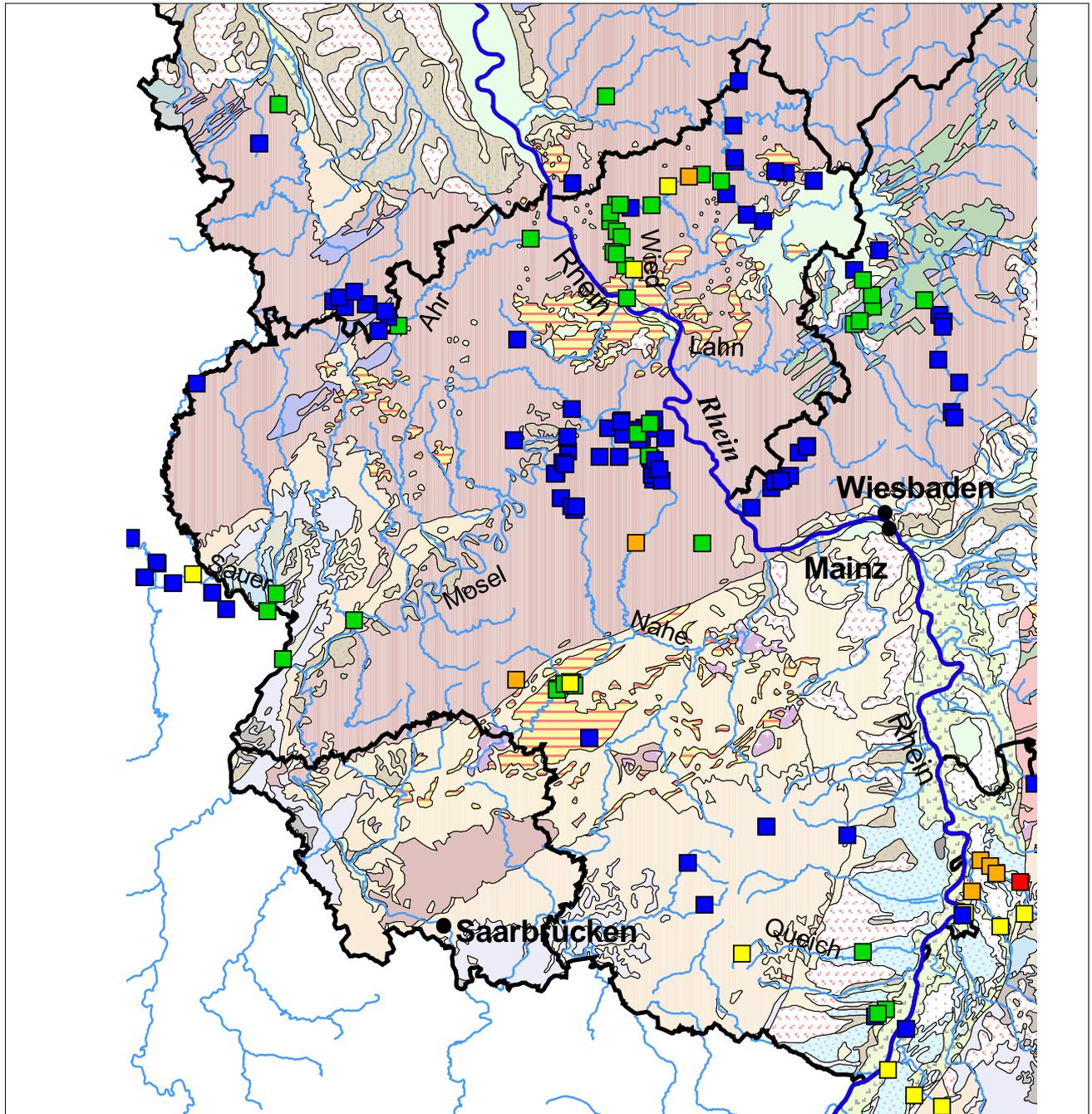
### 5.3.2.2 Rheinland-Pfalz

Ebenso wie bei den Fließgewässern Baden-Württembergs und Bayerns verschiebt sich die Bewertung beim Vergleich von Saprobienindex und Benthosindex mindestens um eine Klasse in Richtung schlechterer Zustand (Karte 5.16 und Karte 5.17). Ca. 20% der lt. Saprobienindex sehr guten bis guten Gewässer werden anhand des Benthosindex mit Klasse 3 oder 4 eingestuft (Abbildung 5.43 und Abbildung 5.44). Hierzu gehören Gewässer wie Baybach, Flaumbach, Nahe und Otterbach (siehe Tabelle 25 in Anhang I).

Beim Multimetrischer Index werden im Vergleich zum Benthosindex weniger Gewässer in Klasse 3 eingestuft (Abbildung 5.44 und Abbildung 5.45). Der Saprobienindex mildert das über den Benthosindex gefällte Urteil deshalb ab, weil sich die Bewertungen in vielen Fällen bis zu 2 Klassen unterscheiden (Karte 5.16 und Karte 5.17).

Ungefähr 1 Drittel der Gewässer unterliegen lt. Benthosindex einem Handlungsbedarf, beim Multimetrischen Index sind es etwas weniger und beim Saprobienindex sind es sogar nur 10% (Abbildung 5.46).

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz - Saprobienindex -

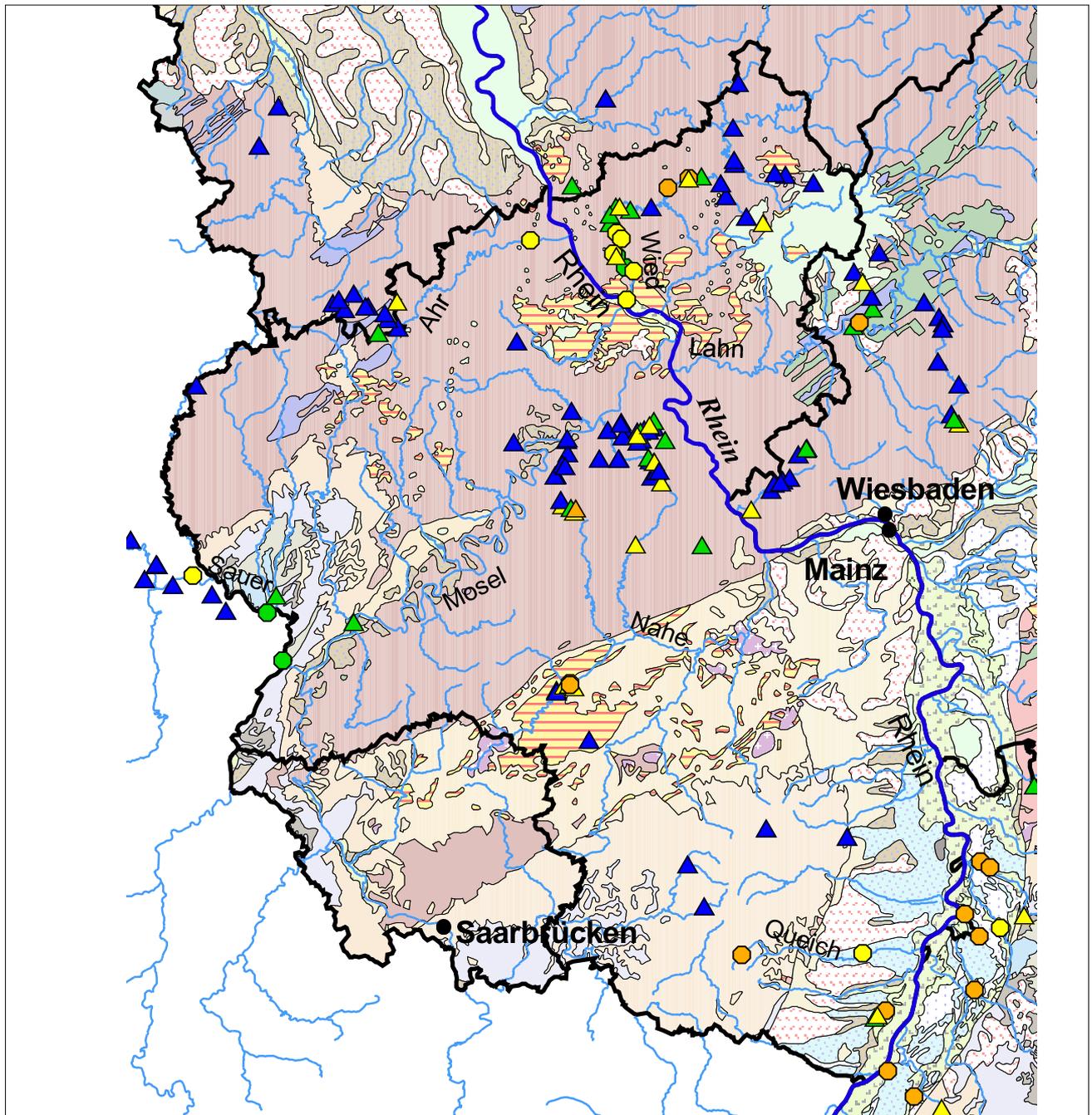


Saprobienindex (nach: SI\_Bay\_gewichtet)

- Öko-Klasse 1
- Öko-Klasse 2
- Öko-Klasse 3
- Öko-Klasse 4
- Öko-Klasse 5

- Orte
- Grenze (Bundesland)
- große Fließgewässer
- mittelgr. Fließgewässer

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz - Benthosindex (BI) -



## Benthosindex

△ Bewertung nach BI\_R

▲ Öko-Klasse 1

▲ Öko-Klasse 2

▲ Öko-Klasse 3

▲ Öko-Klasse 4

▲ Öko-Klasse 5

○ Bewertung nach BI\_P

● Öko-Klasse 1

● Öko-Klasse 2

● Öko-Klasse 3

● Öko-Klasse 4

● Öko-Klasse 5

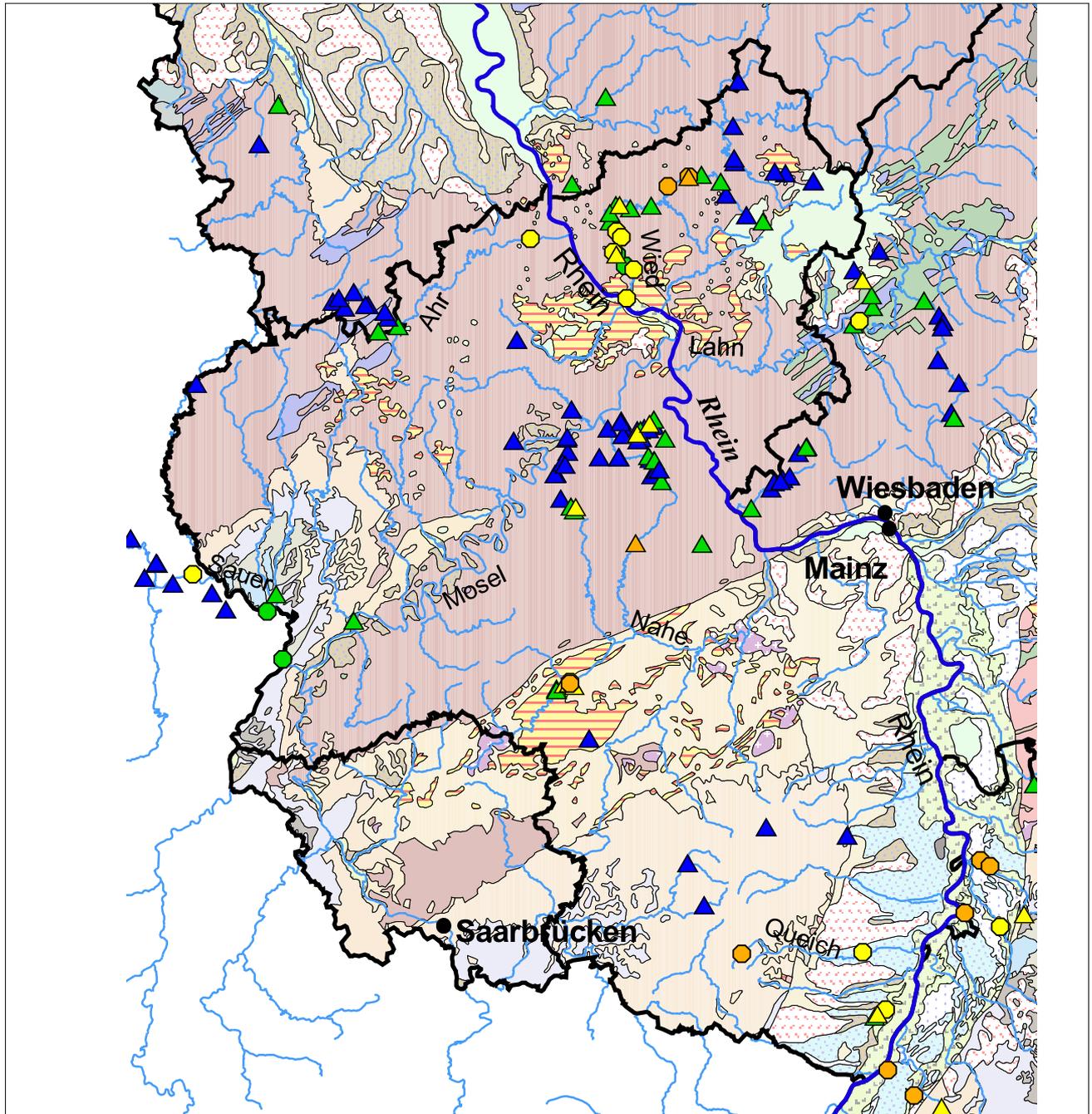
● Orte

— Grenze (Bundesland)

— große Fließgewässer

— mittelgr. Fließgewässer

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz - Multimetrischer Index -



### Multimetrischer Index

- |   |                                |   |                                |   |                         |
|---|--------------------------------|---|--------------------------------|---|-------------------------|
| △ | Bewertung nach BI_R            | ○ | Bewertung nach BI_P            | ● | Orte                    |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 1 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 1 | — | Grenze (Bundesland)     |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 2 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 2 | — | große Fließgewässer     |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 3 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 3 | — | mittelgr. Fließgewässer |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 4 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 4 |   |                         |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 5 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 5 |   |                         |

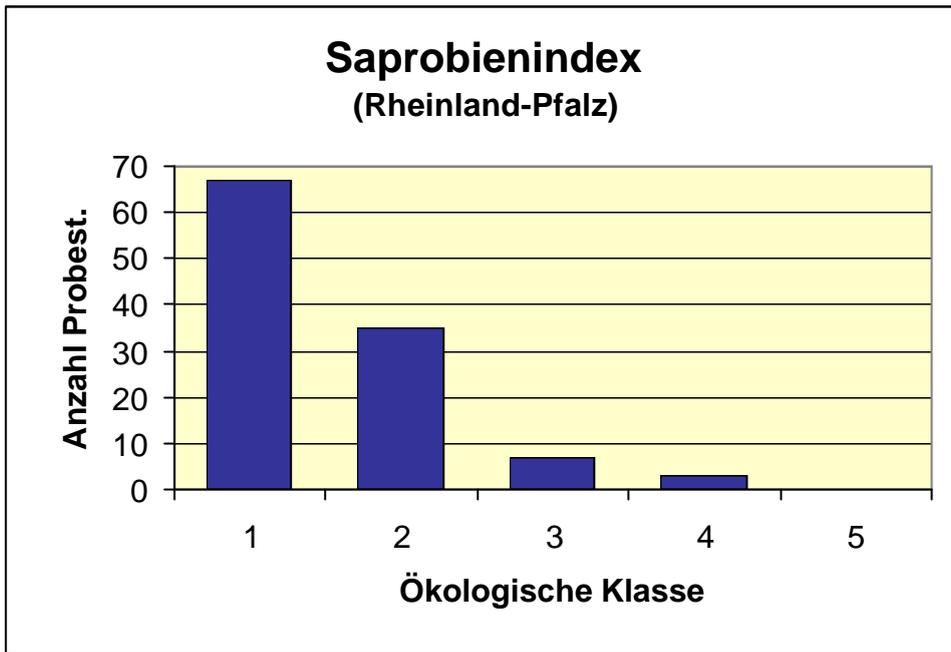


Abbildung 5.43: Bewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz anhand des Saprobienindex nach 5 ökologischen Klassen

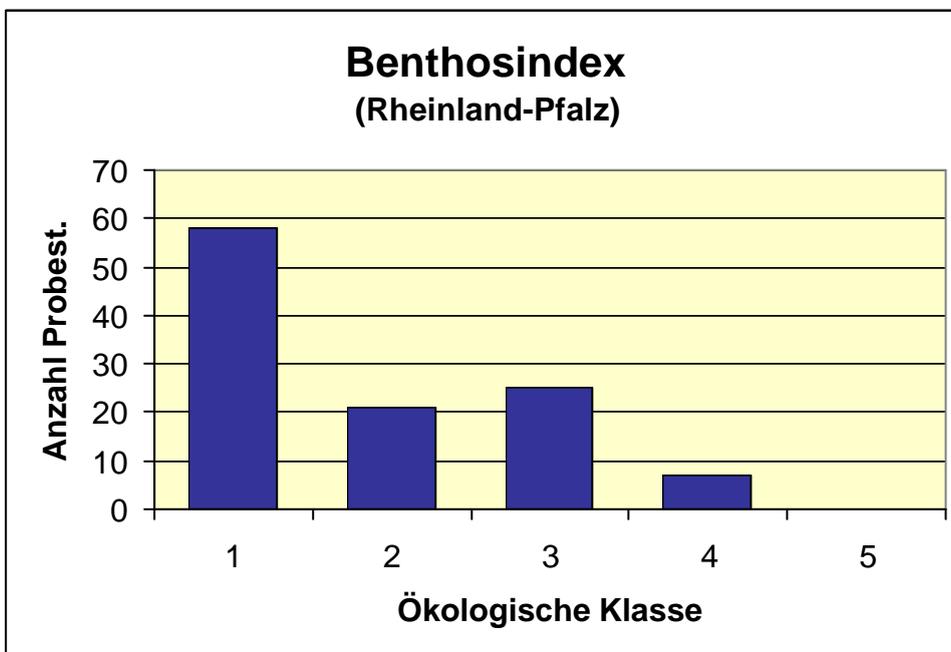


Abbildung 5.44: Bewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz anhand des Benthosindex nach 5 ökologischen Klassen

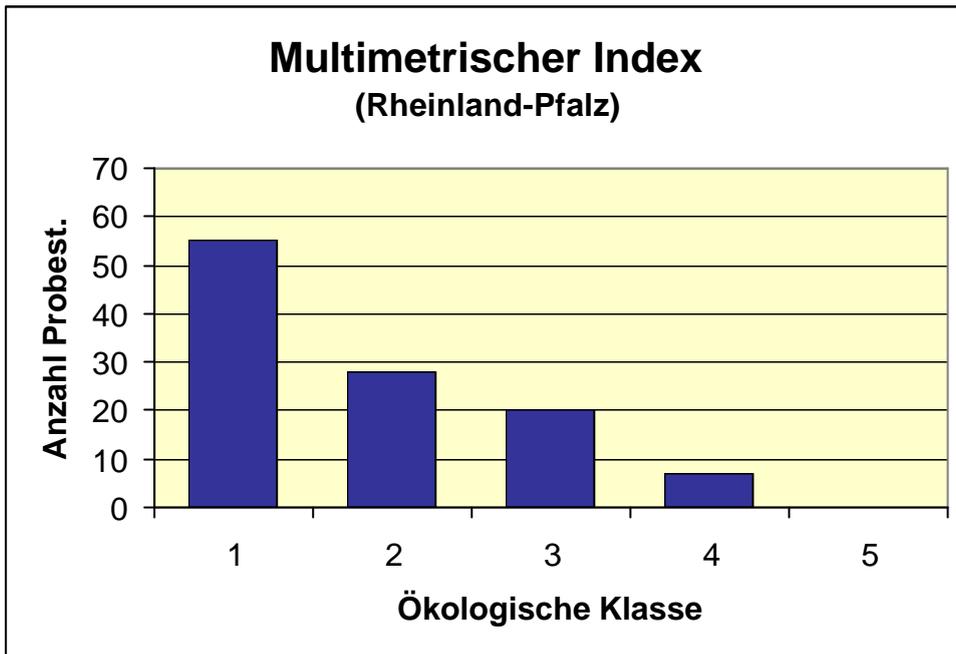


Abbildung 5.45: Bewertung der Fließgewässer Rheinland-Pfalz anhand des Multimetric Index nach 5 ökologischen Klassen

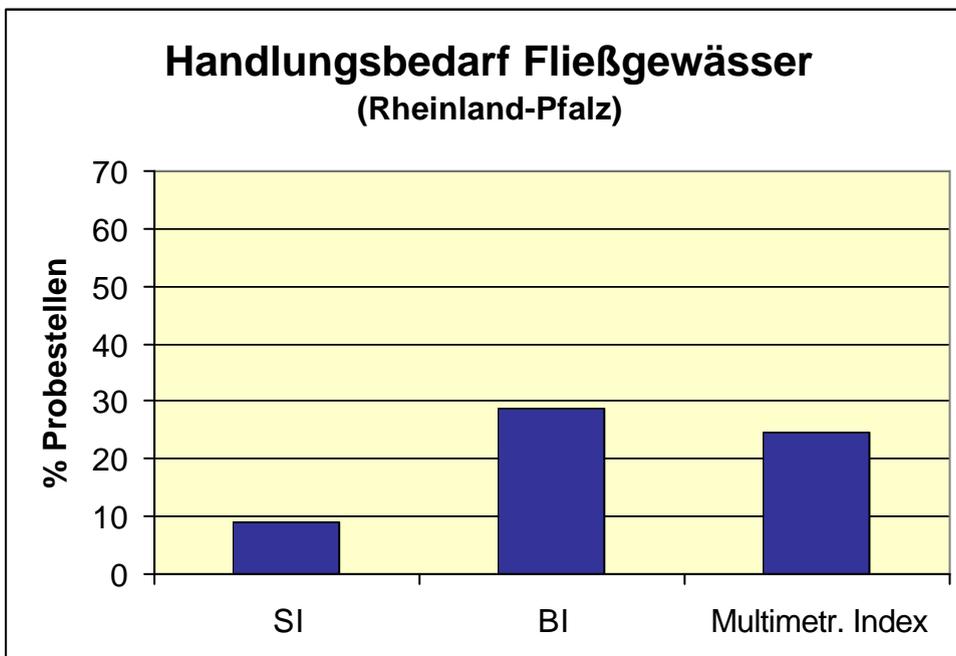


Abbildung 5.46: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern Rheinland-Pfalz, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetricem Index

### 5.3.2.3 Schleswig-Holstein

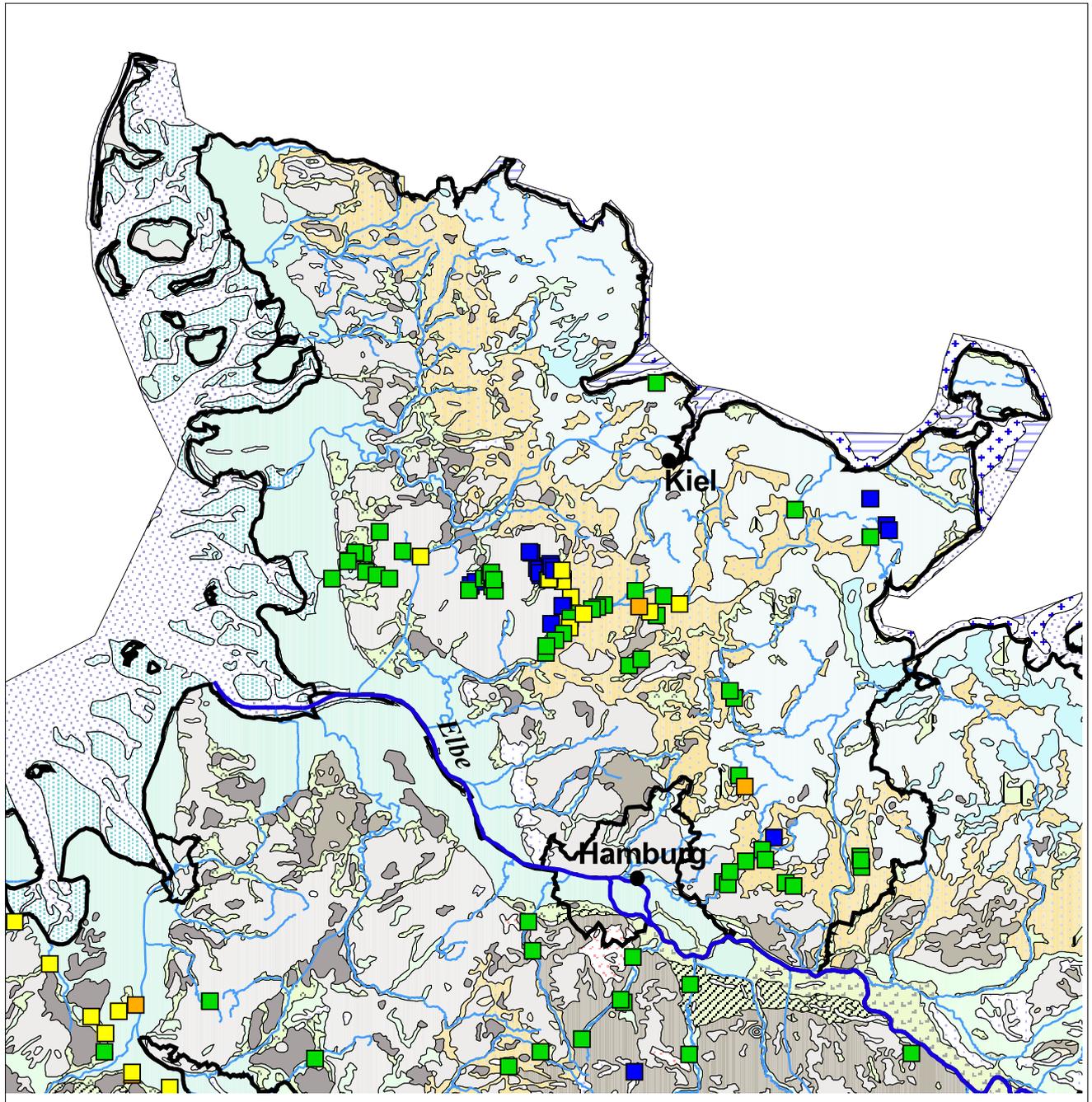
Der überwiegende Teil der Gewässer wird lt. Saprobienindex mit Klasse 2 und gemäß Benthosindex mit Klasse 3 oder 4 bewertet (Karte 5.19 und Karte 5.20). Die schlechtere Bewertung, die über den Benthosindex erzielt wird, bestätigt die Ergebnisse aus Baden-Württemberg und die der anderen Bundesländer, zeigt jedoch im Norddeutschen Tiefland eine extremere Wirkung. Bei den saprobiell sehr guten Gewässern (SI Klasse 1) bewertet der Benthosindex in vielen Fällen ebenfalls mit Klasse 1 (Karte 5.19 und Karte 5.20).

Die Klassenverschiebung von 1 und 2 beim Saprobienindex zu 3 bis 4 beim Benthosindex ist aus Abbildung 5.47 und Abbildung 5.48 abzulesen. Ein großer Anteil der Tieflandgewässer ist der Potamalzone zugeordnet (35 von 84 Untersuchungsstellen). Bei diesem Bachtyp variiert die Bewertung von Saprobienindex zu Benthosindex um bis zu 2 Klassen (z.B. Kossau, Miele und Pulser Au) (vgl. Tabelle 26 in Anhang I).

Beim Multimetricum Index werden weniger Untersuchungsstellen mit sehr gut bewertet als beim Benthosindex (Karte 5.20 und Karte 5.21). Über den Benthosindex als sehr gut und unbefriedigend bewertete Zustände (Klasse 1 und 4), werden über den Multimetricum Index eher mit gut bis mäßig (Klasse 2 und 3) beurteilt (Abbildung 5.48 und Abbildung 5.49). Dieses trifft z.B. auf Abschnitte der Bille und Miele sowie Schwale und Stör zu. Der im Multimetricum Index verborgene Saprobienindex kommt hier zum Tragen (vgl. Tabelle 26 in Anhang I).

Der Anteil der Gewässer in Schleswig-Holstein, die über Benthosindex und Multimetricum Index schlechter als mit Klasse 2 bewertet wurden, liegt im Vergleich zu Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz sehr viel höher. Ca. 60% der Fließgewässer müssten lt. vorliegender Bewertung verbessert werden (Abbildung 5.50).

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein - Saprobienindex -

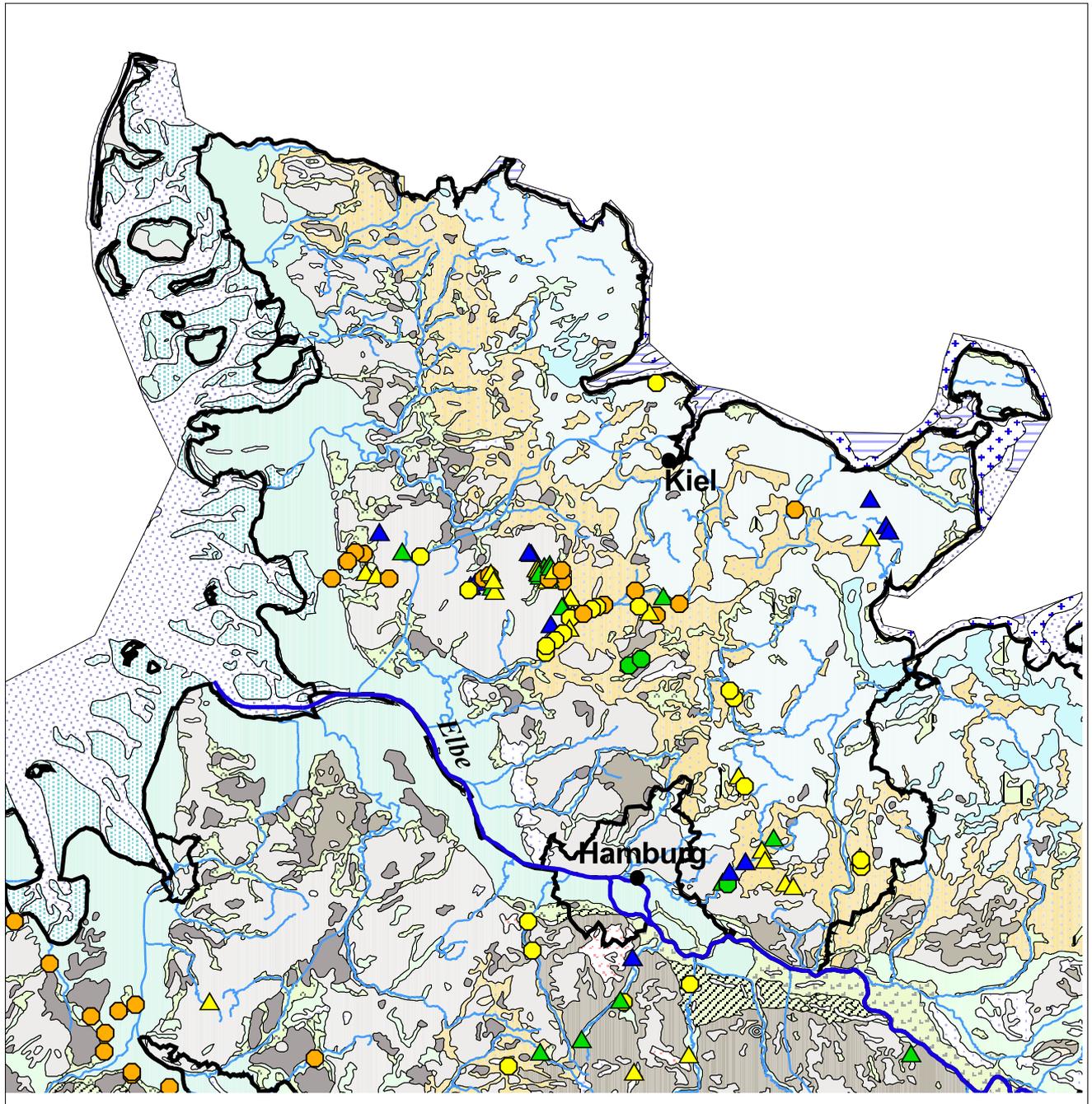


Saprobienindex (nach: SI\_Bay\_gewichtet)

- Öko-Klasse 1
- Öko-Klasse 2
- Öko-Klasse 3
- Öko-Klasse 4
- Öko-Klasse 5

- Orte
- Grenze (Bundesland)
- große Fließgewässer
- mittelgr. Fließgewässer

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein - Benthosindex (BI) -



## Benthosindex

△ Bewertung nach BI\_R

▲ Öko-Klasse 1

▲ Öko-Klasse 2

▲ Öko-Klasse 3

▲ Öko-Klasse 4

▲ Öko-Klasse 5

○ Bewertung nach BI\_P

● Öko-Klasse 1

● Öko-Klasse 2

● Öko-Klasse 3

● Öko-Klasse 4

● Öko-Klasse 5

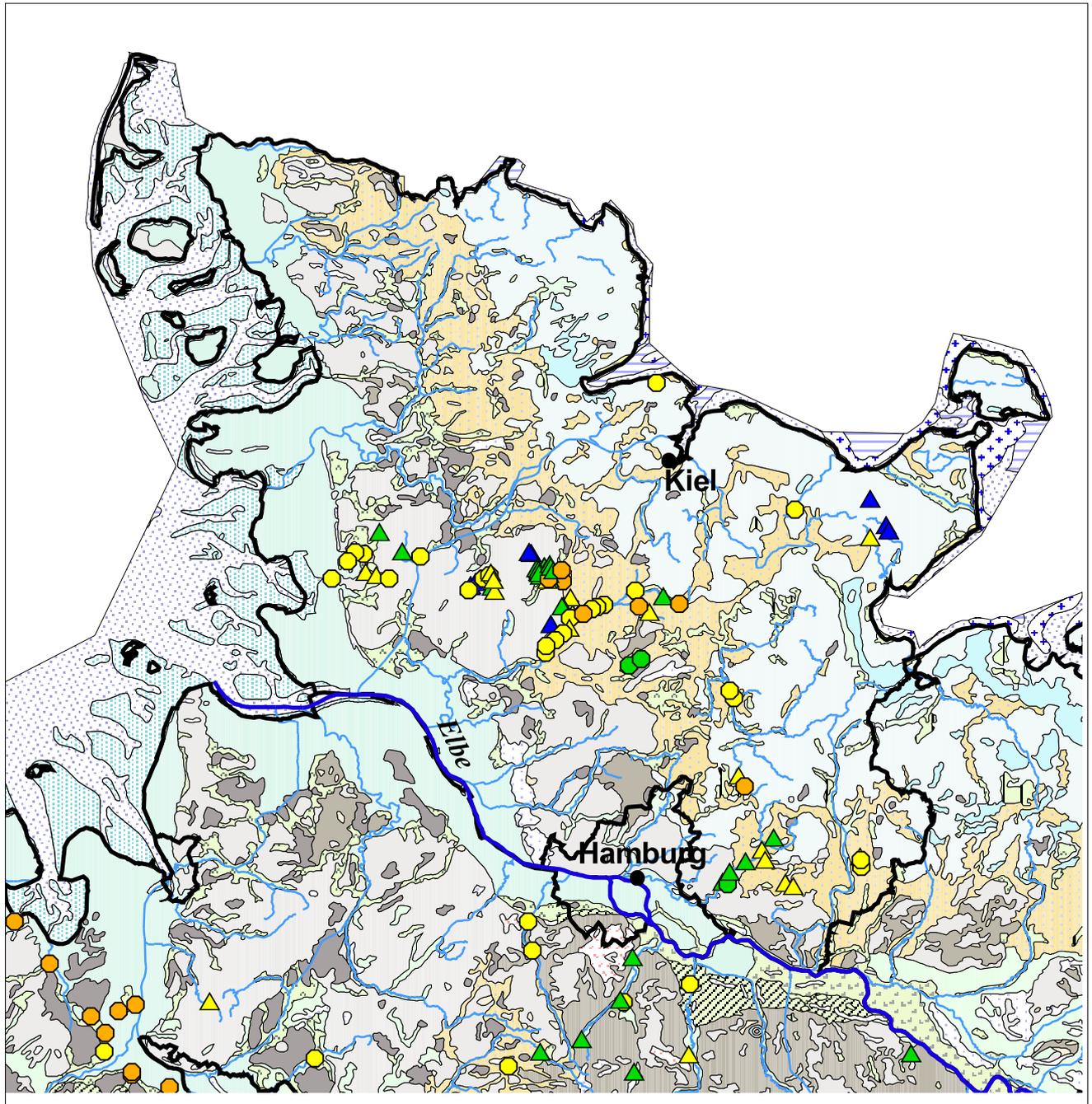
● Orte

— Grenze (Bundesland)

— große Fließgewässer

— mittelgr. Fließgewässer

# Zustandsbewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein - Multimetrischer Index -



## Multimetrischer Index

- |   |                                |   |                                |   |                         |
|---|--------------------------------|---|--------------------------------|---|-------------------------|
| △ | Bewertung nach BI_R            | ○ | Bewertung nach BI_P            | ● | Orte                    |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 1 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 1 | — | Grenze (Bundesland)     |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 2 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 2 | — | große Fließgewässer     |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 3 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 3 | — | mittelgr. Fließgewässer |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 4 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 4 |   |                         |
| ▲ | Multimetrischer Index-Klasse 5 | ● | Multimetrischer Index-Klasse 5 |   |                         |

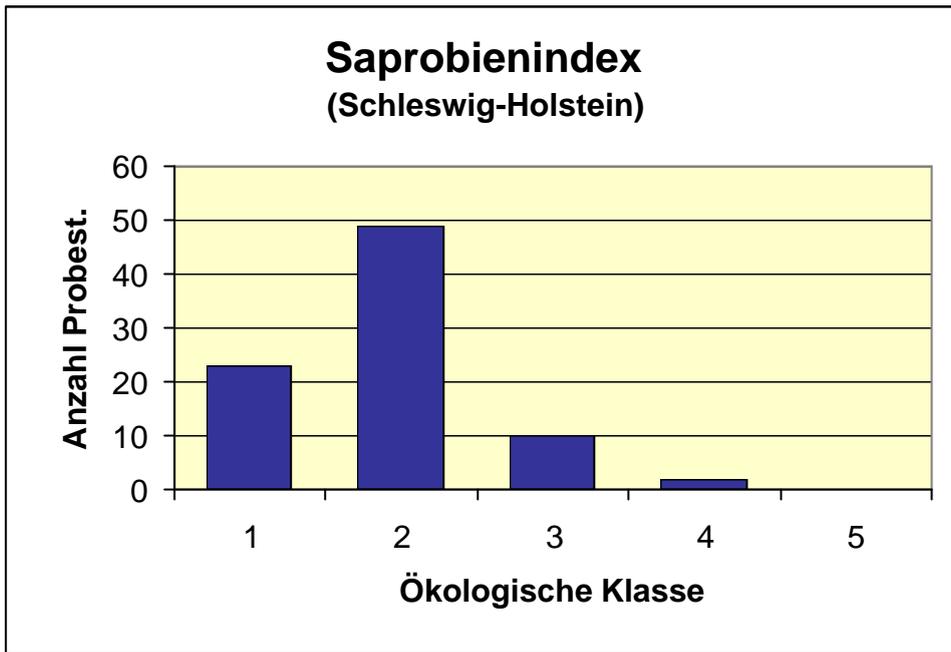


Abbildung 5.47: Bewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins anhand des Saprobienindex nach 5 ökologischen Klassen

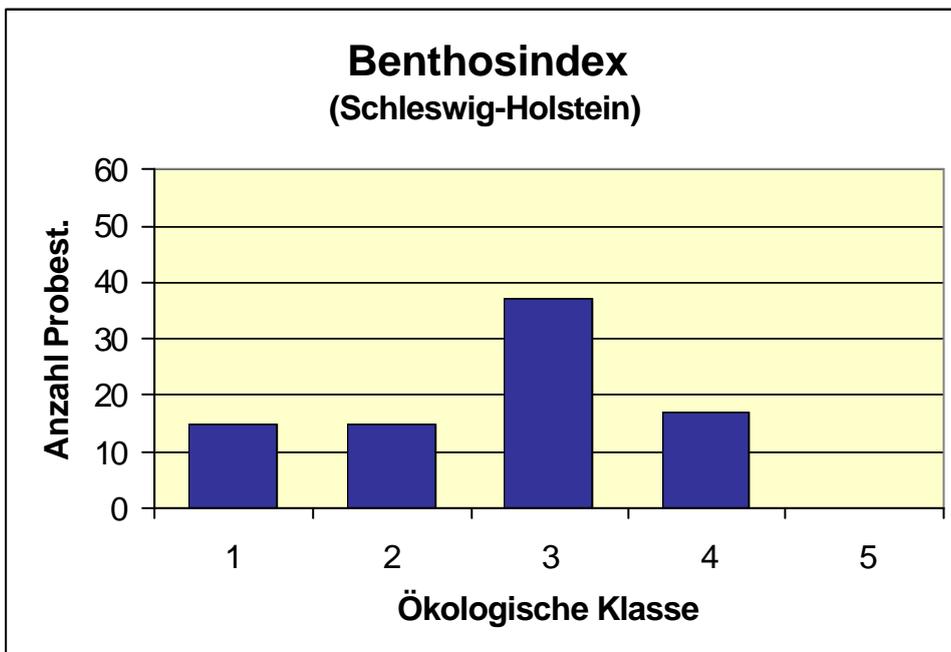


Abbildung 5.48: Bewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins anhand des Benthosindex nach 5 ökologischen Klassen

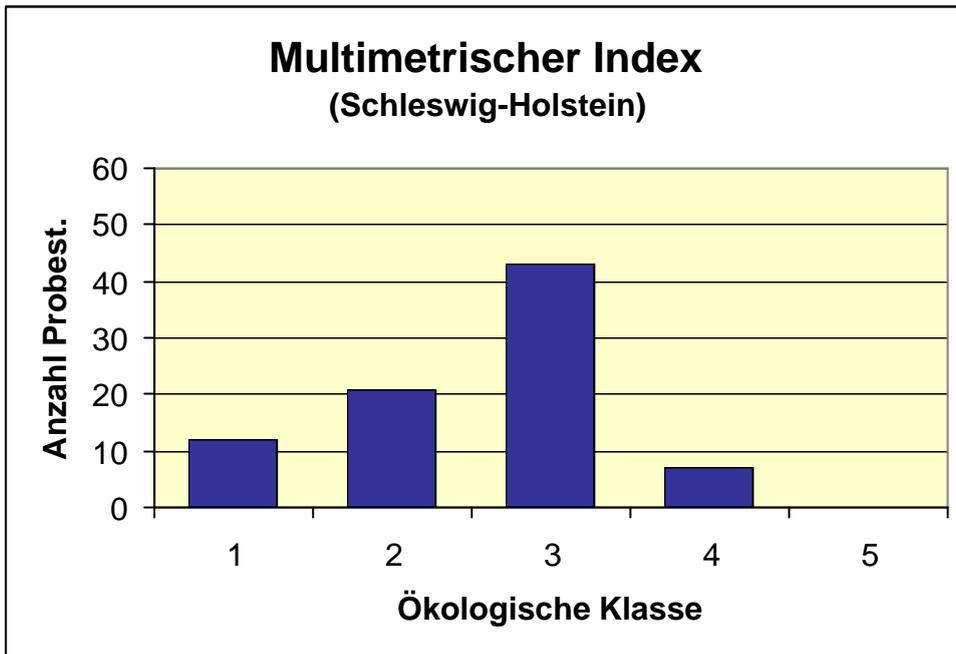


Abbildung 5.49: Bewertung der Fließgewässer Schleswig-Holsteins anhand des Multimetric Index nach 5 ökologischen Klassen

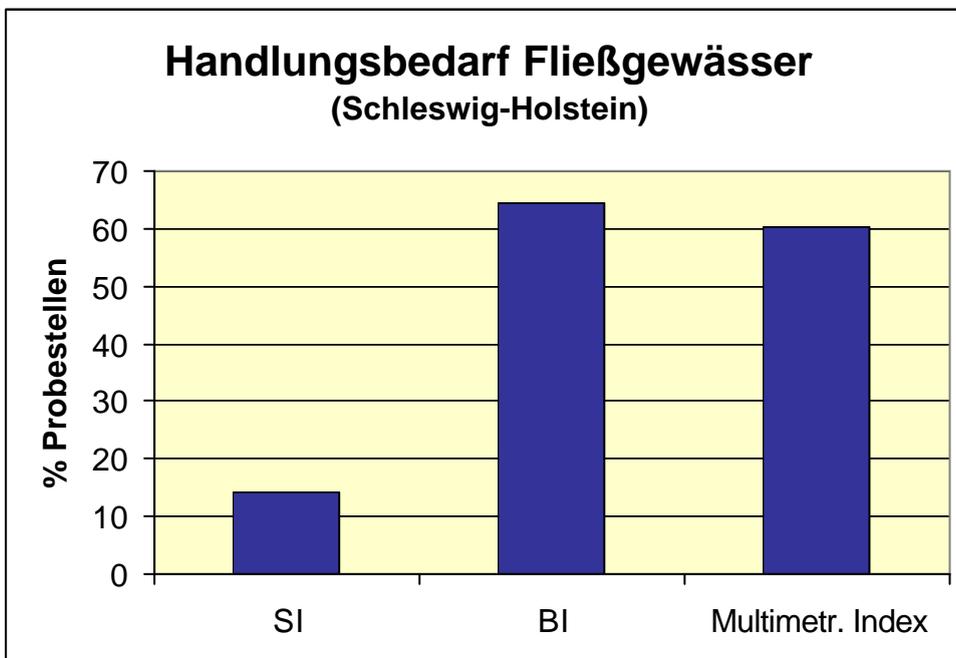


Abbildung 5.50: Potentieller Handlungsbedarf in den Gewässern Schleswig-Holsteins, abgeleitet aus der Bewertung mit Saprobienindex, Benthosindex und Multimetric Index

### 5.3.2.4 Vergleich des Handlungsbedarfs Referenzgewässer - degradierte Gewässer

Um das Bewertungsverfahren zu überprüfen, liefert ein Vergleich der durch die Bewertung erzielten Ergebnisse bei Referenzgewässern und degradierten Gewässern erste Anhaltspunkte.

60 bis 80% der als degradiert gemeldeten Gewässer schneiden über den Benthosindex und den Multimetric Index schlechter als mit Klasse 2 ab und fallen damit unter die Gewässer, bei denen Sanierungsmaßnahmen erforderlich werden. Der Anteil von Referenzgewässern, bei denen Handlungsbedarf besteht, ist weitaus geringer und variiert zwischen 5% in Rheinland-Pfalz und 20% in Schleswig-Holstein. Beim Vergleich des Handlungsbedarfs der Länder schneidet Schleswig-Holstein am schlechtesten ab (Abbildung 5.51).

Bayern und Rheinland-Pfalz gehören zu den Bundesländern, in denen Fließgewässer des Berglandes dominieren, während Schleswig-Holstein repräsentativ für Tieflandbäche ist. Inwieweit Tieflandgewässer ökologisch schlechter als Berglandbäche sind oder mit den vorliegenden Bewertungsverfahren zu negativ bewertet werden, konnte nicht abschließend geklärt werden.

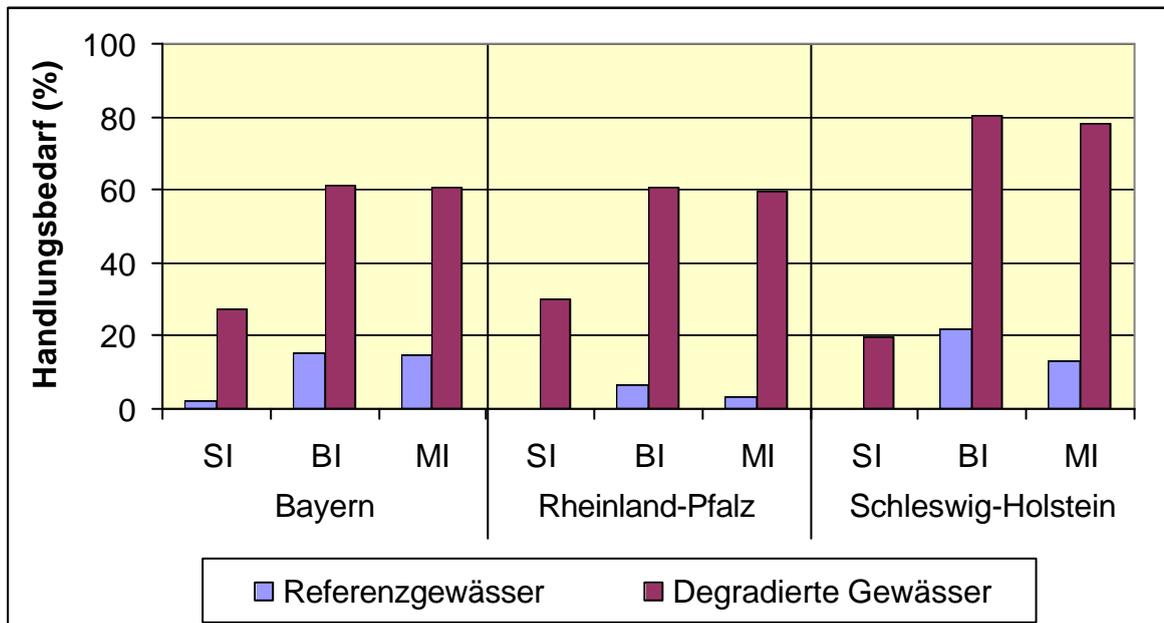


Abbildung 5.51: Vergleich des Handlungsbedarfs von Referenzgewässern und degradierten Gewässern in Bayern, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein

## 6 Diskussion

Die Entwicklung eines leitbildbezogenen und typspezifischen Bewertungsverfahrens durch Vergleich der Biozönosen mit einem anthropogen weitgehend naturnahen Referenzzustand erwies sich als außerordentlich schwierig und nicht machbar. Ähnlichkeitsbetrachtungen zeigten, dass mit dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial keine eindeutige biozönotische Typentrennung möglich ist.

Die Daten wurden für gewässertypologische eingesetzt und ergaben.

Eine der Vorgaben für das Projekt war es, mit den in der Bundesrepublik vorhandenen einschlägigen Daten zu arbeiten und noch fehlende Daten von den Bundesländern nacherheben zu lassen.

Letzteres ist aus mannigfaltigen Gründen nur in sehr bescheidenem Umfang erfolgt, so dass im wesentlichen auf die vorhandenen Daten zurückgegriffen werden musste. Diese wurden in einem langwierigen Prozess von den Bundesländern bereitgestellt bzw. aus der Literatur entnommen und gesammelt.

Das Datenmaterial war naturgemäß hinsichtlich Probenahme, Erhebungsmethodik, Bestimmungsniveau und Taxaverschlüsselung außerordentlich inhomogen, da die Untersuchungsziele in der Regel unterschiedlich waren. Angaben zu den erforderlichen Begleitdaten wie Rechts- und Hochwerte und physiographische Faktoren (Quellentfernung, Mittleres Talgefälle, Höhenlage u.a.) fehlten und mussten mühsam nacherhoben werden. Ebenso Vergleichsdaten von degradierten Gewässern, die zur Plausibilisierung der Lösungsansätze und zur Festlegung der Skalierungen, wie sich im Laufe des Projektes herausstellte, benötigt wurden.

Auch die Formate und die Strukturen der Daten waren weitgehend uneinheitlich, so dass der Aufbau der für das Projekt benötigten Datenbank erheblichen Zeit- und Arbeitsaufwand erforderte und zur Verzögerung des Gesamtablaufs führte.

Es fehlte auch eine in der Bundesrepublik allgemein eingeführte oder zumindest anerkannte Taxaliste, die für vergleichende Arbeiten, wie im Projekt vorgesehen, eine Grundvoraussetzung ist und die die Bestimmungstiefe, die Bestimmbarkeit, die ökologischen Indikationen und das geographische Vorkommen beschreibt und vorgibt. Deshalb wurde eine einheitliche Liste zusammen mit der Universität Hohenheim erarbeitet, die schwerpunktmäßig die bestimmbar Taxa und die Bestimmungsliteratur enthält.

Für die **Entwicklung und Erprobung der Bewertungsverfahren wurde die Artenliste des BAYERISCHEN LANDESAMTS FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996)** als Grundlage benutzt.

Eine weitere Folge der Dateninhomogenität war, dass sich die Anwendung bewährter statistischer Verfahren zur Ermittlung von Ähnlichkeiten wie Clusteranalysen, Faktorenanalyse und Kanonische Korrespondenzanalyse verbot, da dafür einheitliches Datenmaterial vorausgesetzt wird. Ähnlichkeitsbetrachtungen mit den Daten von Referenzgewässern anhand eigens konzipierter Verfahren ergaben, dass

- die Biozönosen der meisten Fließgewässertypen ähnlich sind und deshalb keine typspezifischen Leitbilder abgeleitet und angegeben werden können,

- die Biozönosen auf der Ebene der Ökoregionen Ähnlichkeiten zeigen und sich einigermaßen gut abgrenzen lassen.

Ein Grund für die insgesamt zu große Ähnlichkeiten der Lebensgemeinschaften könnte einerseits in der Uneinheitlichkeit des vorhandenen und untersuchten Datenmaterials liegen. Andererseits gibt es bislang insgesamt wenig Hinweise, dass sich die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer allein nach geomorphologischen Kriterien, wie der typologischen Ansatz der Bundesrepublik (SCHMEDTJE ET AL. 2000) voraussetzt, unterscheiden und genau differenzieren lassen.

Vor dem oben beschriebenen Hintergrund sind insgesamt im Rahmen des Projektes vier den Anforderungen der EG-WRRL konforme Verfahren konzipiert worden. **Zwei der Verfahren (Verfahrensansatz I und II) sind weitgehend fertig entwickelt und in Testgebieten erprobt worden.** Für die beiden übrigen Verfahren (Verfahrensansatz III und IV) sind die Lösungswege aufgezeigt und beschrieben worden.

Das **Verfahren I** ist ein **zonenspezifischer Ansatz**, der zunächst für die Fließgewässerzonen Rhithral entwickelt wurde. Es basiert auf den autökologischen Angaben des Rhithrals und gibt die längszonale Spezifität der Besiedlung wider. Entsprechend der Vorgaben der EG-WRRL wurden die Taxa nach ihrer „Rhithrontypie“ in 5 Klassen mit den Werten 5 (sehr typisch) bis 1 (untypisch) eingestuft. Nach diesem Schema wurden ca. 1000 in Deutschland vorkommender Taxa klassifiziert. „Leitbild“ für dieses Verfahren ist damit die Lebensgemeinschaft der Fließgewässerlängszone Rhithral. Die so klassifizierten Werte der Taxa wurden nach den wie folgt beschriebenen Kriterien um den Betrag 1 auf- oder abgewertet:

Aufwertung	Abwertung
- Arten mit engen Ansprüche an ihre Umwelt	- Limnophile Arten
- Arten mit geographischer Restriktion	- Arten mit breiter Umweltamplitude (Ubiquisten)
- Rote-Liste-Arten	- Neozoen
- Arten mit langen Entwicklungszyklen	

Daraus resultierten die sogenannten Ökologie-Werte, kurz ECO-Werte genannt.

Dieser zonenspezifische Ansatz wurde analog zum Rhithral - mit Ausnahme der Herkunft der ECO-Werte - für die Anwendung im Potamal erweitert. Die ECO-Werte des Potamals entstammen der Artenliste des Potamontypieindex und sollten bei einer Weiterentwicklung des Verfahrens insbesondere für mittelgroße Potamalgewässer angepasst werden (vgl. BFG 2001).

Zur Bewertung der ökologischen Qualität kamen zwei Algorithmen zum Einsatz:

- Quadrierung der ECO-Werte und Mittelwertbildung mit theoretischem Maximalwert von 25 (Rhithrontypieindex = RTI)
- Berücksichtigung der Häufigkeiten und Berechnung eines gewichteten Mittelwertes analog der Berechnung des Saprobienindex mit theoretischem Maximalwert von 5 (Benthosindex = BI)

Die Skalierung der ökologischen Qualität erfolgte nach einem ursprünglichen Vorschlag eines Entwurfs der EG-WRRL mit festgelegten Klassengrenzen (EQR-Werte) als Grad der Übereinstimmung mit dem Referenzzustand (= sehr gute ökologische Qualität).

Die Auswertung von Daten zweier Modellgebiete in Baden-Württemberg sowie Daten aus Norddeutschland ergaben:

- Der Rhithrontypieindex (RTI) liefert weniger robuste und plausible Ergebnisse als der Benthosindex (BI).
- Im Vergleich mit dem bisherigen Bewertungsverfahren des Gütezustandes anhand des Saprobienindex ergibt sich eine deutlich schlechtere Bewertung des Zustandes mit dem RTI und BI.
- Die getesteten Gewässer des Norddeutschen Tieflandes schneiden auch bei den Referenzgewässern schlechter ab als die Gewässer der Mittelgebirge oder des Alpenraumes.
- Physiographische Faktoren wie Quellentfernung, Höhenlage und Mittleres Talgefälle korrelieren mit den Bewertungsergebnissen, Substrat und Strukturgüte dagegen nicht.
- Der Zustand der Gewässerstrukturgüte lässt sich nicht eindeutig von der Zusammensetzung der Biozöten ablesen. Die Auswertungen legen nahe, dass die Einflüsse im Bereich der langsamfließenden Gewässer (Potamalbereiche) deutlich größer sind als in schnellfließenden Abschnitten des Rhithrals.

Zur Abgrenzung der Fließgewässerlängszonen musste ein eigenes Verfahren entwickelt werden. Dabei wird für die Zuordnung zum Rhithral bzw. Potamal der physiographische Faktor **Mittleres Talgefälle** und das **Verhältnis von Rhithral- zu Potamalarten („Längszonierungsindex“)** zum Maßstab gemacht („Leitgrößen“ der Fließgewässerzonierung). Umfangreiche Untersuchungen zeigten, dass bei einem Talgefälle von  $>0,5\%$  die Probestellen dem Rhithral zuzuordnen sind, ansonsten ist der genannte Längszonierungsindex ausschlaggebend.

Eine Kartierung der in der LAWA-Gütekarte aufgeführten Fließgewässer in Baden-Württemberg für das Jahr 2000, für die die Rhithral- und Potamalabschnitte ermittelt wurden und die nach dem Benthosindex\_Rhithral (BI\_R) und Benthosindex\_Potamal (BI\_P) bewertet wurden, ergab sehr plausible Ergebnisse, die von ortskundigen Experten überprüft wurden.

Das **Verfahren II** ist ein **Multimetrischer Index** der in zwei Varianten, zum einen **auf Artniveau** und zum anderen **auf Probenniveau** vorgeschlagen wird.

Variante I ist ein **Multimetrischer Index auf Artniveau**, bei dem der Saprobienindex und die ECO-Werte einer Art kombiniert - unter Einbeziehung der Ökoregionen - die ökologische Bewertung ergibt.

Bei Variante II, dem **Multimetrischer Index auf Probenniveau** werden der Benthosindex und der Saprobienindex getrennt ermittelt und in einer Matrix kombiniert. Der Saprobienindex wird hierzu in fünf Klassen eingeteilt. Erprobt wurden drei verschiedene Matrizen, um die nicht linearen, komplexen Zusammenhänge der Fließgewässerökologie zu berücksichtigen. Nach Überprüfung der Plausibilität stellte sich heraus, dass eine Matrix dem bestehenden Gewässerzustand am besten gerecht und deshalb für die zukünftige Bewertung empfohlen wird.

Die Auswertungen mit dem Multimetrischen Index auf Artniveau (Variante I) wurde von der begleitenden LAWA-Arbeitsgruppe als nicht zielführend angesehen und nicht weiterverfolgt.

Die mit dem **Multimetrischen Index auf Probenniveau** durchgeführten Auswertungen insbesondere im Mittelgebirge (Daten der Modellgebiete und der Gütekarte in Baden-Württemberg) ergaben in der Summe und bezüglich des Handlungsbedarfs (Ökologischer Zustand schlechter

als Klasse 2) vergleichbare Ergebnisse wie mit dem Benthosindex. Dagegen wurden die Gewässer des Norddeutschen Tieflandes mit dem Multimetrischen Index z.T. deutlich besser bewertet als mit dem Benthosindex. Dies ist auf den Einfluss des Saprobienindex, der bei vielen Gewässern eine mäßige Belastung indiziert (Klasse 2), zurückzuführen.

Als Quintessenz der Verfahrensprüfung ergibt sich, dass der bisherige Bewertungsmaßstab „Saprobienindex“ und die daraus entwickelten Multimetrischen Indizes in die gleiche Richtung zeigen und eine gewisse Korrelation und Redundanz aufweisen. Allerdings wird nach den hier vorgestellten Verfahren der „Gewässerzustand“ strenger bewertet als nach dem Saprobienindex und wird bei der Zusammenschau aller bestimmenden Faktoren dem ökologischen Zustand gerechter.

Genannt werden soll noch, dass die Frage nach dem Aufwand biologischer Untersuchungen in Form des erforderlichen Bestimmungsniveaus für die zonale und saprobielle Bewertung untersucht und beantwortet werden konnte. Bei der Auswertung der Daten von Referenzgewässern ergab sich, dass der auf Grundlage von Familien berechnete Rhithrontypieindex und Saprobienindex sehr große und nicht akzeptable Schwankungsbreiten aufwies. Auf Gattungsniveau ist die Streuung beim Rhithrontypieindex ähnlich groß, während sie beim Saprobienindex vertretbar gering wäre. Allerdings ist bezogen auf die Bewertung nach Arten die Auflösbarkeit in Klassen geringer, d.h. es werden sich nicht, wie bisher, sieben Klassen unterscheiden lassen.

Das vorliegende Forschungsvorhaben, dessen Aufgabe es war, einen ersten Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung zu erarbeiten, hat wie genannt vier Verfahrensvorschläge gemacht. Für die künftige Fließgewässerbewertung in Deutschland in Anlehnung an die EG-WRRL wird ein ökologisch orientiertes indikatives Bewertungsverfahren empfohlen, bei dem die saprobielle Belastung in Form eines Multimetrischen Index in die Bewertung einfließt. Der hier vorgeschlagene **Multimetrische Index auf Probenniveau** stellt eine mögliche und angemessene Form der komplexen aber verständlichen und transparenten Bewertungsmethode dar. Bezüglich der langsamfließenden Tieflandgewässer (Potamalgewässer) und gegebenenfalls weiterer Fließgewässertypen wird empfohlen, das Verfahren weiterzuentwickeln und in eine verfahrenskonforme Anpassung münden zu lassen. Ansätze einer Verfahrensvalidierung und Plausibilisierung der Ergebnisse hat in diesem Projekt bereits stattgefunden. Sie sollten zukünftig vertieft und auf weitere Fließgewässertypen ausgedehnt werden.

## 7 Literaturverzeichnis

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna – Informationsberichte Heft 4/96, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2002 in prep.): Biologische Gewässeranalyse in Bayern - Taxaliste der Gewässerorganismen - Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/90, Fortschreibung auf Datenträger, München.
- BINOT, M. & al. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands – Bundesamt für Naturschutz, Schriftenreihe f. Landschaftspf. u. Naturschutz Heft 55; Bonn-Bad Godesberg.
- BÖHMER, J., RAWER-JOST, C. & KAPPUS, B. (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung – Biologische Grundlagen und Verfahren - Schwerpunkt Makrozoobenthos. In: Handbuch Angewandte Limnologie – 8. Erg.Lfg. 12/99.
- BRAUKMANN, U. (1997): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Arch. Hydrobiol. Beih. 26, 2. Aufl.; Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BRAUKMANN, U. & Pinter, I. (1995): Integrierte ökologische Fließgewässerbewertung – Strategiepapier – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- BRAUKMANN, U. & Pinter, I. (1997): Concept for an Integrated Ecological Evaluation of Running Waters - Acta hydrochim. Hydrobiol. 25, VCH Verlag Weinheim.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Fließgewässertypen in Baden-Württemberg – Schwerpunkt Gewässerversauerung. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Bd. 56. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 501 S. + Anhang, 208 Abb., 78 Tab., Karlsruhe.
- BRIEM, E. (1998): Die Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland, Teil 1: Fließgewässerformen – Fließgewässerstrukturen – Fließgewässertypologie (unveröffentlicht).
- BRIEM, E. (2000): Die Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland, digitale Karte des UBA (noch unveröffentlicht).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT ÖSTERREICH (HERSG.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca – von MOOG, O., Wien.
- EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1994): Fließgewässertypologie – ECOMED-Verlag Landsberg.

- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. – Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 46, 205-213.
- ILLIES, J. (1967): Limnofauna Europaea. – Gustav Fischer Verlag Stuttgart
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (HRSG.): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Übersichtsverfahren. In Vorbereitung.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BW) (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung; Handbuch Wasser 2, Heft 7, 1. Aufl. Karlsruhe.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BW) (1994): Übersichtskartierung des morphologischen Zustands der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1992/93 – Handbuch Wasser 2, Heft 15
- LUA (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Merkblätter Nr. 17, Essen.
- MEHL, D. & THIELE, V. (1995): Die ökologische Bewertung von Fließgewässern auf der Basis der Standorttypie – Eine Einführung. – In: MEHL, D. & THIELE, V.: Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. – Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo Suppl. 15: 9-19, Frankfurt a. M.
- NIXON, S. ET AL. (1997): Ecological quality of fresh surface waters in europe: Research needs scoping study. – WRc Ref: CO 4353.
- SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P. & HERING, D. (Stand 22.11.2000): Zusammenfassung der Fließgewässertypen Deutschlands.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). – Autoren: SCHÖLL, F. & HAYBACH, A.; BfG-Mitteilung Nr. 23
- SCHWOERBEL, J. (1987): Einführung in die Limnologie, 6. Aufl. – Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W (1963): The mathematical theory of communication. – 1-117, University of Illinois Press, Urbana.
- STATISTICA (1995): Statistics, Vol 1+2, Graphics, Handbücher zum Programm, Tulsa, USA.
- Der IBGN wurde dem internet entnommen: <http://assoc.wanadoo.fr/erb/ibgn.htm>